



# Università Degli Studi di Ferrara

DOTTORATO DI RICERCA IN  
"SCIENZE DELLA TERRA"

CICLO XXVI

COORDINATORE Prof. Massimo Coltorti

**Riuso dei sedimenti dragati nelle aree portuali:  
tecniche di trattamento, valutazione delle variazioni  
tessiturali, morfoscopiche e geochimiche ed ipotesi di  
intervento**

Settore Scientifico Disciplinare **GEO/04**

**Dottoranda**

Dott.ssa Rodella Ilaria

---

**Tutore**

Prof. Simeoni Umberto

---

**Cotutore**

Prof.ssa Vaccaro Carmela

---

Anno Accademico 2012/2013

---

---

a cura di dott.ssa Ilaria Rodella

Relatore: Professor Umberto Simeoni  
Università di Ferrara

*Tesi relativa al riuso dei sedimenti che vengono dragati dalle zone portuali, con un'introduzione dedicata ai siti di possibile riuso, alle tecniche di decontaminazione e alle analisi morfologiche delle particelle costituenti i sedimenti e argomentazione relativa alla geologia ambientale applicata.*

---



---

## Indice

<b>INTRODUZIONE.....</b>	<b>14</b>
<b>OBIETTIVI .....</b>	<b>15</b>
<b>INTRODUZIONE .....</b>	<b>15</b>
<b>DISSERTAZIONE DELLA RICERCA .....</b>	<b>19</b>
<b>CAPITOLO 1 - IL RIUSO DEI SEDIMENTI CONTAMINATI.....</b>	<b>22</b>
<b>1.1 INTRODUZIONE .....</b>	<b>23</b>
<b>1.2 RIFERIMENTI NORMATIVI .....</b>	<b>27</b>
<b>1.2.1 Convenzioni Internazionali e normativa nazionale .....</b>	<b>27</b>
<b>1.3 LA RIMOZIONE DEI SEDIMENTI MARINI .....</b>	<b>31</b>
<b>1.3.1 AREA PORTUALE .....</b>	<b>32</b>
<b>1.4 RIUTILIZZO DEI SEDIMENTI MARINI .....</b>	<b>40</b>
<b>1.4.1 Il ripascimento .....</b>	<b>45</b>
<b>1.4.2 Utilizzi a terra e inserimento in cicli produttivi.....</b>	<b>47</b>
<b>1.4.2.1 Recupero ambientale di cave dismesse .....</b>	<b>48</b>
<b>1.5 TRATTAMENTO DEI SEDIMENTI DEL PRESENTE STUDIO .....</b>	<b>49</b>
<b>1.5.1 Tecnologie di trattamento ex situ .....</b>	<b>49</b>
<b>1.5.1.1 Pre-trattamento.....</b>	<b>49</b>
<b>1.5.1.2 Separazione granulometrica.....</b>	<b>50</b>
<b>1.5.1.3 Soil Washing e attrizione .....</b>	<b>51</b>
<b>1.5.2 Riduzione carbotermica.....</b>	<b>54</b>
<b>1.5.3 Purificazione.....</b>	<b>56</b>
<b>1.5.3.1 Metodi fisici.....</b>	<b>56</b>
<b>1.5.3.2 Metodi chimici.....</b>	<b>57</b>
<b>1.5.3.3 Purificazione tramite torcia al plasma.....</b>	<b>57</b>

---

<b>2</b>	<b>CAPITOLO 2 - INQUADRAMENTO</b>	<b>60</b>
2.1	LA REGIONE EMILIA-ROMAGNA	61
2.1.1	<i>Assetto Geologico e Morfologico</i>	61
2.1.2	<i>Il litorale emiliano - romagnolo</i>	62
2.1.3	<i>Problematiche dell'area costiera e interventi mitigatori</i>	63
2.1.3.1	Evoluzione della linea di riva del litorale emiliano - romagnolo	65
2.1.4	<i>Deriva litoranea e caratterizzazione sedimentologica</i>	67
2.1.5	<i>I porti regionali</i>	72
2.1.5.1	Il porto di Ravenna	73
2.1.5.2	I piccoli porti dell'Emilia-Romagna	74
2.2	LA REGIONE TOSCANA	77
2.2.1	<i>Inquadramento geologico e geomorfologico</i>	77
2.2.2	<i>Il porto di Livorno</i>	79
2.3	PROVINCIA DI CONSTANTA (ROMANIA)	81
2.3.1	<i>Inquadramento</i>	81
2.3.1.1	La dinamica costiera	84
2.3.2	<i>Il porto di Midia</i>	85
<b>3</b>	<b>CAPITOLO 3 - MATERIALI E METODI</b>	<b>86</b>
3.1	RILIEVI TOPOGRAFICI E BATIMETRICI	87
3.2	ANALISI TESSITURALI	90
3.2.1	<i>Metodo della bilancia di sedimentazione</i>	90
3.2.2	<i>Metodo dei setacci</i>	92
3.3	LE ANALISI A MICROSCOPIO	95
3.3.1	<i>Microscopio automatizzato Morphologi G3</i>	96
3.3.2	<i>Microscopio ottico polarizzatore con fotocamera</i>	101

---

3.3.3	<i>Microscopio a scansione elettronica (Sem - Eds)</i> .....	102
3.4	LE ANALISI CHIMICHE .....	104
3.4.1	<i>Analisi ICP-MS</i> .....	104
3.4.2	<i>Analisi a fluorescenza a raggi X</i> .....	105
4	<b>CAPITOLO 4 - ATTIVITÀ DI CAMPAGNA</b> .....	<b>108</b>
4.1	INDAGINI NELL'EMILIA-ROMAGNA .....	111
4.1.1	<i>Il porto di Ravenna</i> .....	112
4.1.2	<i>I piccoli porti</i> .....	116
4.1.3	<i>Le indagini sul litorale</i> .....	118
4.1.3.1	Marina Romea .....	120
4.1.4	<i>Le indagini in altre zone del litorale e nell'entroterra</i> .....	121
4.1.4.1	Campionamenti e rilievi topo-batimetrici delle cave .....	122
4.2	INDAGINI IN TOSCANA .....	124
4.2.1	<i>Il porto di Livorno</i> .....	124
4.2.2	<i>Il litorale toscano</i> .....	126
4.3	INDAGINI NELLA PROVINCIA DI CONSTANTIA (ROMANIA).....	126
4.3.1	<i>Campionamento dell'area portuale di Midia</i> .....	127
4.3.2	<i>Campionamento nel litorale di Chituc e Edighiol</i> .....	129
5	<b>CAPITOLO 5 - RISULTATI ANALITICI</b> .....	<b>132</b>
5.1	EMILIA-ROMAGNA .....	133
5.1.1	<i>Caratterizzazione sedimentologica e geochimica dei sedimenti del porto di Ravenna e dei prodotti derivati da trattamenti di decontaminazione sperimentali</i> .....	133
5.1.1.1	Indagini pre trattamento .....	133
5.1.1.2	Indagini tessiturali e geochimiche post trattamento di decontaminazione .....	147
5.1.2	<i>Treatments di Soil Washing/Sorting - Cella di Attrizione - Landfarming</i> .....	148
5.1.2.1	Analisi tessiturali.....	148

---

5.1.2.2	Analisi chimiche a fluorescenza a raggi x .....	150
5.1.2.3	Stato ambientale dei sedimenti trattati con il metodo Soil Washing e Sorting rispetto ai limiti di legge	151
5.1.3	<i>Cella di attrizione</i> .....	157
5.1.4	<i>Landfarming</i> .....	161
5.1.5	<i>Trattamento di fusione con Torcia al Plasma</i> .....	163
5.1.5.1	Il processo di carboriduzione .....	165
5.1.5.2	Il processo di vetrificazione .....	166
5.1.6	<i>I piccoli porti</i> .....	185
5.1.6.1	Sedimenti nativi.....	185
5.1.6.2	Sedimenti trattati con sorting.....	188
5.1.8	<i>Le indagini sul litorale</i> .....	194
5.1.8.1	Analisi tessiturale dei campioni prelevati in Novembre 2010.....	194
5.1.8.2	Analisi tessiturale dei campioni prelevati in Maggio 2011.....	195
5.1.8.3	Litorale di Marina Romea .....	196
5.1.9	<i>Le indagini nell'entroterra</i> .....	199
5.1.9.1	Il fiume Po e le Dune di Massenzatica.....	200
5.1.9.2	Cave della Provincia di Ravenna .....	202
5.2	TOSCANA .....	206
5.2.1	<i>Il porto di Livorno</i> .....	206
5.2.1.1	Indagini pre trattamento .....	206
5.2.1.2	Indagini post trattamento .....	207
5.2.1.3	Cella di attrizione.....	208
5.2.2	<i>Il litorale toscano</i> .....	212
5.2.2.1	Analisi tessiturale dei campioni prelevati in Agosto 2012 .....	212
5.3	PROVINCIA DI CONSTANTIA (ROMANIA) .....	214

---

5.3.1	<i>Il porto di Midia</i> .....	214
5.3.1.1	Indagini pre - trattamento (campionamento 2011) .....	215
5.3.2	<i>Indagini post trattamento (campionamento 2011)</i> .....	221
5.3.2.1	Trattamento con Soil Washing .....	221
5.3.2.2	Trattamento con Torcia al Plasma .....	225
5.4	IL LITORALE DI CHITUC E EDIGHIOL.....	230
5.4.1	<i>Analisi tessiturale dei campioni prelevati in Maggio 2012</i> .....	230
5.4.2	<i>Analisi chimica a fluorescenza a raggi x</i> .....	234
<b>6</b>	<b>CAPITOLO 6 - INDAGINI MORFOLOGICHE</b> .....	<b>236</b>
6.1	BACKGROUND .....	237
6.2	DIMENSIONI E FORMA .....	239
6.3	CALCOLO DI DIMENSIONE E FORMA DEI SEDIMENTI DI ORIGINE PORTUALE E DI AMBIENTI DEPOSIZIONALI .....	248
6.3.1	<i>Individuazione dei parametri di forma e dimensione significativi</i> .....	249
6.4	CARATTERIZZAZIONE DEI SEDIMENTI PORTUALI IN BASE AI PARAMETRI DI DIMENSIONE E FORMA .....	261
6.5	CORRELAZIONE TRA I PARAMETRI MORFOLOGICI RICAVATI DAL MICROSCOPIO MORPHOLOGI G3 E DAL MICROSCOPIO OTTICO CON WEBCAM ASSOCIATA .....	271
<b>7</b>	<b>CAPITOLO 7 - IPOTESI DI INTERVENTO</b> .....	<b>282</b>
7.1	BACKGROUND SULL'ANALISI DI COMPATIBILITÀ SEDIMENTOLOGICA .....	283
7.1.1.1	Fattore di overfill $R_a$ e Fattore di ripascimento ( $R_J$ ) .....	283
7.1.1.2	Metodo del rapporto di sovrariempimento o di overfill ( $R_{crit}$ ) .....	286
7.1.1.3	Fattore di ripascimento ( $R_J$ ) .....	287
7.2	INDIVIDUAZIONE DEI TRATTI COSTIERI RAVENNATI PIÙ IDONEI PER IL RIPASCIMENTO .....	288
7.2.1	<i>Individuazione dei siti d'intervento</i> .....	288
7.2.2	<i>Verifiche e studi ambientali sui possibili impatti</i> .....	290
7.2.3	<i>Dati sedimentologici</i> .....	291
7.2.4	<i>Valutazioni volumetriche</i> .....	291

---

7.3	VALUTAZIONE DELLA COMPATIBILITÀ SEDIMENTOLOGICA .....	291
7.3.1	<i>Progettazione dell'intervento di ripascimento</i> .....	295
7.3.2	<i>Verifica dei parametri morfologici dei sedimenti del Porto di Ravenna e di Marina Romea</i> 299	
7.4	VALUTAZIONE DI INTERVENTO NELLE CAVE DELLA PROVINCIA DI RAVENNA .....	304
7.4.1	<i>Caratteristiche fisiche degli invasi</i> .....	305
7.4.2	<i>Valutazione della compatibilità sedimentaria</i> .....	305
7.4.3	<i>Ipotesi di intervento nelle cave</i> .....	307
8	<b>CAPITOLO 8 - DISCUSSIONE DEI RISULTATI</b> .....	<b>310</b>
9	<b>CAPITOLO 9 - CONCLUSIONE</b> .....	<b>332</b>
10	<b>BIBLIOGRAFIA</b> .....	<b>340</b>
10.1	SITOGRAFIA .....	351
11	<b>APPENDICE</b> .....	<b>354</b>
11.1	UBICAZIONE DEI CAMPIONI PRELEVATI NELLE CAMPAGNE DI CAMPIONAMENTO .....	355
11.2	EMILIA-ROMAGNA.....	361
11.2.1	<i>Il Porto di Ravenna</i> .....	361
11.2.1.1	Analisi PRE trattamento.....	361
11.2.1.2	Analisi Post trattamento di soil washing e cella di attrizione .....	366
11.2.1.3	Analisi dopo il trattamento di torcia al plasma.....	370
11.2.2	<i>Osservazione a microscopio ottico dei campioni prima e dopo il trattamento termico</i> 371	
11.2.3	<i>Piccoli Porti dell'Emilia-Romagna</i> .....	378
11.2.4	<i>Campionamenti nel litorale Emiliano-Romagnolo</i> .....	379
11.2.5	<i>Caposaldo di Marina Romea (RA)</i> .....	382
11.2.6	<i>Sedimenti altre zone del litorale e dell'entroterra</i> .....	383
11.2.7	<i>Sedimenti delle Cave</i> .....	384

---

11.3	SEDIMENTI DELLA TOSCANA .....	385
11.3.1	<i>Porto di Livorno: analisi pre-trattamento</i> .....	385
11.3.2	<i>Porto di Livorno: analisi post-trattamento</i> .....	385
11.3.3	<i>Indagini nel litorale: Marina di Massa</i> .....	386
11.4	ROMANIA .....	388
11.4.1	<i>Il porto di Midia</i> .....	388
11.4.2	<i>Il litorale di Chituc e Edihol</i> .....	388
11.5	CONFRONTI PARAMETRI MORFOLOGICI DEI CAMPIONI ANALIZZATI CON MICROSCOPIO OTTICO E CON MICROSCOPIO MORFOLOGI .....	390





### *Ringraziamenti*

*L'autore desidera esprimere un sentito ringraziamento ai professori Umberto Simeoni e Carmela Vaccaro, per l'aiuto nella stesura di questo documento e per il supporto scientifico. Un ringraziamento speciale ai dottori Danilo Bettoli, Davide Collini, Francesco Kasvalder e al professore Ivano Vassura, la cui conoscenza della materia si è rivelata di estremo aiuto nella fase di programmazione iniziale e di analisi del presente lavoro. Un ringraziamento sentito ai colleghi di lavoro Kizzi Utizi, Corinne Corbau, Dario Mezzogori, Francesco Droghetti, Giampaolo Spina Iaconis, Umberto Tessari e Massimiliano Melchiorre. Un sentito grazie ai professori Aldo Muntoni, Adrian Stanica e Costin Ugureanu, per l'aiuto nella raccolta dei campioni ed il supporto dato. Infine, un ringraziamento ai membri della commissione per il loro prezioso contributo.*



## INTRODUZIONE

---

## OBIETTIVI

Il presente studio è volto ad acquisire elementi conoscitivi per il riuso dei sedimenti, derivanti dall'attività di dragaggio dei fondali in ambito portuale e marino-costiero, ai fini di ripascimento e riutilizzo ambientale e civile. Il progetto di ricerca illustra le seguenti procedure:

**Generali-Tecniche**, attraverso la rassegna bibliografica sul riuso dei sedimenti di dragaggio, la descrizione della normativa vigente a livello comunitario e delle tecniche di trattamento in caso di contaminazione, le metodiche di analisi e, più in generale, dei criteri di classificazione qualitativa del materiale sottoposto a movimentazione;

**Scientifiche**, attraverso la caratterizzazione dei campioni (tessiturale, geochimica, ecotossicologica, morfologica), la valutazione dei trattamenti sperimentali e industriali sul chimismo e sulla tessitura del sedimento, l'ipotesi di riutilizzo dei sedimenti attraverso analisi di compatibilità.

## INTRODUZIONE

Il mare rappresenta una delle maggiori vie di comunicazione tra i continenti ed è sede di notevoli volumi di traffico per il trasporto di merci pesanti di varia natura (cibo, materie prime, ecc.).

Il notevole carico antropico che il mare ha dovuto sopportare, in particolare dal XX secolo, ha portato ad una compromissione delle condizioni di salute dell'ambiente marino in un numero sempre maggiore di situazioni.

A partire dagli anni '80, pertanto, oltre all'esigenza di contrastare i fenomeni di sedimentazione nei fondali marini in aree di transito e stazionamento delle grandi imbarcazioni utilizzate per il trasporto, si è aggiunta la necessità di rispettare una normativa ambientale che si è evoluta per contrastare i fenomeni di inquinamento riscontrati in molte aree marine costiere. La necessità di dragare i sedimenti di aree marine portuali è diventata negli ultimi decenni sempre più frequente, considerato il bisogno di approfondire i fondali

portuali, mantenere la profondità di navigazione, realizzare infrastrutture e risanare situazioni compromesse in aree marine contaminate, come riscontrato a partire dall'implementazione del Programma Nazionale di Bonifica e ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi del D.M. 468/2001<sup>1</sup>.

A partire dal gennaio 1996 la normativa che regolava l'attività di dragaggio e scarico di materiali in ambito litoraneo è stata aggiornata da un apposito Decreto del Ministero dell'Ambiente (D.M. 24 gennaio 1996<sup>2</sup>) che subordina ogni attività di movimentazione a severe procedure tecnico-giuridiche. Da una gestione di questi sedimenti a perdere (generalmente scaricati al largo), da tale data è stato quindi possibile potenziare lo scarico a ripascimento delle spiagge, quando il giudizio di compatibilità fisica e ambientale fosse idoneo.

Alla rimozione dei sedimenti marini si associa il problema della loro gestione secondo la normativa vigente. I sedimenti, infatti, non possono più essere reintrodotti nell'ambiente marino senza prima valutare la compatibilità per un loro recupero e riutilizzo, in funzione del loro stato qualitativo e della loro compatibilità con il sito di destinazione. Negli ultimi anni, dunque, si è passati da un approccio volto allo smaltimento del sedimento considerato quale rifiuto ad un approccio volto al recupero del sedimento considerato quale risorsa.

La premessa indispensabile per una corretta gestione del materiale dragato è una dettagliata conoscenza delle sue caratteristiche. Infatti, come indicato dal sistema normativo internazionale, solo un'approfondita conoscenza della natura e dell'origine dei sedimenti ed un'attenta analisi delle loro caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche permette di valutare correttamente gli impatti ambientali che possono derivare dall'attività di dragaggio e versamento, e poter gestire il materiale nel pieno rispetto dell'ambiente. In Italia, in particolare, nel corso degli ultimi 30 anni sono stati eseguiti numerosi interventi di dragaggio ai fini dell'approfondimento dei fondali antistanti diversi porti, riutilizzando i materiali

---

<sup>1</sup> DECRETO 18 SETTEMBRE 2001, N. 468 - REGOLAMENTO RECANTE: "PROGRAMMA NAZIONALE DI BONIFICA E RIPRISTINO AMBIENTALE". (PUBBLICATO NEL SUPPLEMENTO ORDINARIO N. 10/L ALLA GAZZETTA UFFICIALE ITALIANA N. 13 DEL 16 GENNAIO 2002)

<sup>2</sup> DECRETO MINISTERIALE 24 GENNAIO 1996 (IN GAZZETTA UFFICIALE, 7 FEBBRAIO, N. 31). -- DIRETTIVE INERENTI LE ATTIVITÀ ISTRUTTORIE PER IL RILASCIO DELLE AUTORIZZAZIONI DI CUI ALL'ART. 11 DELLA LEGGE 10 MAGGIO 1976, N. 319 E SUCCESSIVE MODIFICAZIONI ED INTEGRAZIONI, RELATIVE ALLO SCARICO NELLE ACQUE DEL MARE O IN AMBIENTI AD ESSO CONTIGUI, DI MATERIALI PROVENIENTI DA ESCAVO DI FONDALI DI AMBIENTI MARINI O SALMASTRI O DI TERRENI LITORANEI EMERSI, NONCHÉ DA OGNI ALTRA MOVIMENTAZIONE DI SEDIMENTI IN AMBIENTE MARINO.

recuperati per opere di ripascimento di arenili soggetti a erosione, con sedimenti non contaminati e granulometricamente idonei a tale modalità di gestione.

Generalmente, i materiali movimentati non contaminati che presentano un tenore percentuale della frazione sabbiosa (diametro delle particelle di dimensioni  $\geq 63 \mu\text{m}$ ) superiore al 90%, possono essere destinati a ripascimento o ad altri riutilizzi ambientali (ricostruzione di dune, di barre sommerse ecc.), secondo quanto riportato da numerosi autori tra cui Pellegrini et al., (2002).

Per la frazione fine (limi e argille, con diametro delle particelle  $< 63 \mu\text{m}$ ), che non può essere riutilizzata per opere di ripascimento, è opportuno individuare delle modalità di riutilizzo o smaltimento idonee. La gestione della frazione fine rappresenta la questione più onerosa in termini di costi e di impatti ambientali negli interventi di dragaggio e gestione dei sedimenti. In questi sedimenti, infatti, le sostanze antropogeniche si concentrano preferenzialmente, a causa della maggior superficie specifica che hanno questo tipo di particelle (nella argille si raggiunge uno sviluppo superficiale fino a  $840 \text{ m}^2/\text{g}$  contro i  $2 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{g}$  delle sabbie<sup>3</sup>), e della presenza di cariche elettrostatiche attive. Dal punto di vista chimico i minerali appartenenti a questa categoria, essendo sovente soggetti a sostituzioni cationiche eterovalenti all'interno del proprio reticolo, presentano un eccesso di cariche negative reticolari che vengono neutralizzate dall'adsorbimento superficiale o dall'introduzione nella regione interstrato di cationi, ad esempio quelli derivanti dai metalli pesanti. Un'alta abbondanza di minerali argillosi con notevoli sostituzioni eterovalenti (ad esempio montmorilloniti, cloriti), è in grado di produrre quindi un'anomala concentrazione di metalli pesanti (De Vivo, 1996; Siegel, F.R., 2002).

Se non contaminate, le frazioni fini possono essere recuperate per il riutilizzo nel settore dell'industria delle costruzioni, per la produzione di calce e cementi, per la realizzazione di rilevati e sottofondi stradali e/o di terreni in ambito costiero. Se contaminate, devono essere messe a punto delle tecnologie di decontaminazione, in funzione della natura dei contaminanti in esse presenti.

---

<sup>3</sup> SI DEFINISCE SUPERFICIE SPECIFICA  $S_{SP} = S/M = S/P \cdot V$ , DOVE S È LA SUPERFICIE DEL GRANULO, M LA MASSA, V IL VOLUME E P LA DENSITÀ. IN PARTICOLARE, NELL'IPOTESI DI FORMA SFERICA, ALLA QUALE SI AVVICINANO AD ESEMPIO I GRANI DI UNA SABBIA:  $S = \pi D^2$ ,  $V = \pi D^3/6$ , QUINDI  $S_{SP} = 6/PD$ . NELL'IPOTESI DI PARALLELEPIPEDO APPIATTITO, FORMA SIMILE A QUELLA DELLE PARTICELLE DI ARGILLA, DI DIMENSIONI B X L X H:  $S = 2LB + 2BH + 2LH$ ,  $V = BLH$ ; QUINDI  $S_{SP} = 1/P(2/L + 2/B + 2/L)$  E SE L'ALTEZZA H È MOLTO MINORE DELLE ALTRE DUE DIMENSIONI,  $S_{SP} \cong 2/PH$ . IN CONCLUSIONE, LA  $S_{SP}$  AUMENTA AL DIMINUIRE DELLE DIMENSIONI E DELL'APPIATTIMENTO DELLE PARTICELLE.

Nel caso in cui il processo di decontaminazione risulti poco sostenibile per motivi economici, ambientali o di altra natura, occorre conferire le frazioni fini in discarica di opportuna categoria o in adeguate strutture conterminate, quali vasche di colmata da realizzare nel rispetto dei requisiti normativi.

La scelta delle soluzioni gestionali dei sedimenti dragati dipende comunque anche dal contesto territoriale di riferimento dell'intervento, quindi dagli aspetti ambientali, logistici, tecnici ed economici associati alle diverse ipotesi.

Una volta individuate le possibili modalità gestionali, sarà necessario valutare i vincoli normativi che le regolamentano ed effettuare uno studio degli aspetti logistici, ambientali, tecnici ed economici, in funzione dei quali potrà essere sviluppata un'analisi della fattibilità delle medesime.

In tale ottica, il presente studio è volto all'individuazione delle possibili modalità di gestione e riutilizzo dei sedimenti dragati in aree portuali, sulla base delle esperienze pregresse e degli studi nazionali e internazionali portati avanti nel settore. In questo lavoro di tesi vengono, nello specifico, considerate alcune realtà territoriali costiere dell'Emilia Romagna, della Toscana, della Romania per i quali è necessario predisporre un sistema di gestione integrata tra le attività di dragaggio dei sedimenti finalizzate alla manutenzione dei fondali portuali, e quelle di trattamento e successivo recupero, riutilizzo e/o smaltimento dei sedimenti.

La strategia di riutilizzo di questi sedimenti, viene definita sulla base di fattori territoriali (tipologia e dimensione dei porti, quantitativo di sedimento da movimentare, tipologia di trattamento sul sedimento inquinato, presenza di aree a specifica destinazione d'uso, caratteristiche dell'ambiente costiero ed eventuale necessità di ripascimenti, ecc.), economici (realtà industriali locali presenti sul territorio, costi associati alle modalità di applicazione del trattamento, costi di trasporto dei materiali, costi di smaltimento) ed ambientali (caratteristiche e destinazione dei residui dalle attività di escavazione, separazione e trattamento, analisi del ciclo di vita di materie prime e seconde). Nell'ambito di tali finalità si è resa pertanto necessaria, per ciascun' area portuale, la raccolta delle seguenti informazioni:

1. caratterizzazione ambientale e analitica dei sedimenti dragati;
2. sperimentazione in laboratorio ed in impianto pilota;

3. definizione di un sistema integrato di gestione dei sedimenti;
4. identificazione di applicazioni ecocompatibili dei sedimenti di dragaggio.

Oltre all'iter appena descritto, durante il progetto di ricerca è stata realizzata, attraverso una successione di analisi (tessiturali, composizionali, morfoscopiche), una caratterizzazione di campioni che hanno subito diversi processi di trattamento per l'abbattimento del contenuto di inquinanti (sorting, soil washing, landfarming, torcia al plasma ecc.). Questa caratterizzazione è stata eseguita, per verificare quali siano le implicazioni fisiche e chimiche dei trattamenti sui sedimenti e sulle singole particelle e confrontandone i risultati. L'analisi bibliografica su questo tema, ha infatti confermato che possono esserci grossi cambiamenti tessiturali e composizionali tra i sedimenti nativi e quelli trattati, in base alle caratteristiche tessiturali e composizionali del sedimento trattato ed al trattamento utilizzato per la bonifica (Meriggi e Del Fabbro, 2005; Piou et al., 2009).

Per avere un'ulteriore conferma di questi cambiamenti, è stato necessario analizzare e caratterizzare anche sedimenti nativi di ambienti deposizionali (fiume, spiaggia, duna, fondali), limitrofi alle aree portuali da cui sono stati prelevati i campioni e successivamente trattati. Ciò ha permesso di eseguire alcune analisi di compatibilità sedimentologica determinando, oltre ai parametri tessiturali presi in considerazione dagli autori quali Krumbein (1938), Krumbein and James (1965), James (1974) e Galofre (2000), nuovi parametri derivanti dalla analisi morfologica delle particelle.

## **DISSERTAZIONE DELLA RICERCA**

Dopo l'introduzione, viene presentata nel capitolo 1 una revisione bibliografica sul tema del riuso dei materiali di dragaggio, scopo principale dello studio.

Nel Capitolo 2 si riporta un inquadramento geografico, geologico e geomorfologico delle aree indagate.



Nel Capitolo 3, vengono elencate le metodologie analitiche adottate durante le indagini sul campo e la caratterizzazione dei sedimenti sciolti.

Nel Capitolo 4 si descrivono i campionamenti e le indagini eseguiti nelle aree di interesse.

Nel Capitolo 5 vengono esposti i risultati analitici ottenuti nelle indagini.

La revisione sintetizza sulle conoscenze attuali delle proprietà geometriche delle particelle e l'approccio utilizzato per la loro analisi, viene descritto nel Capitolo 6.

Nel Capitolo 7 si propongono possibili soluzioni per l'impiego del materiale dragato e trattato.

Nel Capitolo 8 si valutano i risultati analitici e si discutono le possibili implicazioni delle metodologie operative.

Infine il Capitolo 9 riassume i principali focus dello studio, fornisce una complessiva conclusione e alcune raccomandazioni per ulteriori ricerche.



## CAPITOLO 1 - IL RIUSO DEI SEDIMENTI CONTAMINATI

---

## 1.1 INTRODUZIONE

La continua necessità di dragare i fondali delle aree marino-costiere, sia per la manutenzione dei canali di navigazione esistenti che per la costruzione di nuovi terminali, canali e corsi d'acqua, determina la produzione di diversi milioni di m<sup>3</sup> di materiale di dragaggio ogni anno, in modo particolare in Europa e Nord America. Gli Stati Uniti, ad esempio, rimuovono ogni anno più di 500 milioni di tonnellate di materiali di scavo dalle loro acque navigabili (US Army, 1984). Diversi studi hanno evidenziato come la quantità totale di sedimenti dragati in Europa raggiunga 100 - 200 milioni di m<sup>3</sup> l'anno. Nel solo porto di Rotterdam, il più grande del mondo, ogni anno vengono rimossi circa 20 milioni di m<sup>3</sup>/anno (PIANC, 1997).

A livello nazionale i sedimenti portuali in surplus nei porti ammontano a circa 50 milioni di m<sup>3</sup> (Assoporti, 2009) con un incremento medio di circa 5 milioni di m<sup>3</sup>/anno. L'Italia, secondo paese europeo del Mediterraneo per la lunghezza delle coste, presenta 653 porti di diverse tipologie e dimensioni (Apat, 2006), in media circa uno ogni 12,8 km. I più numericamente rilevanti sono i porti/porticcioli col 41% del totale, a seguire le banchine/pontili col 24% e il porto canale con l'8%, gli altri a seguire. I porti industriali/commerciali costituiscono il 5% del totale, in media 2 per regione circa.

Si può affermare dunque che quello dell'insabbiamento portuale in Italia sia un problema più che mai reale, anche alla luce del fatto che il 50% circa dei sedimenti necessari ad opere di manutenzione costiera siano intercettati da infrastrutture (Cappucci et al., 2009).

Parte del materiale dragato risulta idoneo per la reimmissione in mare perché non contaminato, mentre per il sedimento rimanente è necessario individuare delle modalità di gestione alternative. Il problema principale rimane dunque la concentrazione di carichi inquinanti che ne rendono complicata la sua movimentazione e il successivo riutilizzo, a meno di opportuni accorgimenti.

Secondo Danovaro (2001), gli ecosistemi e l'ambiente sono soggetti ad un impatto sempre crescente dovuto alla problematica del dragaggio dei porti, soprattutto per i carichi inquinanti che sono comunemente presenti nei sedimenti portuali. La maggior parte di questi inquinanti, ha effetti biologici sulle acque, sugli organismi e, per ultimo ma non ultimo, anche sugli esseri umani. In Tabella 1, si riportano le quantità di inquinanti rilasciate

annualmente nel Mar Mediterraneo, dove si evince che l'inquinamento principale è imputato agli scarichi industriali con apporti medi di circa 10 milioni di tonnellate ogni anno.

Tabella 1: Inquinanti rilasciati nel Mediterraneo ogni anno (Danovaro et al., 2001)

INQUINANTE	QUANTITÀ RILASCIATE
Azoto	1 x 10 <sup>6</sup> t
Idrocarburi	0,3-0,5 x 10 <sup>6</sup> t
Fosforo	0,3-0,4 x 10 <sup>6</sup> t
Pesticidi	90.000 t
Detergenti	60.000 t
Carichi organici	2,5 x 10 <sup>6</sup> t
Zinco	25.000 t
Mercurio	130 t
Piombo	3.800 t
Cromo	2.400 t
Fenoli	12.000 t
Scarichi industriali	10x10 <sup>6</sup> t

I contaminanti presenti nell'ambiente e nei suoli si suddividono in inorganici (Tabella 2) e organici (Tabella 3).

Tabella 2: Contaminanti inorganici e reattivi (Poviani e Poviani, 2008)

Contaminanti Inorganici	Alcuni contaminanti di appartenenza
Metalli volatili.	Arsenico; bismuto; piombo; mercurio; stagno; selenio
Metalli non volatili	Alluminio; antimonio; bario; berillio; bismuto; cadmio; calcio; cromo; cobalto; rame; ferro; magnesio; manganese; nichel; potassio; selenio; sodio; vanadio; zinco.
Amianto	---
Materiali radioattivi	Isotopi radioattivi di iodio, bario ed uranio; radio; radioattività gamma; radioattività alfa; radon
Corrosivi inorganici	Acido cloridrico; acido nitrico; acido fluoridrico; acido solforico; idrossido di sodio; idrossido di calcio; carbonato di calcio; carbonato di potassio.
Cianuri inorganici	Cianuri; cianuri metallici (ferrocianuro e cianuro di sodio).
Reattivi	Alcuni contaminanti di appartenenza
Ossidanti	Clorati; cromati.
Riducenti	Solfati; fosfati; idrazina.

Tabella 3: Contaminanti organici (Poviani e Poviani, 2008)

Contaminanti organici	Alcuni contaminanti di appartenenza
<b>Organici volatili alogenati</b>	Bromodiclorometano; bromoformio; bromometano; tetracloruro di carbonio; clorodibromometano; clorobenzene; cloroetano; cloroformio; clorometano; cloropropano; dibromometano; cis-1,3-dicloropropene; dicloroetano (1,1- 1,2-); dicloroetene (1,1- 1,2-); 1,2-dicloropropano; fluorotriclorometano; cloruro di metilene; tetracloroetano (1,1- 1,2-); tetracloroetene; tricloroetano (1,1,1- 1,1,2-); 1,2-trans-dicloroetene; trans-1,3-dicloropropene; 1,1,2-tricloro-1,1,2-trifluoroetano; tricloroetene; cloruro di vinile; idrocarburi totali clorurati; esaclorocicloesano; diclorometano.
<b>Organici volatili non alogenati</b>	Propanone; acroleina; acrilonitrile; benzene; butanone; disolfuro di carbonio; cicloesanone; etilacetato; etilbenzene; 2-esanone; isobutanolo; metanolo; metilisobutilchetone; 4-metil-2-pentanone; stirene; toluene; trimetilbenzene; vinilacetato; xilene.
<b>Organici semivolatili alogenati</b>	2-clorofenolo; 2,4-diclorofenolo; esaclorociclopentadiene; pentaclorofenolo; tetraclorofenolo; triclorofenolo (2,4,5- 2,4,6-); 4-cloronaftalene; diclorobenzene (1,2- 1,3- 1,4-); 3,3-diclorobenzidine; esaclorobenzene; esaclorobutadiene; 1,2,4-triclorobenzene
<b>Organici semivolatili non alogenati</b>	Acido benzoico; cresolo; 2,4-dimetilfenolo; 2,4-dinitrofenolo; metilfenolo (2- 4-); nitrofenolo (2- 4-); fenolo; acenaftene; acenaftilene; antracene; benzidine; benzo(a)antracene; benzo(b)fluorantene; benzo(k)fluorantene; benzo(a)pirene; benzo(ghi)perilene; alcool benzilico;
<b>Organici semivolatili non alogenati</b>	bis(2-etilexil)ftalato; butilbenzilftalato; crisene; dibenzo(a,b)antracene; dibenzofurano; dietilftalato; dimetilftalato; 4,6-dinitro-2-metilfenolo; dinitrotoluene (2,4- 2,6-); di-n-octilftalato; 1,2-difenilidrazina; fluorantene; fluorene; indeno(1,2,3-cd)pyrene; isoforone; 2-metilnaftalene; naftalene; nitroanilina (2- 3- 4-); nitrobenzene; n-nitrosodimetilammina; n-nitrosodi-npropilammina; n-nitrosodifenilammina; fenantrene; pirene; piridina; 2-metilnaftalene; bisftalato; fenilnaftalene.

<b>Pesticidi</b>	Aldrin; a-esacloruro di benzene (a-BHC); b-BHC; d-BHC; g-BHC; clordano; 4,4'-DDT; 4,4'- DDE; 4,4'-DDD; dieldrin; endosulfano (I, II); solfato di endosulfano; endrina; aldeide endrina; ethion; etilparathion; eptacloro; malathion; metil parathion; parathion; toxafene.
<b>Policlorobifenili (PCB)</b>	—
<b>Cianuri organici</b>	Organonitrili.
<b>Corrosivi organici</b>	Acido acetico; cloruro di acetile; anilina; acidi solfonici aromatici; acido cresilico; acido formico.

Il trasferimento degli inquinanti dalle acque ai sedimenti può avvenire a seguito di una serie di processi di natura fisica, chimica e biologica che governano i fenomeni di competizione tra fase liquida e fase solida. I fenomeni di trasferimento degli inquinanti dalla fase liquida ai sedimenti assumono una fondamentale importanza nel caso di sostanze pericolose e persistenti (e.g. pesticidi, composti organoclorurati, metalli pesanti).

Tra le tipologie di inquinanti più comuni all'interno dei sedimenti portuali, si annoverano metalli pesanti e composti organici idrofobici, quali PCB, idrocarburi, IPA, diossine, nonché pesticidi clorurati come dieldrin, aldrin e DDT.

Negli ultimi anni si sta affermando un nuovo approccio volto a rivalutare tali sedimenti come risorsa da destinare a varie forme di riutilizzo e che ha portato allo sviluppo in tutto il mondo di strategie e metodologie mirate a tale scopo.

Particolari forme di ripristino ambientale, quali strutture portuali, litorali costieri, arginature, terrapieni, sottofondi stradali e ferroviari rappresentano alcune opere ove è possibile impiegare tali sedimenti evitando così il loro smaltimento in discarica, che comporta oneri sempre molto elevati.

Un riutilizzo efficiente e sostenibile del materiale di dragaggio comporta diversi problemi in particolare dovuti all'individuazione degli utilizzatori finali e da alcuni aspetti tecnici, relativi al rimaneggiamento del materiale per renderlo adatto alla specifica tipologia di riutilizzo. I sedimenti infatti devono essere disidratati, movimentati ed eventualmente frazionati in funzione della loro composizione granulometrica. Le tecnologie sviluppate a tal fine sono molteplici e variano dalle più semplici (miscelazione ed essiccazione) alle più complesse (vetrificazione ad alta temperatura) ed il loro impiego dipende dal grado di contaminazione e dalle caratteristiche fisiche dei sedimenti.

Un approccio sostenibile alla gestione di questo materiale contaminato è, dunque, di grande importanza in quanto risponde ai bisogni sia delle istituzioni pubbliche che private coinvolte nella manutenzione dei porti, nella gestione dei rifiuti e delle acque, nella protezione delle zone costiere, nelle infrastrutture ed attività di ingegneria. Lo studio di questa problematica a livello europeo e internazionale è stato anche affrontato in vari progetti, quali: SEDNET<sup>4</sup>, SEDIGEST<sup>5</sup>, SEDIMATERIAUX<sup>6</sup>, SEDIMARD, DREDGDIKES<sup>7</sup>, AGRIPORT<sup>8</sup> e SEDIPORTSIL<sup>9</sup>.

## 1.2 RIFERIMENTI NORMATIVI

### 1.2.1 Convenzioni Internazionali e normativa nazionale

Negli anni Settanta sono stati redatti alcuni importanti protocolli sullo stoccaggio di materiale in mare, quello della Convenzione di Londra (London Dumping Convention, 1972), quello di Oslo (Oslo Convention for the Prevention of Marine Pollution by Dumping from Ships and Aircraft, 1972) e quello di Parigi (Paris Convention of the Prevention of Marine Pollution from land-based sources, 1974).

La Convenzione di Londra, tra quelle più mirate sul tema dei dragaggi, presenta dieci articoli principali che, in larga parte, si occupano dell'obbligo dei Paesi firmatari di assicurare che le caratteristiche del materiale da stoccare in mare siano conformi ai requisiti previsti dalla Convenzione stessa. Nel 1996 la revisione della Convenzione di Londra ha dato vita ad un nuovo protocollo le cui principali novità sono la lista delle sostanze per le quali è consentito lo stoccaggio in acqua, le misure per promuovere il reimpiego del materiale dragato e l'inclusione del fondale marino nella definizione di "ambiente marino", facendo sì che tutte le operazioni di dragaggio ricadano sotto il controllo della Convenzione

---

<sup>4</sup> [www.sednet.org/](http://www.sednet.org/)

<sup>5</sup> [www.sedigest.org/](http://www.sedigest.org/)

<sup>6</sup> [www.sedilab.com/](http://www.sedilab.com/)

<sup>7</sup> [www.dredgdikes.eu/](http://www.dredgdikes.eu/)

<sup>8</sup> [www.agriport.org/](http://www.agriport.org/)

<sup>9</sup> [www.lifesediportsil.eu/](http://www.lifesediportsil.eu/)



Il D.Lgs.n.152 dell'11 maggio 1999, all'articolo 35 *“Immersione in mare di materiale derivante da attività di escavo e attività di posa in mare di cavi e condotte”*, stabilisce che l'attività di immersione in mare è consentita solo quando sia dimostrata l'impossibilità di provvedere all'utilizzo del materiale di dragaggio per ripascimento o recupero, e di effettuare lo smaltimento secondo le modalità che saranno stabilite dal decreto attuativo previsto dallo stesso articolo 35.

Ad oggi, in alternativa alle opzioni di gestione individuate in precedenza (immissione controllata in mare e conferimento in discarica, soluzioni onerose sia in termini di sostenibilità ambientale, sia economici nel secondo caso), la soluzione più sostenibile è rappresentata dalla gestione dei sedimenti all'interno di strutture di conterminazione o di vasche di colmata.

Tale modalità di gestione è ad oggi sancita dal nuovo riferimento normativo promulgato per disciplinare gli interventi nei siti di bonifica di interesse nazionale; il comma 996, art.1 della Legge Finanziaria 2007 che, emendando l'articolo 5 della Legge 84/94, modifica le procedure all'interno dei Siti di Interesse Nazionale.

Tale normativa introduce un concetto innovativo: consente infatti di svolgere le operazioni di dragaggio contestualmente alla bonifica dei fondali prevedendo in maniera circostanziata le possibili azioni di gestione.

Per quanto riguarda la gestione dei sedimenti di dragaggio l'art. 1, comma 996 della Legge 27 dicembre 2006, n. 296, individua alcune possibilità di gestione dei materiali a seconda delle caratteristiche chimiche, fisiche, microbiologiche ed ecotossicologiche degli stessi.

Le opzioni di gestione prese in considerazione da tale norma sono: il conferimento all'interno di casse di colmata o di vasche di raccolta o di strutture di contenimento poste in ambito costiero, il ripascimento di arenili e il refluento controllato in mare. Nello specifico il comma 11-quater precisa che *“i materiali derivanti dalle attività di dragaggio e di bonifica, se non pericolosi all'origine od a seguito di trattamenti finalizzati esclusivamente alla rimozione degli inquinanti, ad esclusione quindi dei processi finalizzati all'immobilizzazione degli inquinanti stessi come quelli di solidificazione/stabilizzazione, possono essere refluiti, su autorizzazione della regione territorialmente competente all'interno di casse di colmata, di vasche di raccolta o, comunque, di strutture di contenimento poste in ambito costiero”*.

Il comma 11-ter invece si riferisce ai “materiali derivanti da attività di dragaggio, che presentano caratteristiche chimiche, fisiche e microbiologiche, analoghe al fondo naturale con riferimento al sito di prelievo ed idonee con riferimento al sito di destinazione, nonché non esibiscono positività ai test ecotossicologici” che “possono essere immessi o refluiti in mare ovvero impiegati per formare terreni costieri. I materiali di dragaggio aventi le caratteristiche di cui sopra possono essere utilizzati anche per il ripascimento degli arenili”.

L’unico strumento normativo che prende in considerazione riutilizzi a terra dei fanghi di dragaggio” è l’articolo 214 del D. Lgs. del 3 aprile 2006, n.152<sup>10</sup>, che rimanda al D.M. 5 febbraio 1998 <sup>11</sup> (Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero), che però si riferisce unicamente alle tipologie di “fanghi di dragaggio” elencate al punto 12.2 dell’allegato 1, sub allegato 1, al suddetto decreto e cioè: fanghi provenienti da attività di dragaggio di fondali di laghi, di canali navigabili o irrigui e corsi d’acqua (acque interne), e di pulizia di bacini idrici. Per tali materiali le attività di recupero possibili, subordinatamente all’esecuzione del test di cessione sono: formazione di rilevati e sottofondi stradali previo essiccamento ed eventuale igienizzazione; esecuzione di terrapieni e arginature, ad esclusione delle opere a contatto diretto o indiretto con l’ambiente marino, previo essiccamento ed eventuale igienizzazione; utilizzo per profilare porzioni della zona d’alveo interessata, previo essiccamento ed eventuale igienizzazione (ISPRA, 2011).

La gestione dei sedimenti di dragaggio è stata recentemente modificata da due norme emanate nel 2012:

- l’art. 48 del Decreto-Legge 24 gennaio 2012, n. 1<sup>12</sup> “Disposizioni urgenti per la concorrenza, lo sviluppo delle infrastrutture e la competitività”, convertito in legge con modificazioni dalla Legge 24 marzo 2012, n. 27;

---

<sup>10</sup> DECRETO LEGISLATIVO 3 APRILE 2006, N. 152 "NORME IN MATERIA AMBIENTALE" PUBBLICATO NELLA GAZZETTA UFFICIALE N. 88 DEL 14 APRILE 2006 - SUPPLEMENTO ORDINARIO N. 96

<sup>11</sup> D.M. 5 FEBBRAIO 1998 “INDIVIDUAZIONE DEI RIFIUTI NON PERICOLOSI SOTTOPOSTI ALLE PROCEDURE SEMPLIFICATE DI RECUPERO AI SENSI DEGLI ARTICOLI 31 E 33 DEL D.LGS 5 FEBBRAIO 1997, N.22” (IN GU 16 APRILE 1998, N. 88, S.O.)

<sup>12</sup> DECRETO LEGGE 24 GENNAIO 2012, N. 1 “DISPOSIZIONI URGENTI PER LA CONCORRENZA, LO SVILUPPO DELLE INFRASTRUTTURE E LA COMPETITIVITÀ”. (GU N. 19 DEL 24-1-2012 - SUPPL. ORDINARIO N.18)

- l'art. 24 del Decreto-Legge 9 febbraio 2012, n. 5 “Disposizioni urgenti in materia di semplificazione e di sviluppo”, convertito in legge con Legge 4 aprile 2012, n. 35.

Le più importanti novità sono introdotte dall'art. 48 (“Norme in materia di dragaggi”) del D.L. 24 gennaio 2012 n.1, che aggiorna la Legge 28 gennaio 1994, n. 84 “Riordino della legislazione in materia portuale” aggiungendovi il comma 5 bis, dedicato non solo alle operazioni di dragaggio all'interno dei Siti di bonifica di Interesse Nazionale (SIN), ma anche alle operazioni di dragaggio nei porti non inclusi nei SIN.

L'art. 48 diventa così la prima norma che cerca di organizzare tutti gli aspetti legati alla gestione dei sedimenti di dragaggio, sia all'interno dei SIN che all'interno di porti non inclusi nei SIN, mantenendo separati i due ambiti.

Per quanto riguarda le operazioni di dragaggio all'interno dei SIN, vengono confermate le possibilità di gestione dei materiali mediante immersione in mare, per il ripascimento degli arenili, per formare terreni costieri o per il refluento all'interno di casse di colmata, di vasche di raccolta o, comunque, in strutture di contenimento con adeguato sistema di impermeabilizzazione. In relazione a tali modalità di gestione viene inoltre confermato il riferimento alle appropriate caratteristiche fisiche, chimiche, microbiologiche ed ecotossicologiche del materiale in funzione della destinazione d'uso.

Viene però esplicitato il fatto che possa essere destinato ai diversi usi non soltanto il materiale di dragaggio tal quale, ma anche le *singole frazioni granulometriche* ottenute da esso a seguito di separazione con metodi fisici. Inoltre, può essere destinato alle sopra elencate modalità di gestione sia il materiale di dragaggio tal quale sia il materiale ottenuto a seguito di opportuno trattamento di rimozione degli inquinanti, mentre nella precedente normativa tale possibilità era stata prevista solo per il collocamento in vasca di colmata.

Vengono poi introdotte due importanti novità in relazione alle opzioni di gestione dei materiali di dragaggio:

- compare per la prima volta la possibilità di utilizzare i materiali per migliorare lo stato dei fondali attraverso attività di capping, purché essi abbiano caratteristiche chimiche, fisiche e microbiologiche analoghe al fondo naturale;
- viene sancita per la prima volta la possibilità di impiegare a terra il materiale, a condizione che esso, tal quale o a seguito di trattamenti di desalinizzazione o di rimozione degli inquinanti, non presenti livelli di contaminazione superiori a quelli

stabiliti nelle colonne A e B della Tabella 1 dell'allegato 5 alla Parte IV del D. Lgs 3 aprile 2006, n. 152. Si precisa poi che nel caso in cui i materiali siano destinati ad un impiego in aree con *falda naturalmente salinizzata*, essi possono presentare un livello di concentrazione di solfati e cloruri nell'eluato superiore a quello fissato dalla tabella di cui all'allegato 3 del citato decreto del Ministro dell'ambiente 5 febbraio 1998 a condizione che, su conforme parere dell'ARPA territorialmente competente, sia prevenuta qualsiasi modificazione delle caratteristiche.

Per quanto riguarda le operazioni di dragaggio nei porti non inclusi nei SIN, l'art.48, al comma 8, richiama tutte le modalità di gestione previste da diverse normative:

*“I suddetti materiali possono essere diversamente utilizzati a fini di ripascimento, anche con sversamento nel tratto di spiaggia sommersa attiva, o per la realizzazione di casse di colmata o altre strutture di contenimento nei porti in attuazione del Piano Regolatore Portuale ovvero lungo il litorale per la ricostruzione della fascia costiera, con autorizzazione della regione territorialmente competente ai sensi dell'articolo 21 della legge 31 luglio 2002, n. 179.”.*

L'art. 48 include alcuni usi specifici non precedentemente esplicitati: *sversamento nel tratto di spiaggia sommersa attiva o lungo il litorale per la ricostruzione della fascia costiera.*

Da queste disposizioni sono avanzate alcune delle ipotesi progettuali discusse nel Capitolo 7, ove si propongono possibili soluzioni per l'impiego del materiale dragato e decontaminato.

### **1.3 LA RIMOZIONE DEI SEDIMENTI MARINI**

Un intervento di rimozione di sedimenti marini dalla loro sede di origine comporta l'esecuzione di una campagna preliminare di caratterizzazione ambientale finalizzata ad individuare le modalità di gestione dei materiali da rimuovere, mediante una valutazione del loro stato qualitativo.

A seconda delle specifiche modalità di intervento in cui coinvolgere i sedimenti e di trattamento finalizzato al loro riutilizzo, nonché di eventuali vincoli ambientali e/o logistici presenti nel sito di origine, deve essere stabilita una tecnologia per il loro dragaggio dal fondale marino. Fondamentalmente esistono tecnologie di tipo meccanico, che prevedono

l'asportazione dei sedimenti con mezzi meccanici in grado di scavare e raccogliere il materiale, quali benne e tecnologie di tipo idraulico, che comportano l'aspirazione dei sedimenti mediante sistemi dotati di pompe ed il loro refluento a terra attraverso apposite tubazioni.

In funzione del tipo di tecnologia adottata, i sedimenti avranno un grado di idratazione differente, che ne condiziona significativamente le modalità di stoccaggio e movimentazione.

In considerazione del fatto che un dragaggio di tipo meccanico genera un volume di fango costituito per il 50% circa da materiale solido e per il 50% circa da acqua, mentre in un dragaggio di tipo idraulico la percentuale di volume d'acqua arriva fino al 90% del fango prodotto, la tecnologia adottata assume un'importanza rilevante per le fasi successive di trattamento del materiale in termini di dimensionamento degli impianti e di costi e tempi associati. La disidratazione può avvenire in apposite vasche di sedimentazione od in impianti dedicati, quali filtropresse o nastropresse. La fase liquida, una volta separata, deve essere raccolta, caratterizzata e, se idonea, scaricata a mare, altrimenti inviata a trattamento. Pertanto il volume d'acqua prodotto in fase di dragaggio diventa importante ai fini della sostenibilità economica dell'intervento.

### 1.3.1 AREA PORTUALE

Per lo studio eseguito in questa tesi, si riportano solamente le indicazioni principali fornite per le aree portuali da ICRAM - APAT, (2007).

Nel Manuale di movimentazione dei sedimenti marini (ICRAM - APAT, 2007) vengono descritti i criteri ed i punti di campionamento al fine di consentire una caratterizzazione significativa dell'intera superficie e del volume di materiale da sottoporre a movimentazione.

In generale la tecnica di campionamento da utilizzare è quella del *carotaggio*. Data la notevole variazione spaziale dei parametri chimico-fisici dei sedimenti e l'obiettivo dell'indagine, si richiede una strumentazione opportuna in funzione del livello sedimentario da investigare (livello superficiale o livelli profondi). Oltre alla tecnica del carotaggio sono ammessi:

- nel caso di **sedimenti superficiali** sommersi, fino ad uno spessore di 50 cm, possono essere utilizzati *box-corer*, benne e operatori subacquei muniti di *liner*, con caratteristiche idonee a prelevare l'intero spessore o comunque uno strato di materiale non inferiore ai primi 20 cm;
- nel caso di **sedimenti profondi**, fino a 1 m di spessore, laddove la natura del fondale lo consenta, il campionamento può essere condotto anche manualmente, per mezzo di un operatore subacqueo munito di *liner*, recuperando almeno i primi 80 cm di materiale.

In Tabella 4 si riportano i parametri da caratterizzare per le analisi fisiche, chimiche e microbiologiche per le aree portuali.

Tabella 4: Parametri da ricercare per la caratterizzazione e classificazione dei sedimenti in area portuale (ICRAM - APAT, 2007)

	PARAMETRO	SPECIFICHE
ANALISI FISICHE	Descrizione macroscopica	Colore, odore, presenza di concrezioni, residui di origine naturale o antropica
	Granulometria	Frazioni granulometriche al $1/2\phi$ dove $\phi = -\log_2$ (diametro in mm/diametro unitario in mm)
	Mineralogia	Principali caratteristiche mineralogiche
ANALISI CHIMICHE	Composti organostannici	Sommatoria: Monobutil, Dibutil e Tributilstagno
	Metalli	Al, As, Cd, Cr totale, Pb, Hg, Ni, Cu, V, Zn
	Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA)	IPA totali: [Fluorantene, Naftalene, Antracene, Benzo(a)pirene, Benzo(b)fluorantene, Benzo(k)fluorantene, Benzo(g,h,i)perilene, Indopirene, Acenaftene, Fluorene, Fenantrene, Pirene, Benzo(a)antracene, Crisene, Dibenzo(a,h)antracene, Indeno(1,2,3,c-d)pirene]
	Idrocarburi Totali	Possibilmente distinti in C<12 e C>12
	Pesticidi Organoclorurati	Aldrin, Dieldrin, $\alpha$ -esaclorocicloesano, $\beta$ -esaclorocicloesano, $\gamma$ -esaclorocicloesano (Lindano), DDD, DDT, DDE (per ogni sostanza: somma degli isomeri 2,4 e 4,4), HCB, eptacloro, eptacloro epossido, ossiclordano, cis-clordano, trans-clordano, trans-nonacloro, cis-nonacloro, eldrin, mirex, metossicloro
	Policlorobifenili	Congeneri: PCB 28, PCB 52, PCB 77, PCB 81, PCB 101, PCB 118, PCB 126, PCB 128, PCB 138, PCB 153, PCB 156, PCB 169, PCB 180 e loro sommatoria
	Clorobenzeni	Esaclorobenzene
	Carbonio organico totale o sostanza organica totale	
	Azoto Totale	
	Fosforo Totale	
ANALISI MICROBIOLOGICHE	Coliformi	<i>Escherichia coli</i>
	Enterococchi	Fecali
	Salmonelle	
	Clostridi	Spore di clostridi solfito-riduttori
	Stafilococchi	
	Miceti	

Oltre ai parametri sopra elencati, si eseguono analisi ecotossicologiche su specie di riferimento (secondo il Paragrafo 2.2.2 del manuale ICRAM - APAT, (2007), in modo da definire la qualità dei materiali da dragare.

Per quanto riguarda la classificazione della qualità del sedimento, attualmente, non esistono criteri ufficiali a cui riferirsi nella valutazione dei risultati analitici, ma sono indicati due livelli chimici di riferimento:

- il Livello Chimico di Base (LCB);
- il Livello Chimico Limite (LCL);

corrispondenti a requisiti di qualità chimica finalizzati alla gestione del materiale da movimentare.

Il Livello Chimico di Base (LCB) è quella concentrazione di un determinato metallo, o più in generale elemento o sostanza, che è naturale ritrovare nel campione analizzato, riportata in Tabella 5 per elementi in tracce e per i composti organici (ICRAM - APAT, 2007). Per quello che riguarda gli elementi in tracce, rappresenta una situazione “media” nel contesto nazionale, non contemplando tipologie di sedimenti provenienti da aree con arricchimenti naturali particolarmente evidenti.



Tabella 5: Livello Chimico di Base (a sinistra); Livello Chimico Limite (a destra) (ICRAM - APAT, 2007)

LIVELLO CHIMICO DI BASE (LCB)			LIVELLO CHIMICO LIMITE (LCL)	
Parametro			Parametro	
Elementi in tracce	LCB (pelite < 25%)	LCB (pelite ≥ 25%)	Elementi in tracce	[mg kg <sup>-1</sup> ] p.s.
	[mg kg <sup>-1</sup> ] p.s.	[mg kg <sup>-1</sup> ] p.s.		
As	17	23	As	32
Cd	0,20	0,35	Cd	0,8
Cr	50	100	Cr	360
Cu	15	35	Cu	52
Hg	0,20	0,40	Hg	0,8
Ni	32	60	Ni	75
Pb	25	37	Pb	70
Zn	50	100	Zn	170
Contaminanti organici			Contaminanti organici	
	[μg kg <sup>-1</sup> ] p.s.			[μg kg <sup>-1</sup> ] p.s.
Organostannici* (1)	4,5		Organo metalli(1)	72
Σ PCB(2)	5		Σ PCB(2)	189
Σ DDD(3)	1,2		Σ DDD(3)	7,8
Σ DDE(3)	2,1		Σ DDE(3)	3,7
Σ DDT(3)	1,2		Σ DDT(3)	4,8
Clordano	2,3		Clordano	4,8
Dieldrin	0,7		Dieldrin	4,3
Endrin	2,7		Endrin	62
γ-HCH*	0,3		Lindano (HCH)	1
Eptacloro epossido	0,6		Eptacloro epossido	2,7
Σ IPA*(4)	900		Σ IPA(4)	4.000
Acenaftene	7		Acenaftene	89
Antracene	47		Antracene	245
Benzo[a]antracene	75		Benzo[a]antracene	693
Benzo[a]pirene*	80		Benzo[a]pirene	763
Crisene	108		Crisene	846
Dibenz[a,h]antracene	6		Dibenz[a,h]antracene	135
Fenantrene	87		Fenantrene	544
Fluorene	21		Fluorene	144
Fluorantene	113		Fluorantene	1.494
Naftalene	35		Naftalene	391
Pirene	153		Pirene	1.398

Si nota che esistono due livelli chimici LCB per gli elementi in tracce in funzione della percentuale di pelite. Dalla letteratura è noto che ove la pelite è maggiore ( $\geq 25\%$ ) i livelli sono più alti perché la frazione pelitica trattiene più contaminanti.

Il Livello Chimico Limite (LCL) (Tabella 5) è la concentrazione superata la quale si può considerare contaminata la zona, anche se non è sufficiente per affermare che sia a rischio di tossicità. È necessario quindi condurre verifiche sulla potenziale tossicità dell'elemento o sostanza presente nella zona grazie all'ausilio di batterie di saggi biologici (ICRAM, 2001; Pellegrini et al., 2002).

A questi, infine, vanno aggiunti alcuni valori chimici cautelativi relativi ad alcune sostanze pericolose prioritarie ai sensi del DM n. 367/1999, quali il Benzo [b]fluorantene, il Benzo [k]fluorantene, il Benzo [g,h,i]perilene, l'Indeno [1,2,3,c,d]pirene HCH e HCB.

Per quanto riguarda la valutazione dell'ecotossicità dei sedimenti, si fa riferimento alla *Tabella 2.4 – Requisiti ecotossicologici del sedimento*, del manuale sopra citato.

In funzione delle risultanze analitiche, si identificano 6 classi di qualità (Tabella 6).

Tabella 6: Classi di qualità del materiale caratterizzato e opzioni di gestione compatibili (ICRAM-APAT, 2007)

Classe	Opzioni di gestione
<b>A1</b>	Sabbie (pelite < 10%) da utilizzare o ricollocare secondo la seguente priorità: 1. Ripascimento di arenili (previa verifica compatibilità con il sito di destinazione); 2. Ricostruzione di strutture naturali in ambito marino costiero comprese le deposizioni finalizzate al ripristino della spiaggia sommersa; 3. Riempimenti di banchine e terrapieni in ambito portuale; 4. Riutilizzi a terra (secondo la normativa vigente); 5. Deposizione in bacini di contenimento (es. vasche di colmata); 6. Immersione in mare.
<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>B1</b>	Materiale da utilizzare o ricollocare secondo la seguente priorità: 1. Riutilizzi a terra (secondo la normativa vigente); 2. Deposizione in bacini di contenimento che assicurino il trattenimento di tutte le frazioni granulometriche del sedimento (incluso il riempimento di banchine).
<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.
<b>C1</b>	Materiale da sottoporre a procedure di particolare cautela ambientale secondo la seguente priorità: 1. Rimozione in sicurezza e avvio di specifiche attività di trattamento e/o particolari interventi che limitino l'eventuale diffusione della contaminazione; 2. Rimozione in sicurezza e deposizione in bacini di contenimento con impermeabilizzazione laterale e del fondo. 3. Rimozione in sicurezza e smaltimento presso discarica a terra
<b>C2</b>	Materiale da sottoporre a procedure di particolare cautela ambientale la cui rimozione e gestione devono essere valutate caso per caso.

Per quanto riguarda le metodologie analitiche utilizzate devono essere quelle relative a protocolli nazionali e/o internazionali ufficialmente riconosciuti come il Manuale Tecnico "Metodologie Analitiche di riferimento" (AAVV, 2001).

Come specificato nella Tabella 4.1 del D.M. 161 del 2012<sup>13</sup> sulle “Terre e Rocce da Scavo”, i risultati delle analisi sui campioni dovranno essere confrontati con le Concentrazioni Soglia di Contaminazione di cui alle colonne A e B Tabella 1 allegato 5, al titolo V parte IV del D.Lgs. n. 152 del 2006 e s.m.i., con riferimento alla specifica destinazione d'uso urbanistica

Le analisi chimico-fisiche saranno condotte adottando metodologie ufficialmente riconosciute, tali da garantire l'ottenimento di valori 10 volte inferiori rispetto ai valori di concentrazione limite.

Nell'impossibilità di raggiungere tali limiti di quantificazione dovranno essere utilizzate le migliori metodologie analitiche ufficialmente riconosciute che presentino un limite di quantificazione il più prossimo ai valori di cui sopra.

Il rispetto dei requisiti di qualità ambientale di cui all'art. 184 bis, comma 1, lettera d), del D.Lgs. n. 152 del 2006 e s.m.i. per l'utilizzo dei materiali da scavo come sottoprodotti, è garantito quando il contenuto di sostanze inquinanti all'interno dei materiali da scavo sia inferiore alle Concentrazioni Soglia di Contaminazione (CSC), di cui alle colonne A e B Tabella 1 allegato 5, al Titolo V parte IV del D.Lgs. n. 152 del 2006 e s.m.i., con riferimento alla specifica destinazione d'uso urbanistica, o ai valori di fondo naturali.

I materiali da scavo sono utilizzabili per reinterri, riempimenti, rimodellazioni, ripascimenti, interventi in mare, miglioramenti fondiari o viari oppure altre forme di ripristini e miglioramenti ambientali, per rilevati, per sottofondi e nel corso di processi di produzione industriale in sostituzione dei materiali di cava:

- se la concentrazione di inquinanti rientra nei limiti di cui alla colonna A, in qualsiasi sito a prescindere dalla sua destinazione;
- se la concentrazione di inquinanti è compresa fra i limiti di cui alle colonne A e B, in siti a destinazione produttiva (commerciale e industriale).

---

<sup>13</sup> DECRETO DEL MINISTERO DELL'AMBIENTE E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO E DEL MARE 10 AGOSTO 2012, N. 161 “REGOLAMENTO RECANTE LA DISCIPLINA DELL'UTILIZZAZIONE DELLE TERRE E ROCCE DA SCAVO” (G.U. N. 221 DEL 21 SETTEMBRE 2012)

Per i materiali provenienti da dragaggi marini, da alvei e quant'altro, e nei casi in cui si effettuino ripascimenti ed interventi in mare, si dovrà tenere conto della normativa previgente in materia, ovvero l'art. 5, comma 11-bis, della legge n. 84 del 1994 e s.m.i.

#### **1.4 RIUTILIZZO DEI SEDIMENTI MARINI**

Negli ultimi anni gli usi dei materiali derivanti dal dragaggio sono incrementati notevolmente, come riportato in numerosi articoli da vari autori quali Detzner et al., (1993, 1995, 1999); Riddell et al., (1989); Zagula e Beltinger, (1993); Matser e Beekman, (2000); Colin, (2003); Waldock et al., (2003); Bolam et al., (2003).

I sedimenti dragati possono, in varia misura ed a seconda della loro caratteristiche, essere una risorsa. Ghiaia e sabbia sono forse la risorsa più preziosa e sono comunemente utilizzate per gli interventi di ripascimento, di restauro delle zone umide e per molti altri scopi. L'argilla consolidata può essere utilizzata per scopi d'ingegneria e costruzione. Limo ed argilla morbida, di solito provenienti da dragaggi di manutenzione portuale, sono ricchi di nutrienti e quindi utilizzabili per scopi agricoli come terriccio e per lo sviluppo della fauna selvatica degli habitat. Materiali di tipo misto hanno un uso più limitato ma possono essere utilizzati per il riempimento, il miglioramento fondiario ed agricolo.

Come suggerito anche da USACE, si possono individuare gli utilizzi migliori di questo materiale infatti in base alle caratteristiche granulometriche che presenta (Tabella 7).

Tabella 7: Impieghi del materiale dragato in riferimento al tipo di sedimento disponibile  
(<http://el.erdc.usace.army.mil/dots/budm/intro.cfm?Topic=Sediment>)

TIPOLOGIA DI SEDIMENTO					
ESEMPI DI APPLICAZIONI	Roccia	Ghiaia e sabbia	Argilla consolidata	Silt/Argilla morbida	Miscela
Creazione di ambienti	x	x	x	x	x
Miglioramenti fondiari	x	x	x	x	x
Creazione di berme	x	x	x	—	x
Protezione della costa	x	x	x	—	—
Riempimenti/tombamenti	x	x	—	—	x
Ripascimento	—	x	—	—	—
Capping	—	x	x	—	x
Costruzione di materiali	x	x	x	x	x
Aquacultura	—	—	x	x	x
Terreno vegetale	—	—	—	x	x
Habitat naturali	x	x	x	x	x
Miglioramenti nella pesca	x	x	x	x	x
Recupero di lagune	—	—	x	x	x

A differenza di altre situazioni in campo internazionale, considerato che il materiale da dragare nei porti italiani è sedimento collocato in ambito marino od al massimo salmastro, le opzioni di riutilizzo trovano una più facile realizzazione negli stessi ambiti (marino o salmastro), senza tuttavia escludere la possibilità di riutilizzi a terra in opere civili, magari previo opportuno trattamento per ridurre la presenza dei cloruri.

Anche il riutilizzo in ambito marino o salmastro potrebbe comunque richiedere un pre-trattamento od un trattamento vero e proprio al fine di rendere i materiali idonei per la destinazione finale, in base alle caratteristiche chimiche, microbiologiche ed ecotossicologiche del sedimento.

In genere i materiali dragati, secondo le caratteristiche fisiche e chimiche intrinseche, possono essere utilizzati per:

- **usi ingegneristici-ambientali:** creazione e miglioramento del territorio, materiale da costruzione, rivestimenti, ripascimento, ricostruzione delle morfologie di spiagge emerse e sommerse, tombamento e ripristino di cave;
- **agricoltura:** produzione di suolo per uso agricolo;

- **valorizzazione ambientale:** restauro e creazione di zone umide, zone montane, habitat, isole di nidificazione e della pesca (IMO, 2000).

Nello specifico i riutilizzi del materiale dragato comprendono:

- progetti di costruzione (comprese le discariche) e l'uso di materiali come sabbia e argilla per strade e fabbricati (Figura 1);
- capping di altri sedimenti contaminati, riduzione dei siti di smaltimento, discariche e ripristino di aree dismesse;
- protezione dei litorali includendo opere di ripascimento, costruzione di barre sottomarine, terrapieni in mare aperto e costruzione di barene in zone umide;
- miglioramento fondiario, con la produzione di terriccio fertile, la realizzazione di parchi ed il ripristino delle cave, riempimento di cave di prestito per contrastare la stagnazione (da anossica a ossigenata) migliorando così l'ecologia del sito;
- ricostruzione degli argini nei corsi d'acqua (Figura 2) (Michael et al., 2002);
- creazione di habitat ed il miglioramento naturale che comprende bonifica, riqualificazione e risanamento;
- miglioramento della qualità delle acque nelle zone umide che utilizzano i processi naturali per il trattamento delle acque reflue e organicamente arricchite d'acqua, rimuovendo i batteri e gli agenti inquinanti e aiutando lo sviluppo potenziale degli habitat naturali delle zone umide;
- a fini agricoli, come terriccio per l'arricchimento di nutrienti del suolo, simulando il trasporto di sostanze nutrienti dovuto alle inondazioni presenti in natura nelle pianure alluvionali.



Deposizione di sedimento dragato



Il porto di Santos al termine dei lavori

*Figura 1: Porto di Santos, Brasile, realizzato con circa 1.000.000 m<sup>3</sup> di sedimento di dragaggio (Wortelboer, 2014)*





Figura 2: Costruzione di argini con materiale dragato (Körkwitzer Bach nel 2014), (<http://www.dredgedikes.eu/en/dredgedikes-pilot-dike-completed-3732>)

Tra le diverse opzioni di gestione, quelle maggiormente perseguite fino ad oggi sono il conferimento in discarica, la reimmissione in mare aperto e la collocazione in apposite strutture conterminate da realizzarsi in ambito marino-costiero (vasche di colmata). Tali strutture possono essere sommerse od emerse e comportano l'impermeabilizzazione di un'apposita area per lo stoccaggio definitivo dei materiali rimossi. Questo tipo d'intervento è generalmente finalizzato al deposito di sedimenti contaminati in prossimità delle aree di dragaggio, in modo da minimizzarne la movimentazione riducendo così i potenziali impatti ed i costi associati alla loro gestione.

Ad ogni modo, quelle citate sono tutte modalità di gestione che non prendono in considerazione l'eventualità di un recupero dei materiali rimossi, ponendosi unicamente il problema del loro smaltimento. Volendo passare ad un diverso approccio, che considera i sedimenti dragati come risorsa e non più come rifiuto, è opportuno mettere a punto modalità di gestione alternative al semplice conferimento definitivo.

In base alle informazioni riguardanti:

1. la classificazione del materiale da dragare;
2. le caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche dell'area vasta all'interno della quale vengono effettuate le operazioni di dragaggio;
3. le modalità ed i tempi di esecuzione del dragaggio,

deve essere elaborata una analisi dei possibili impatti sull'ambiente circostante il sito di dragaggio, con particolare riferimento a:

- variazioni della morfologia e della batimetria dei fondali;
- aumento della torbidità delle acque durante le attività di dragaggio e le sue possibili ripercussioni sulle aree limitrofe, con particolare attenzione alle biocenosi di elevato interesse naturalistico ed agli usi legittimi del mare;
- eventuale risospensione del materiale depositato ma non ancora consolidato e che, una volta terminate le attività di dragaggio, potrebbe essere rimesso in circolo nella colonna d'acqua dalle correnti, dalle mareggiate o dal passaggio delle navi;
- possibili aumenti di concentrazione nella colonna d'acqua di quei contaminanti risultati a rischio nella fase di caratterizzazione del sedimento.

Premesso questo, si ritiene utile evidenziare nei successivi paragrafi le diverse possibilità tecniche di riutilizzo dei sedimenti dragati, sulla base di diverse esperienze maturate in ambito internazionale, anche al fine di fornire un quadro di riferimento per valutare le migliori strategie di gestione e, di volta in volta, i progetti di riutilizzo e valorizzazione.

Di queste, la modalità più frequentemente utilizzata in Italia è sicuramente quella del ripascimento, alla quale è dedicato il prossimo Paragrafo.

#### **1.4.1 Il ripascimento**

Il ripascimento è un intervento di difesa costiera che consiste nel ricostruire la spiaggia erosa mediante l'impiego di materiale idoneo. Quest'ultimo può avere diverse provenienze, per

esempio da alvei fluviali, da cave terrestri, da ambiti costieri (dragaggio delle foci fluviali e dei canali navigabili) o da depositi marini (depositi di sabbie relitte).

Per consolidare e diffondere l'applicazione del ripascimento come strumento per la gestione della costa occorre poter disporre di grandi quantitativi di sabbia a basso costo (Preti, 2002). Tale esigenza, connessa al fatto che i vincoli legati al recupero di materiale in aree emerse (cave, alvei fluviali ecc.) tendono a diventare sempre più restrittivi, ha fatto emergere la necessità di individuare nuove fonti d'approvvigionamento del materiale stesso. Una possibile soluzione a questa problematica consiste nell'utilizzo dei depositi di sabbie di dragaggio (Nelson et al., 1990; Francingues et al., 2000; NOAA, 2000).

Il materiale utilizzabile per queste attività è quello di origine marina, parte integrante della medesima spiaggia che, periodicamente e/o naturalmente, si accumula su fondali limitrofi, in assenza di eventi che ne abbiano modificato le caratteristiche fisiche (granulometria, mineralogia, ecc.) e la qualità ambientale.

Messo a confronto con altre tecniche di difesa della costa, il ripascimento è sicuramente più modulabile ed offre benefici in termini di salvaguardia dell'ambiente e di uso del litorale. Il ripascimento consente di minimizzare sia l'impatto ambientale sia gli effetti negativi spesso associati all'uso di strutture rigide (Adriaanse e Coosen, 1991). Esso, infatti, se ben condotto, non altera i caratteri paesaggistici ed ambientali della zona di intervento, né modifica la dinamica litoranea (Preti, 2002), (Haney et al., 2007).

Numerosi esempi di ripascimento effettuato con l'utilizzo di materiale dragato, sono stati pubblicati inoltre da USACE al sito <http://el.erd.usace.army.mil/dots/budm/factsheets.cfm?Topic=Beach%20Nourishment&Id=TXBrazos>

Gli interventi di ripascimento sono a carattere manutentivo, laddove necessari a ricostruire il profilo esistente della spiaggia dopo eventi meteomarini particolarmente intensi o comunque in seguito alla naturale azione di trasporto trasversale e longitudinale del moto ondoso.

L'intervento di ripascimento è di natura stagionale quando il volume di materiale impiegato non è superiore a 10 m<sup>3</sup>/m di spiaggia, riferiti alla lunghezza della cella litorale.

Gli interventi finalizzati all'ampliamento e/o alla creazione di nuove spiagge possono essere definiti "strutturali". L'intervento di ripascimento è di natura strutturale quando il volume di materiale impiegato è superiore a 10 m<sup>3</sup>/m lineare di spiaggia (Regione Liguria, 2001).

Secondo il "Manuale per la movimentazione dei sedimenti marini" (APAT - ICRAM, 2007) *...Si definiscono di "ridotta entità" quegli interventi di ripascimento, occasionali o periodici, volti a ricostruire il profilo della spiaggia che comportano un apporto di sabbia inferiore a 20 m<sup>3</sup> per metro lineare di spiaggia e comunque inferiore a 5.000 m<sup>3</sup>.*

Le tecniche utilizzate per il riporto della sabbia in interventi di ripascimento sono molteplici. Uno dei sistemi più semplici è quello di riportare la sabbia dai fondali adiacenti la linea di battigia attraverso ruspe od altri mezzi meccanici di movimento terra o con elettro/motopompe aspiratrici azionate da operatori subacquei.

Un altro metodo, molto utilizzato negli ultimi anni, è quello di aspirare la sabbia dai fondali portuali, attraverso mezzi navali dotati di sistemi di aspirazione molto potenti in grado di riversare, attraverso lunghe tubazioni, grandi quantità di sabbia presso le spiagge interessate dagli interventi. L'azione finale è quella del relativo spianamento e livellamento. Il ripascimento mediante tecniche specifiche che prevedono il trasporto degli inerti miscelati ad acqua, avviene attraverso tubazioni in pressione e stazioni di rilancio gestite in maniera remota. Pompe draganti collegate a bracci telescopici od a funi e l'utilizzo di natanti componibili, piattaforme fisse e auto-sollevanti, consentono di affrontare tutte le situazioni con la massima versatilità operativa.

#### **1.4.2 Utilizzi a terra e inserimento in cicli produttivi**

Negli Stati Uniti già negli anni '70 (USACE, 1987; U.S. Environmental Protection Agency EPA et al., 1998), i materiali provenienti dalle attività di dragaggio venivano utilizzati per la risistemazione di porti, aeroporti e per costruzioni civili e commerciali. Su questo tema, anche a livello europeo, nell'ultimo ventennio si sono moltiplicate iniziative sia tecniche sia politiche per incoraggiare il riutilizzo di questi materiali (Van't Hoff et al., 1999).

Per quanto riguarda le opere a terra, il materiale dragato può essere utilizzato per la realizzazione di rinterri, rilevati, sottofondi stradali, dighe.

In particolare a seguito dell'emanazione di una circolare del Ministero dell'Ambiente (n.5205 del 15 luglio 2005) "*Indicazioni per l'operatività nel settore edile, stradale e ambientale, ai sensi del Decreto Ministeriale 8 maggio 2003, n. 203*" sono state definite le caratteristiche prestazionali degli aggregati riciclati in funzione dell'opera da realizzare.

Il materiale proveniente da attività di dragaggio che in genere presenta grandi quantità di materiali fini, difficilmente potrà essere impiegato tal quale nella realizzazione di qualsiasi opera in terra, quindi è presumibile che un utilizzo in tal senso potrà avvenire solo miscelando lo stesso con altri inerti derivanti, ad esempio, dalla demolizione e manutenzione di opere edili e infrastrutturali.

Attualmente non esistono regole che proibiscono la miscelazione di materiale dragato per progetti di costruzione. La miscelazione favorisce una diluizione dei contaminanti eventualmente presenti e, soprattutto, può portare a un prodotto avente una migliore matrice per progetti di riempimento (ad esempio, mescolando materiale sabbioso con materiale a grana fine).

#### **1.4.2.1 Recuperi ambientali di cave dismesse**

A livello nazionale esistono molti esempi di vecchie cave abbandonate, in seguito recuperate restituendole alla loro funzione originaria. Tali interventi richiedono in genere l'impiego di materiale esterno che comunque dovrebbe avere delle caratteristiche idonee in termini di pH, contenuto di sostanza organica e sali solubili.

In particolare, per permettere l'attecchimento e la crescita di particolari essenze vegetali, il sedimento dovrebbe avere un pH vicino alla neutralità (tra 6 e 7,5), un minimo contenuto organico (1,5% in peso) ed un basso contenuto di sali (minore o uguale a 500 ppm). Tali proprietà potrebbero essere possedute da materiale proveniente da attività di dragaggio oppure da una miscela dello stesso con altre tipologie di terreno (ad esempio con caratteristiche granulometriche diverse al fine di facilitare il drenaggio delle acque all'interno del materiale di riporto). Infine vanno verificate le proprietà geotecniche del materiale impiegato in termini di sforzo-deformazioni, per evitare il verificarsi di fenomeni franosi.

## 1.5 TRATTAMENTO DEI SEDIMENTI DEL PRESENTE STUDIO

Nell'individuazione delle tecnologie di trattamento *ex situ*, è necessario individuare le soluzioni tecniche più idonee applicabili alle diverse tipologie di sedimento contaminato, in considerazione della composizione granulometrica e della tipologia dei contaminanti presenti, ipotizzando anche l'applicazione di una sequenza di diverse tecnologie di trattamento. Infatti, questi aspetti sono fondamentali per determinare l'applicabilità e la durata del trattamento, soprattutto nei casi in cui siano presenti diverse famiglie di inquinanti.

Per individuare le migliori tecnologie di trattamento realmente attuabili in un determinato sito è prioritario valutare l'efficienza di rimozione dei contaminanti presenti e procedere ad una stima dei tempi e dei costi necessari per il raggiungimento degli obiettivi di riferimento, anche attraverso un primo approccio di tipo sperimentale.

A seconda che i sedimenti siano trattati nelle prossimità dell'area di escavo o trasportati in appositi impianti distanti dall'area in esame, si parlerà, rispettivamente, di trattamenti *on site* o *off site*. Soprattutto nel caso del trattamento *on site*, si dovranno tenere in opportuna considerazione tutti gli impatti potenziali derivanti sia dalle fasi di cantiere sia legati alla logistica dei trasporti.

### 1.5.1 Tecnologie di trattamento *ex situ*

I trattamenti *ex situ* prevedono il dragaggio dei sedimenti contaminati ed una successiva fase di trattamento.

Una volta avvenuto il dragaggio del sedimento contaminato il trattamento avviene in due fasi distinte:

- fase di pre-trattamento
- fase di trattamento vero e proprio

#### 1.5.1.1 *Pre-trattamento*

Il pre-trattamento ha due scopi:

- rendere il materiale omogeneo al fine di ottenere una limitata variabilità delle caratteristiche fisiche (peso specifico, granulometria) tale da non compromettere l'efficienza delle tecnologie di trattamento;
- ridurre i volumi da trasportare, da inviare a futuri trattamenti o da conferire in discarica.

I pre-trattamenti possono prevedere la separazione delle diverse classi granulometriche e/o l'eliminazione dell'acqua (disidratazione).

A seconda dello scopo che si vuole raggiungere e del tipo di sedimento che si vuole trattare sarà possibile utilizzare una o entrambe le tecniche sopra esposte.

#### ***1.5.1.2 Separazione granulometrica***

Le tecnologie normalmente definite di separazione permettono di rimuovere da un sedimento dragato il materiale appartenente ad una certa classe granulometrica (es. sabbia) e di separare il sedimento in due o più frazioni sulla base delle proprietà fisiche.

La separazione delle diverse classi granulometriche permette di diminuire i volumi da trattare e di rendere più omogeneo il materiale da inviare a successivi trattamenti (Anderson et al., 1999). In alcuni casi, il processo di separazione, può essere considerato un trattamento vero e proprio: i contaminanti tendono infatti a concentrarsi nella frazione fine dei sedimenti, come descritto dettagliatamente nel Capitolo 6-Paragrafo 6.2.

L'esperienza mostra che le caratteristiche del sedimento che influenzano l'adsorbimento di alcuni contaminanti sono l'elevata percentuale di frazione fine e organica (Anderson et al., 1999). Le particelle fini, presentando una superficie specifica maggiore rispetto alle sabbie ed un'elevata attività superficiale si legano con particolare forza alle specie inquinanti rendendo difficoltose le operazioni di decontaminazione. Le sabbie, caratterizzate da una bassa superficie specifica e da una bassa densità di carica superficiale hanno una scarsa reattività e si legano in modo meno forte ai contaminanti. La separazione sabbia/limo in un sedimento, potrebbe anche permettere il riutilizzo immediato delle sabbie in esso contenute. In Figura 3 è schematizzata una successione di fasi di separazione della parte metallica dal sedimento.

Le apparecchiature che permettono di realizzare le operazioni di separazione sono i vagli, i bacini di sedimentazione, i classificatori idraulici, gli idrocycloni e le celle di flottazione.

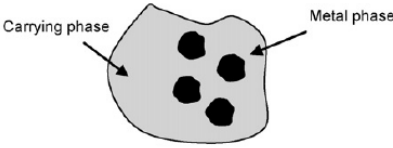
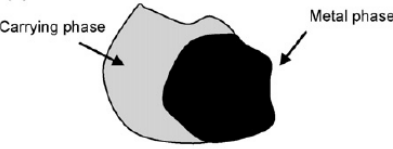
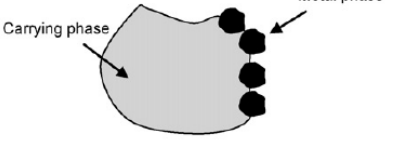

<p>(a)</p> 	<p><b>Metal phase included in volume</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Liberation degree is very low</li> <li>• Density depends primarily to minerals of carrying phase</li> <li>• Surface properties are constant but depend to carrying phase</li> <li>• Physical separation is very difficult or impossible</li> <li>• Crushing is required</li> </ul>
<p>(b)</p> 	<p><b>Metal phase associated</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Liberation degree is medium</li> <li>• Density depends to minerals of metal phase and carrying phase</li> <li>• Surface properties are not constant</li> <li>• Physical separation can be applicable (gravity concentration)</li> </ul>
<p>(c)</p> 	<p><b>Metal phase weakly bounded on surface</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Liberation degree is medium</li> <li>• Physical separation can be applicable if metal phase particles are liberated by e.g., attrition scrubbing</li> </ul>
<p>(d)</p> 	<p><b>Metal phase liberated or free</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Liberation degree is very high</li> <li>• Density depends only to minerals of metal phase</li> <li>• Surface properties are constant</li> <li>• Physical separation is applicable (e.g., gravity concentration, froth flotation)</li> </ul>

Figura 3: Applicabilità della separazione fisica secondo vari gradi di pulizia della fase metallica nella particelle (Dermont et al., 2008)

### 1.5.1.3 Soil Washing e attrizione

Il **soil washing** è una tecnica di bonifica del suolo contaminato che prevede il recupero di una parte del sedimento attraverso un processo di separazione fisica dell'inquinante. Questa



tecnica consiste nel far circolare nel suolo acqua pura o additivata con solventi organici, agenti chelanti, tensioattivi, acidi o basi, allo scopo di desorbire dalla matrice del suolo una parte dell'inquinante in modo che passi in soluzione o sospensione. La tecnica del soil washing si basa sul principio che i contaminanti vengono veicolati attraverso le particelle più fini presenti nelle frazioni del suolo, e consiste nell'effettuare un vero e proprio lavaggio (washing) e una successiva separazione delle fasi liquido estraente - terreno (Griffiths, 1995).

L'applicabilità della tecnica di soil washing in funzione del tipo di terreno, come descritto da Dermont et al. (2008), è schematizzata in Tabella 8.

Tabella 8: Applicabilità del processo di soil washing in base alla tipologia di terreno

Gruppi di contaminanti		Terreni ghiaioso-sabbiosi	Terreni argilloso-limosi
ORGANICI	Composti alogenati volatili	E	L
	Composti alogenati semivolatili	L	L
	Composti non alogenati volatili	E	L
	Composti non alogenati semivolatili	L	L
	Policlorobifenili (PCB)	L	L
	Pesticidi alogenati	L	L
	Diossine/furani	L	L
	Cianuri organici	L	L
INORGANICI	Metalli volatili	E	L
	Metalli non volatili	E	E
	Amianto	NA	NA
	Cianuri inorganici	L	L
REATTIVI	Ossidanti	L	L
	Riducenti	L	L
<b>LEGENDA:</b> E= applicabilità con elevata efficienza; L= applicabilità con efficienza limitata; NA= non applicabile.			

I principi operativi dell'impianto prototipo utilizzato per il trattamento dei sedimenti, progettato da Diemme (Figura 4), possono essere riassunti come segue:

- I sedimenti sono disaggregati con acqua in una macchina Logwasher adatta a disaggregare le inclusioni di contaminanti;
- i sedimenti grossolani (>2mm) come conchiglie e legno vengono separati attraverso una macchina vagliatrice;

- i sedimenti vagliati (acqua, sabbia, limo, argilla e contaminanti) vengono raccolti in un serbatoio di accumulo per poi passare in un Idrociclone e in una Cella di Attrizione per la loro pulizia finale, grazie alla rimozione del rivestimento di contaminanti. La sabbia recuperata da questo step è completamente pulita e adatta per essere riutilizzata se priva di contaminazione;
- i sedimenti rimanenti, ossia limo e argilla più o meno contaminanti, sono trattati nel Waste Water Treatment Plant. Le particelle sottili subiscono una disidratazione tramite filtro, da cui si ricavano filtri pressati di argilla secca e acqua. Il filtro pressa è stata selezionata come la tecnologia di disidratazione con prestazioni più elevate rispetto ad altri sistemi.
- I filtri pressati di limo possono essere ulteriormente trasformati tramite trattamento biologico in grado di degradare i contaminanti organici, come idrocarburi in acqua e anidride carbonica, che consente un completo recupero di questa frazione.

Il processo completo consente il recupero totale per il riutilizzo di tutte le frazioni: sabbia, limo e argilla.

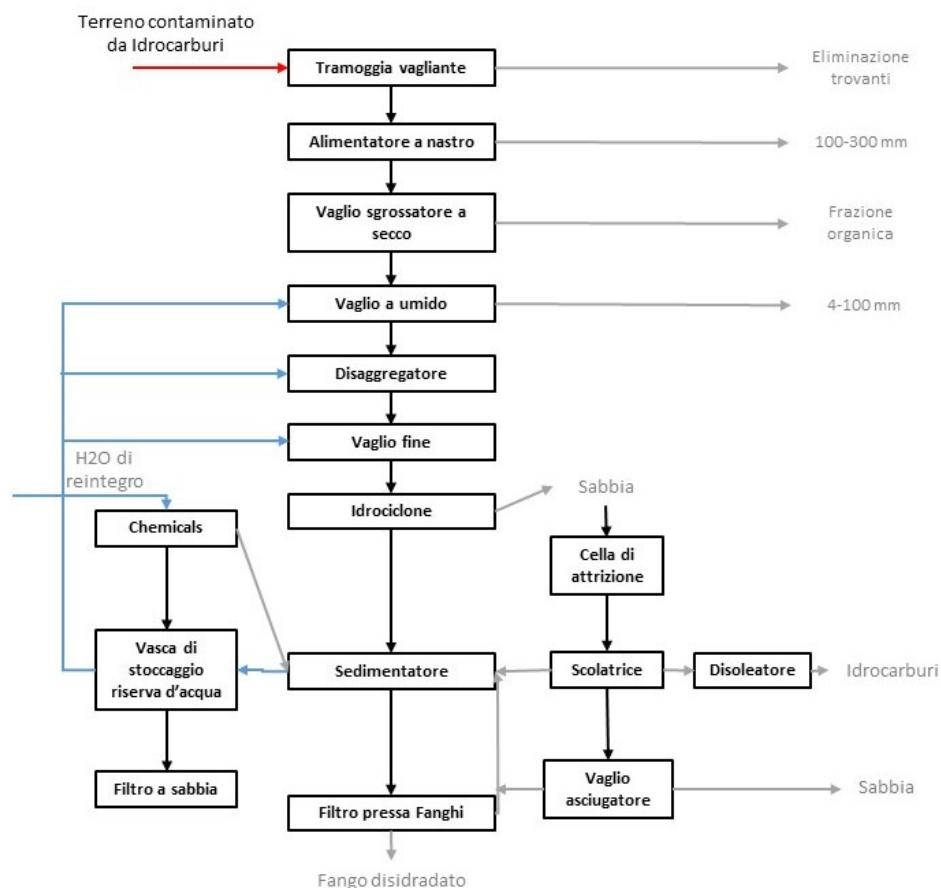
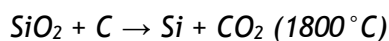


Figura 4: Schema di impianto di soil washing completo di cella di attrizione e di filtro pressa dei fanghi, conforme all'impianto di trattamento sperimentale utilizzato in Diemme Soil Washing per la decontaminazione dei campioni di questa tesi

### 1.5.2 Riduzione carbotermica

La tecnica sviluppata per trasformare il  $\text{SiO}_2$  in Si è la carboriduzione: nei forni ad arco sommerso, a temperature superiori a quelle di fusione del silicio ( $1550^\circ\text{C}$ ), viene prodotta la reazione:



La sabbia e i cristalli di quarzite vengono sistemati in un crogiolo di grafite; il crogiolo viene inserito in una camera (la “carcassa” del forno), e al suo interno vengono immersi due elettrodi di grafite; durante il funzionamento si crea un arco elettrico sommerso, e il Si liquido che si forma cola, attraverso un opportuno becco, in una lingottiera dove poi solidifica in silicio metallurgico.

Il silicio prodotto tramite questo processo, che è puro al 98%, presenta ancora una percentuale di impurità eccessive e deve pertanto essere sottoposto ad un processo di purificazione, come ad esempio il processo Siemens.

In tale processo i blocchi di silicio metallurgico vengono inseriti in un reattore a letto fluido. Nel reattore viene immesso HCl in forma gassosa per ottenere  $\text{HSiCl}_3$ , che poi viene fatto distillare e reagire ad alte temperature con idrogeno per ottenere il cosiddetto feedstock, un silicio adatto ad essere cresciuto in lingotti.

Avviene così la reazione dominante:  $\text{Si} + 3\text{HCl} = \text{SiHCl}_3 + \text{H}_2$ , nella quale vengono prodotti idrogeno e triclorosilano.

Il triclorosilano (aeriforme) fluisce in un filtro e poi nel reattore CVD (Chemical Vapor Deposition). Qui, tramite l'immissione di  $\text{H}_2$  nel reattore, avviene la deposizione catalitica del silicio, secondo la reazione:  $\text{SiHCl}_3 + \text{H}_2 = \text{Si} + 3\text{HCl}$ . In entrambi i reattori la temperatura raggiunge i 1350 °C. A seguito della dissociazione del triclorosilano si forma nuovamente silicio.

Quindi, riassumendo, il procedimento più diffuso per ottenere il silicio è il seguente:

- Estrazione del silicio “metallurgico”:  $\text{SiO}_2 + \text{C} = \text{Si} + \text{CO}_2$  (1800 °C)
- Purificazione:
  - Produzione di triclorosilano  $\text{Si} + 3\text{HCl} = \text{SiHCl}_3 + \text{H}_2$ ;
  - Distillazione multipla del  $\text{SiHCl}_3$ ;
  - Deposizione del silicio puro  $\text{SiHCl}_3 + \text{H}_2 = \text{Si} + 3\text{HCl}$ , (1350 °C) (processo Siemens).

Il risultato finale sono barre di silicio policristallino, dalle quali si ottengono, con procedimenti meccanici, le celle. Questa fase ha un rendimento piuttosto basso (spreco di materiale anche del 50%). L'insieme delle varie fasi descritte richiede un considerevole apporto energetico, che ne giustifica, almeno in parte, il costo.

### 1.5.3 Purificazione

L'uso del silicio nei semiconduttori richiede una purezza più elevata di quella fornita dal silicio di grado metallurgico. Pertanto nel corso degli anni sono stati condotti numerosi studi sulle tecniche di purificazione che consentano di produrre silicio di alta qualità da silicio di purezza inferiore.

#### 1.5.3.1 *Metodi fisici*

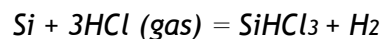
Le prime tecniche di purificazione del silicio erano basate sul fatto che quando il silicio viene fuso e risolidificato, l'ultima parte di silicio che solidifica contiene la maggior parte delle impurità. Il primissimo sistema di purificazione, descritto nel 1919 e usato su scala limitata per la fabbricazione di componenti dei radar durante la seconda guerra mondiale, richiedeva la polverizzazione del silicio di grado metallurgico e la sua parziale dissoluzione in acido. Quando veniva polverizzato, il silicio si spezzava in modo che le zone più deboli e ricche di impurità restassero all'esterno del risultante grano di silicio. Come risultato, il silicio ricco di impurità era il primo a disciogliersi quando trattato con l'acido, lasciando un prodotto più puro.

Nella fusione a zona (Float Zone), il primo metodo di purificazione del silicio ad essere utilizzato su scala industriale, sbarre di silicio di grado metallurgico venivano riscaldate partendo da una delle loro estremità, fino a quando questa iniziava a fondersi. Il riscaldatore quindi veniva lentamente spostato lungo la barra mantenendo una piccola porzione fusa mentre il silicio si raffreddava e risolidificava dietro di essa. Poiché la maggior parte delle impurità tendeva a rimanere nella parte fusa piuttosto che risolidificarsi, alla fine del processo queste si erano spostate nell'ultima parte se era necessario un maggiore grado di purezza.

### 1.5.3.2 Metodi chimici

Oggi giorno il silicio viene purificato convertendolo in un composto che può essere purificato più facilmente del silicio stesso, e quindi convertito di nuovo in silicio puro. Il triclorosilano è il composto di silicio più comunemente usato in questo processo, anche se a volte si utilizzano anche il tetracloruro di silicio e il silano. Questi composti, liquidi o gassosi, vengono purificati per distillazione frazionata fino ad ottenere una miscela di composti di solo silicio. Dopodiché questi gas vengono immessi sopra a silicio ad alta temperatura e si decompongono, depositando silicio policristallino ad alta purezza.

Il silicio di qualità metallurgica (Metallurgical Grade Silicon, MGS) viene ridotto in pezzi e fatto reagire con acido cloridrico (HCl) per produrre triclorosilano, attraverso la reazione:



Le impurezze originariamente presenti nel silicio (Al, Fe, P, Cr, Mn, Ti, V, C), anch'esse reagendo con HCl, producono varie forme di cloridi con differente punto di ebollizione. Per distillazione frazionata, è perciò possibile separare il SiHCl<sub>3</sub> dalla maggior parte delle impurità presenti nel MGS.

Il triclorosilano così purificato viene fatto reagire con idrogeno molecolare gassoso ad elevata T per formare silicio con grado di purezza maggiore (Electronic Grade Silicon: EGS): Sebbene l'EGS sia relativamente puro, esso è ancora in forma policristallina, non utilizzabile per i dispositivi elettronici.

### 1.5.3.3 Purificazione tramite torcia al plasma

Un ulteriore sistema di purificazione del silicio è costituito dall'utilizzo di un plasma con l'aggiunta di gas reattivi, che porta alla volatilizzazione di impurità sulla superficie del silicio liquido.

Le impurezze, per essere eliminate, devono essere volatilizzate; per tale motivo devono essere trasportate sulla superficie del bagno liquido di silicio. La diminuzione del tasso di volatilizzazione è dovuta alla formazione, ad elevata portata di ossigeno, di uno strato di silice sulla superficie del silicio fuso.

Diversi gruppi di ricerca hanno studiato i metodi di purificazione del silicio di grado metallurgico usando un plasma: un gruppo francese ha utilizzato un plasma induttivo ad argon con ossigeno aggiunto come gas reattivo; gruppi giapponesi hanno studiato la rimozione di boro ed hanno sviluppato un processo di purificazione combinando un fascio di elettroni per la rimozione del fosforo, un plasma ad arco che utilizza acqua per rimuovere il boro, e solidificazioni direzionali per rimuovere le impurità metalliche. E' stato studiato anche un processo che combina torcia al plasma induttiva e agitazione elettromagnetiche all'interno del silicio fuso: nel processo sviluppato, l'induzione elettrica è utilizzata per riscaldare il silicio mentre un plasma viene usato per purificarlo. La veloce rigenerazione del gas all'interno dello strato limite sulla superficie del liquido dovuto al passaggio del getto di plasma è stato utilizzato per assicurare concentrazioni molto basse di impurezze in fase gassosa e per facilitare la cinetica di purificazione.





## CAPITOLO 2 - INQUADRAMENTO

---

Durante lo svolgimento di questo progetto di ricerca, sono state eseguite varie indagini in aree portuali, in zone costiere e nell'entroterra, situate in regioni dislocate sul territorio nazionale (Emilia-Romagna, Toscana) e comunitario (Romania, nelle province di Tulcea e Constanta).

Di seguito vengono pertanto riportate brevemente le caratteristiche geografiche, geomorfologiche e ambientali di ogni sito preso in considerazione.

## **2.1 LA REGIONE EMILIA-ROMAGNA**

Nella Regione Emilia - Romagna sono state condotte varie campagne di campionamento sedimentologico estese principalmente sul litorale ferrarese e ravennate e nei bacini portuali riportati nel seguente Paragrafo. Sono stati, inoltre, condotti rilievi topobatimetrici del tratto di spiaggia di Marina Romea (RA) e di tre cave nell'entroterra della provincia di Ravenna.

Si riportano di seguito le principali caratteristiche del territorio in esame.

### **2.1.1 Assetto Geologico e Morfologico**

L'area in esame ricade, da un punto di vista geologico, all'interno della pianura emiliano-romagnola, caratterizzata da depositi di origine marina e continentale appartenenti al Pliocene e Pleistocene. In quest'area il principale contributo sedimentario è dato dal Fiume Po, con un bacino di drenaggio di estensione pari a circa 71.000 km<sup>2</sup> (Boldrin et al., 2005; Bondesan, 1985), costituito da sedimenti d'origine sia alpina che appenninica.

Due ambienti strutturali sono presenti all'interno del bacino: la catena a falde appenninica vergente verso Nord e sepolta sotto la copertura Plio-Quaternaria, e una piattaforma lievemente degradante dalle Alpi verso il bacino (Amorosi et al., 1999). La tettonica locale e i cambiamenti climatici sono i principali motori della sedimentazione, con la conseguente alternanza di sabbie e argille. La ghiaia è presente solo nei depositi alluvionali della catena appenninica e delle Alpi. Sulla costa lo spessore delle sabbie attuali non supera in genere i 4-6 m ed esse, con classica geometria cuneiforme, tendono ad annullarsi sui fondali posti ad una profondità variabile fra 5 e 7 m. I fondali marini antistanti presentano un approfondimento regolare e poco pendente, che permette di raggiungere la profondità di - 20 m circa ad una distanza da costa di circa 20 km.

L'area costiera è caratterizzata da una costa bassa e sabbiosa e da un'ampia piana costiera in cui si riconoscono:

- il sistema deltizio del fiume Po e del fiume Reno con diffuse aree umide e lagunari (Valli di Comacchio, Valli di Bellocchio);
- i cordoni dunali antichi sui quali si sono sviluppati i centri urbani dei lidi ferraresi (Lido di Spina, Lido degli Estensi, Lido di Porto Garibaldi, Lido degli Scacchi, Lido di Pomposa, Lido delle Nazioni) e dei lidi ravennati (Casal Borsetti, Marina Romea, Marina di Ravenna, Punta Marina, Lido Adriano, Lido di Dante, Lido di Savio) che separano dal mare ampie aree bonificate, spesso al di sotto del livello del mare, e zone umide inondate (Lago delle Nazioni, Valle Bertuzzi);
- il complesso di frecce litorali che borda verso mare la foce del Po di Volano e dove si situa il Lido di Volano;
- il sistema deltizio del Po di Goro, limitrofo alla freccia litorale dello Scanno di Goro, che racchiude parzialmente un'ampia laguna (Sacca di Goro).

La costa risulta interrotta, oltre che in corrispondenza di Foce Reno, anche da vari canali per lo più di origine artificiale: il canale Bellocchio che collega le Valli di Comacchio al mare, il canale Logonovo, presso il Lido degli Estensi e il canale navigabile Pallotta a Porto Garibaldi. Due elementi fisici dominanti della costa studiata sono il molo foraneo di Porto Garibaldi, già presente dalla fine del XIX secolo, ed il molo foraneo di Porto Corsini.

### 2.1.2 Il litorale emiliano - romagnolo

Il litorale emiliano - romagnolo si estende dalla foce del Torrente Tavollo, tra Cattolica e Gabicce, alla foce del Po di Goro per circa 130 km. Si tratta di un ambiente dinamico il cui equilibrio dipende dall'interazione tra fattori quali: la variazione del livello del mare, le condizioni meteo-marine, gli apporti sedimentari fluviali, la subsidenza e le attività antropiche (Martinelli et al., 2010; Simeoni, 2006).

La morfologia costiera, ovunque bassa e piatta, è caratterizzata dalla presenza, pressoché continua, di spiagge sabbiose che ricoprono materiali limoso-argillosi corrispondenti a più antichi depositi palustro- alluvionali o marini.

La fascia costiera è costituita da un esteso cuneo di sabbia appartenente alle fronti deltizie e ai cordoni litorali che si sono generati negli ultimi 5-6.000 anni a seguito del progressivo *arretramento del Mar Adriatico* (Farabegoli, 1998). Quest' allineamento di cordoni sabbiosi è interrotto localmente dai depositi fluviali che i corsi d'acqua abbandonano, durante le esondazioni, nel loro tragitto verso mare (fiume Savio, fiumi Uniti, fiume Reno, ecc.).

Data l'estensione e la diversa orientazione, lungo la costa vi è una notevole variabilità del regime anemologico. Su di essa dominano i venti compresi tra NNE e E (Grecale, Bora

e Levante), tra ESE e SSE (Scirocco) e quelli di NW (maestrale), anche se durante la stagione estiva raggiungono intensità non trascurabile i venti termici (brezze).

Il clima medio del mare, che investe il litorale regionale, è definito da una predominanza delle onde provenienti da WNW ed in minor misura da ESE, tuttavia i valori massimi d'altezza d'onda sono riferibili al settore ENE (venti da Bora) ed E (perturbazioni da Levante). Le tempeste più frequenti provengono dai settori compresi tra i 60 ° ed i 120 °, mentre le più violente interessano i settori di Bora (Calderoni, 1982; Simeoni et al., 2003).

### 2.1.3 Problematiche dell'area costiera e interventi mitigatori

Nel corso del '900, in particolare nella seconda metà, il litorale è stato oggetto di una profonda trasformazione che ne ha cambiato radicalmente gli originari caratteri paesaggistico - ambientali, lo ha irrigidito con insediamenti ed infrastrutture e reso estremamente fragile.

A causa dell'intenso sviluppo turistico e demografico, le dune sono state in gran parte spianate per far posto a una serie quasi ininterrotta di strutture balneari, alberghiere ed urbane che oggi occupano complessivamente circa 85 km di fronte mare, di cui 60 km praticamente ininterrotti da Lido di Classe a Gabicce Mare.

Per contrastare il diffondersi dei processi erosivi lungo tutta la costa regionale, lo Stato aveva realizzato a partire dagli anni '50, soprattutto nel periodo 1960-1980, decine di km di opere di difesa rigida, per un totale di circa 60 km di cui circa 40 km sono rappresentati da scogliere parallele emerse.

Nonostante la competenza in materia di difesa delle coste sia passata dallo Stato alle Regioni solo nel 2001, la Regione Emilia-Romagna iniziò ad occuparsi del problema fin dagli anni '70 dotandosi di una legge specifica per la difesa della costa (L. R. 7/1979) che, tra l'altro, evidenziava l'esigenza di approfondire studi e monitoraggi per la conoscenza e la gestione dei litorali. Da questa legge è disceso il primo "Piano Costa", formulato nel 1980-81 e approvato dalla Regione con Delibera n. 1574 del 6/4/1983, che ha rappresentato il riferimento dell'azione regionale per la difesa della costa nei decenni successivi. In questo documento veniva già contemplato il ripascimento delle spiagge come una delle misure più idonee per il contrasto dell'erosione.

I tratti di litorale critici per erosione, infatti, nel periodo 2000-2007 si sono dimezzati rispetto ai 37 km dell'inizio del periodo considerato. Tale risultato è stato determinato dai numerosi interventi di ripascimento realizzati per un ammontare, nel periodo di riferimento, di quasi 5 milioni di m<sup>3</sup> di sabbia prelevati da diverse fonti dalle nuove pratiche di gestione dei litorali derivanti dalle Linee Guida per la Gestione Integrata delle Zone Costiere (Delibera CR 645/2005) (complessivamente 1,6 milioni di m<sup>3</sup> di sabbia

portati a ripascimento nel 2002 e 2007), (ARPA Emilia - Romagna, 2009), come descritto di seguito:

- FOCE SAVIO - MARINA DI RAVENNA: 1.009.172 m<sup>3</sup>, di cui 349.425 m<sup>3</sup> prelevati da fonti esterne al sistema litoraneo tra il 2000 e il 2006 (cioè il totale versato in quei 7 anni);
- PORTO CORSINI - PORTO GARIBALDI: 551.505 m<sup>3</sup> (260.355 m<sup>3</sup> prelevati da fonti interne all'unità fisiografica, 291.150 m<sup>3</sup> da fonti esterne al sistema litoraneo).

Nello studio "Stato del litorale emiliano - romagnolo all'anno 2007 e piano decennale di gestione (ARPA, 2008)" vengono individuati i tratti di litorale regionale in condizioni critiche sui quali si ritiene opportuno indirizzare gli interventi di ripascimento nel prossimo decennio, al fine di garantirne l'equilibrio o almeno il miglioramento.

Nello studio vengono distinti i tratti critici privi di opere di difesa rigida e da quelli protetti; viene inoltre effettuata una stima dei volumi di sabbia necessari per garantirne l'equilibrio nei prossimi 10 anni.

I tratti del litorale regionale in questione sono i seguenti:

- Volano. Lido degli Scacchi (ferrarese);
- Casal Borsetti-Foce Lamone. Punta Marina-Lido Adriano-Lido di Dante-Lido di Savio (ravennate);
- Casenatico-Valverde-Gatteo a Mare (Forlinese);
- Bellaria-Igea Marina. Torre Pedrera-Misano (riminese).

Secondo lo studio ARPA (2008), tra i tratti appena elencati, le zone in cui il dissesto è maggiore e dove sarebbe indispensabile compiere interventi sulle opere e ripascimenti sono quelli di foce Reno e di foce Fiumi Uniti.

Negli ultimi anni, malgrado i numerosi interventi di ripascimento eseguiti, eventi meteomarinari hanno provocato forti danni alle spiagge e alle infrastrutture. Un esempio sono le mareggiate dell'inverno 2008-2009, le quali hanno causato una perdita di sabbia complessiva dalle spiagge emerse stimata in circa 560.000 m<sup>3</sup>, determinando un fabbisogno finanziario stimato intorno ai 10 milioni di Euro per ripristinare i profili di spiaggia e per altri interventi di ricostruzione delle opere di difesa a mare e idrauliche danneggiate.

Uno studio affrontato dal progetto MICORE in collaborazione con l'ARPA Emilia-Romagna (Perini et al., 2011), discrimina 50 eventi meteo-marini che hanno avuto un impatto dannoso sulla costa dell'Emilia-Romagna dal 1946 al 2010.

Tra le località colpite quelle che registrano il maggior numero di segnalazioni e danni evidenti sono presenti: Lido di Volano, Lido delle Nazioni, Lido di Spina Sud, Ponente-Zadina, Valverde e Bellaria-Igea Marina.

Questi dati indicano che l'azione di salvaguardia della fascia costiera deve essere costante nel tempo e, soprattutto, deve poter disporre di adeguate riserve di sabbia disponibili per fronteggiare l'erosione.

### 2.1.3.1 Evoluzione della linea di riva del litorale emiliano - romagnolo

L'evoluzione della costa emiliano - romagnola degli ultimi 200 anni ha risentito fortemente delle modificazioni climatiche che hanno prodotto una forte riduzione del trasporto solido da parte dei corsi d'acqua. Questo fenomeno ha determinato l'innescò di un processo di rettificazione della linea di riva, che si protrae da circa 100 anni ed ha provocato una forte erosione delle cuspidi deltizie (fiume Reno, Fiumi Uniti e fiume Savio) e la crescita delle spiagge interfociali dell'intero litorale, rendendo alcuni tratti di costa in permanente stato di criticità (Regione Emilia-Romagna, 2011).

L'analisi recente della linea di riva (Figura 5) evidenzia nel periodo 1998-2006 un netto miglioramento della situazione rispetto al periodo precedente 1991-1998: i tratti in arretramento sono infatti più che dimezzati, mentre quelli in avanzamento sono più che raddoppiati (Preti et al., 2011).

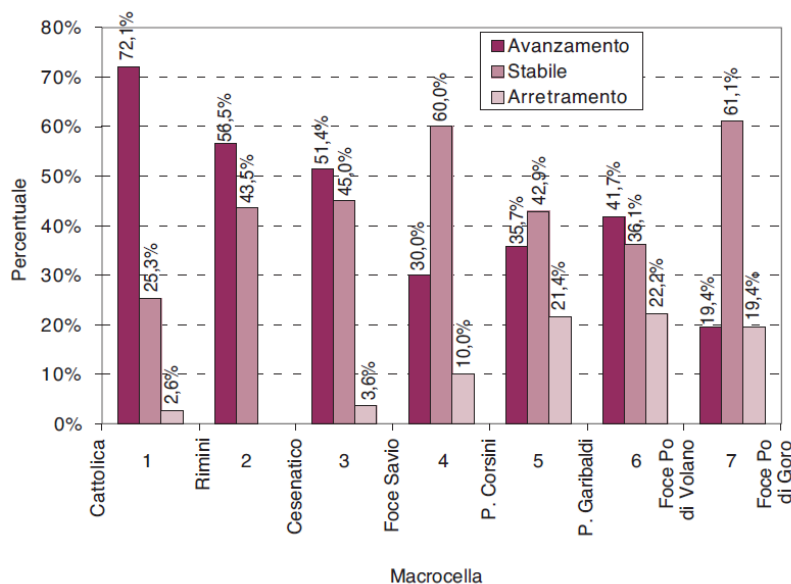


Figura 5: Situazione evolutiva della linea di riva nelle sette macrocelle che compongono il litorale regionale nel 2006 (rispetto al 1998) (Preti et al., 2011)

Nel tratto Cattolica-Foce Savio (macrocelle 1, 2 e 3) la percentuale delle spiagge in arretramento è molto bassa e questo aspetto è strettamente correlato all'apporto dall'esterno di circa 1,4 milioni di m<sup>3</sup> di sabbia.

Tra Foce Savio e Porto Corsini (macrocella 4) le spiagge in arretramento sono solo il 10%, nonostante la forte subsidenza, sia antropica che naturale, concentrata principalmente a Lido di Dante.

Il tratto da Porto Corsini allo Scanno di Goro (macrocelle 5, 6 e 7) è quello che presenta la situazione peggiore e, nonostante i ripascimenti eseguiti nel 1998-2006, circa il 20% delle spiagge hanno subito un arretramento.

L'analisi dell'evoluzione recente in particolare del litorale ravennate evidenzia andamenti contrastanti: nell'intorno della foce del Reno e all'altezza di Lido Adriano e Lido di Dante, le aree sono soggette a fenomeni erosivi da molti decenni, mentre la zona centrale evidenzia un avanzamento della spiaggia (in corrispondenza di Marina di Ravenna). Questa conformazione ha reso Porto Corsini punto di convergenza del trasporto solido litoraneo: i venti spingono infatti verso questa zona i sedimenti provenienti dalle due aree di accumulo, rappresentate dalle cuspidi dei fiumi Reno e Savio.

Tale andamento è chiaramente evidenziato dagli effetti derivanti dalla costruzione dei moli foranei del Porto di Ravenna. Infatti, a partire dalla fine degli anni '50 in cui sono iniziati i lavori di costruzione, le spiagge di Marina di Ravenna e Marina Romea sono state caratterizzate da un leggero avanzamento e, pur conservando l'allineamento iniziale, non si è verificato l'effetto convergente tra le linee di riva a nord e a sud dei due moli (Idroser, 1996).

In Figura 6 è riportato lo stato del litorale emiliano-romagnolo nel periodo 2000-2006 (secondo Arpa Emilia-Romagna, 2011) e l'indicazione della deriva litoranea dei sedimenti (da Bondesan et al., 1978 e Preti et al., 2011).

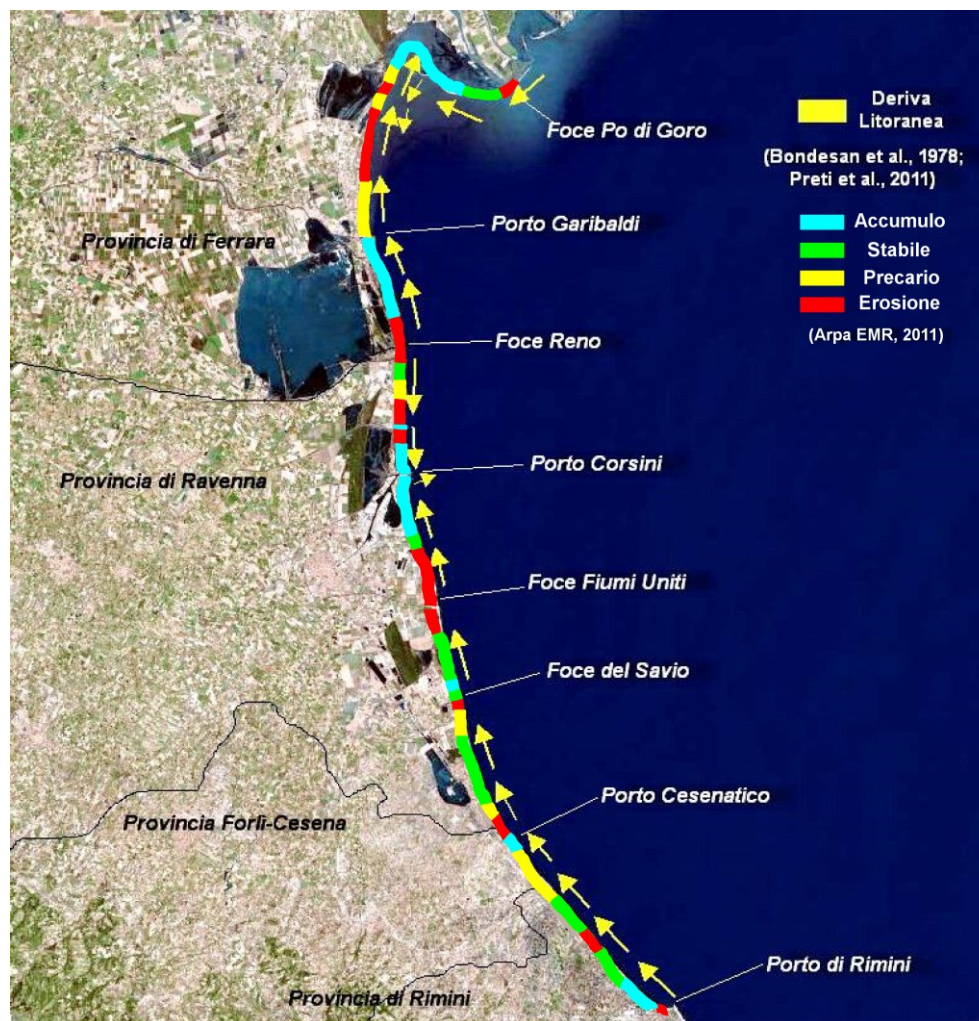


Figura 6: Stato del litorale emiliano-romagnolo in base all'indice ASPE (2000-2006) (Arpa Emilia-Romagna, 2011). Indicazione del trasporto solido lungo costa nell'area in esame (da Bondesan et al., 1978 e Preti et al., 2011 modificate).

#### 2.1.4 Deriva litoranea e caratterizzazione sedimentologica

Il trasporto solido litoraneo avviene ad opera della "long shore current" ed è quindi direttamente collegato alla componente longitudinale del flusso di energia associato al moto ondoso in fase di frangimento, che a sua volta dipende dall'altezza d'onda e dalla direzione d'incidenza tramite relazioni empiriche (EC/US, 1984).

Nell'area di studio la sua direzione prevalente è diretta da sud verso nord; ciò è avvalorato dai dati anemometrici, morfologici, dagli effetti prodotti da opere sulla spiaggia, dall'orientazione delle foci dei fiumi Reno e Fiumi Uniti e, infine, dalle elaborazioni del moto ondoso (Figura 6) (Bondesan et al, 1978, Preti et al., 2011).



Il porto di Ravenna con i suoi moli convergenti che si protendono fino alla batimetrica - 8,5 m, a distanza di circa 2,1 km dalla costa, è in una zona di confine tra due unità fisiografiche:

- a nord quella tra Porto Corsini e Porto Garibaldi;
- a sud quella tra Marina di Ravenna e la foce del fiume Savio.

Gli scambi tra questi due tratti costieri sono da considerarsi nulli perché i moli del porto hanno una doppia funzione di barriera e trappola sedimentaria, grazie alla direzione convergente del flusso litoraneo. In particolare il molo settentrionale intercetta il sedimento trasportato dalle correnti di Bora e proveniente dallo smantellamento della foce del Reno, mentre quello meridionale intercetta i materiali trasportati dallo Scirocco e provenienti dalla foce dei Fiumi Uniti.

Secondo diversi Autori (Van Straaten, 1965; Brambati et al., 1973) i sedimenti nell'Alto Adriatico si distribuiscono per fasce batimetriche con la seguente successione, da costa verso largo: sabbie, quale prosecuzione della spiaggia emersa (sabbie costiere); materiali fini (fascia limosa); zona di transizione con sabbia limosa, limo sabbioso e loam; infine un'ampia fascia di sedimenti sabbioso e sabbioso-limosi (sabbie di piattaforma), conosciuti con il termine di "sabbie relitte" in cui la sedimentazione attuale è quasi assente (Stefanon, 1984). Secondo Colantoni et al. (1978), solo le prime due tipologie più costiere di sedimenti sono dovute all'attuale dinamica sedimentaria e, quindi, condizionate dagli apporti fluviali attuali.

Le caratteristiche tessiturali dei sedimenti dell'area in esame o di parte di essa sono state oggetto di studio in vari lavori.

Dalle indagini condotte da Bondesan et al. nel 1978, è emerso che, nei fondali della provincia di Ravenna fino alla profondità di 6 metri, la percentuale di fango (<63 micron) si mantiene al di sotto del 30%, con frazione argillosa non superiore al 6%; quantità elevate di fango si riscontrano solo a nord della foce del Reno. Per quanto riguarda la profondità si nota un aumento della percentuale di fango con l'approfondirsi dei fondali. Tuttavia tale aumento non è né regolare né graduale.

Il diametro medio dei sedimenti sabbiosi è generalmente inferiore a 1,5  $\phi$ , solo raramente e specialmente in battigia raggiunge o supera 1,0  $\phi$ .

Le aree con maggiore dimensione media del granulo si trovano sui fondali antistanti la foce del Reno e Punta Marina; mentre sedimenti più sottili si riscontrano a nord della foce del Reno e fra la foce dei Fiumi Uniti e Cervia (Figura 7 e Figura 8). Nel complesso il diametro medio risulta controllato principalmente dalla profondità.

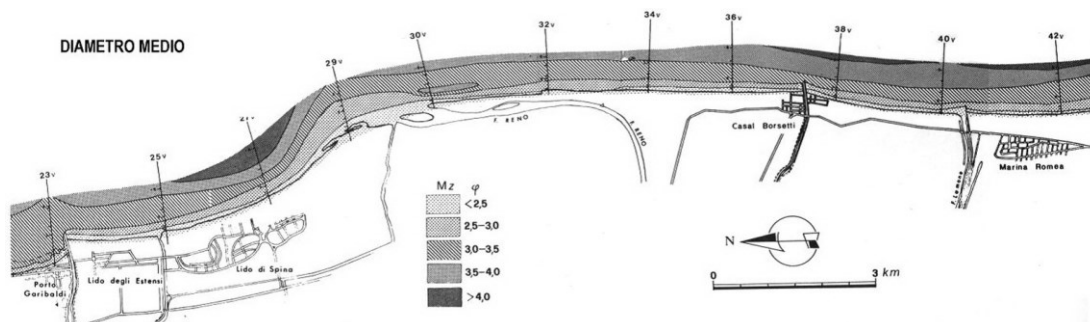


Figura 7: Distribuzione areale del diametro medio nei fondali tra Porto Garibaldi e Porto Corsini (Bondesan et al., 1978 modificata).

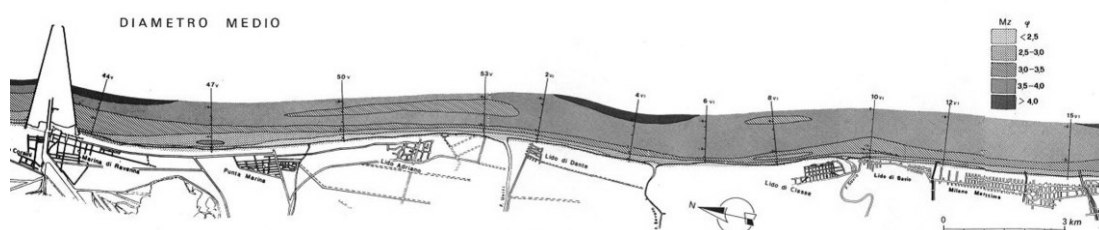


Figura 8: Distribuzione areale del diametro medio nei fondali tra Porto Corsini e Milano Marittima (Bondesan et al., 1978 modificata).

La deviazione standard presenta valori compresi tra 0,3 e 1,9  $\phi$  e cresce, in generale, con il diminuire della percentuale di sabbia e del diametro medio e, quindi, con l'aumentare della profondità. Valori relativamente bassi di questo parametro si rinvencono sui fondali fra Marina di Ravenna e Lido Adriano, e fra Lido di Savio e Milano Marittima.

Nello studio condotto nel 1994-95 (Borgato, 1995) nell'ambito del piano per la difesa dal mare e riqualificazione ambientale del litorale dell'Idroser (Idroser, 1996), si è riscontrato che la percentuale di fango rinvenuta da Marina di Ravenna a Cervia è particolarmente bassa, tranne nei fondali antistanti foce dei Fiumi Uniti, oltre i 4 m di profondità. Ciò avvalorava l'ipotesi che i contributi sottili provenienti dal Savio e Bevano non incidano significativamente sulla distribuzione di questo parametro. Lo studio mise in evidenza, in tutto il litorale, come dimensioni più grossolane delle sabbie ( $<2,5 \phi$ ), andassero ad occupare una fascia compresa tra 0 e 2,3 m di profondità. I sedimenti più sottili ( $>3,5 \phi$ ), invece, si sono rinvenuti oltre i -4 m, esclusivamente nell'area di foce del Reno. Sui fondali più meridionali, oltre la profondità di 2 m, la dimensione media aumenta (2,5-2,8  $\phi$ ).

Dal lavoro "Progetto Bellocchio" (Simeoni et al., 2002) è emerso che, il 91,6 % dei campioni raccolti presentava, da Porto Garibaldi a Porto Corsini, percentuali superiori al 70% di sabbia. I campioni con percentuali di fango superiori al 30 % erano ubicati a profondità maggiori di 5 m. Considerando un tratto di litorale più ristretto, dalla foce del Reno a Porto Corsini, si è notato come la presenza dei moli portuali vada a condizionare

l'andamento delle frazioni sabbiose determinando, nei fondali prossimi alle opere (in questo caso il fondale subito a nord del molo), un richiamo verso il largo delle sabbie (Figura 9). In questo tratto di litorale, le pendenze dei fondali diminuiscono progressivamente procedendo verso meridione: si passa da valori di circa 1,02 % in corrispondenza di Casal Borsetti, a 0,81 % in prossimità della foce del Lamone e 0,77 % in corrispondenza di Porto Corsini.

La spiaggia emersa ed i fondali prossimi a riva sono caratterizzati dalla frazione granulometrica  $< 2,5 \varphi$  e presenta il maggior sviluppo areale sui fondali prospicienti Casal Borsetti e le foci di Reno e Lamone. Questa frazione è praticamente assente nel tratto compreso tra foce Reno e l'estremità settentrionale di Casal Borsetti ed a ridosso del molo nord di Porto Corsini, dove viene sostituita da sedimenti con Mz compresi tra 2,5 e 3  $\varphi$ . Quest'ultima fascia assume importanza soprattutto sui fondali in corrispondenza delle opere di difesa di Casal Borsetti e nel tratto a sud del Lamone.

I sedimenti con diametro medio di 3-3,5  $\varphi$  coprono i fondali da -2 m a -6,7 m. I sedimenti più fini ( $> 3,5 \varphi$ ) generalmente caratterizzano le profondità maggiori, ma in prossimità del lobo meridionale del fiume Reno ed a settentrione di Casal Borsetti raggiungono profondità prossime a -2 m.

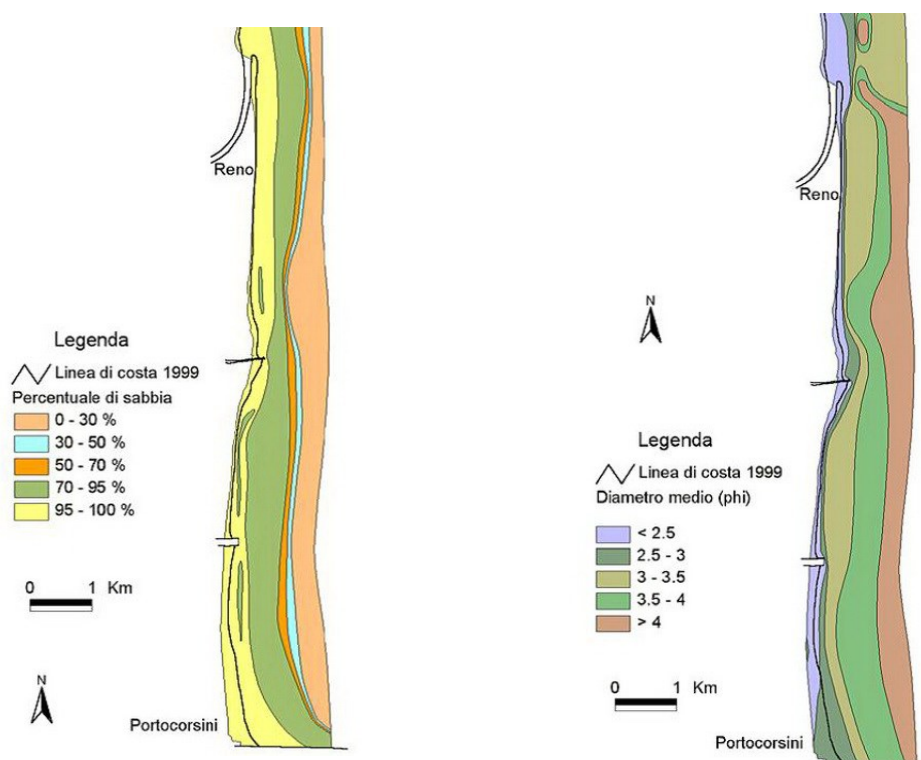


Figura 9: Distribuzione della percentuale di sabbia (sinistra); distribuzione areale del diametro medio (a destra) (da Simeoni et al., 2002 modificata).

Un quadro riassuntivo degli studi appena citati è illustrato in Figura 10. Si può notare, in generale, quanto affermato finora: le sabbie più grossolane (0-2,5  $\phi$ ) sono presenti lungo una stretta fascia a ridosso della spiaggia emersa e diminuiscono progressivamente da nord verso sud; le sabbie comprese tra i 2,5 e i 3,5  $\phi$  sono presenti in maniera discontinua nella zona litoranea compresa tra Porto Corsini e la foce del Reno. Queste a sud dei moli foranei di Porto Corsini sono distribuite in maniera continua lungo la spiaggia sommersa a profondità variabili da -1 fino a -5 metri, nella zona più meridionale. La frazione più fine (3,5-5  $\phi$ ) è generalmente situata alle profondità maggiori, fino a -8 m, con una distribuzione massima in corrispondenza di Riva Verde e Punta Marina.

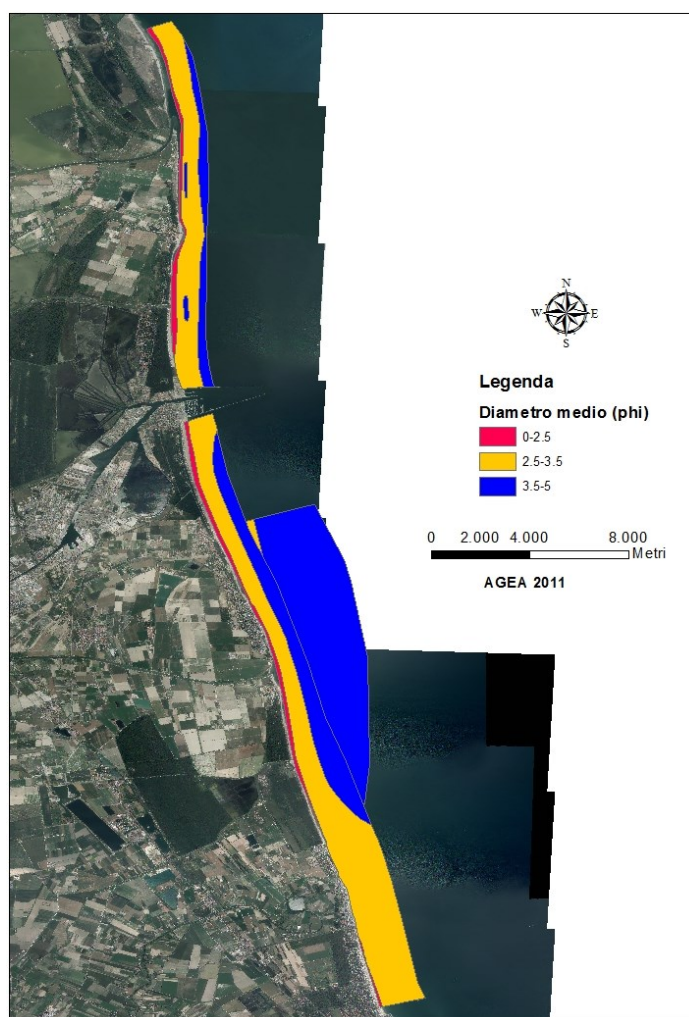


Figura 10: Sintesi dei lavori di Bondesan et al. 1978; Borgato, 1995; Idroser 1996 e Simeoni, 2002.

### 2.1.5 I porti regionali

La Regione Emilia -Romagna, con i suoi 130 km di litorale, presenta numerosi porti: da nord verso sud, i porti di Goro, Porto Garibaldi, Ravenna (Porto Corsini), Cervia, Cesenatico, Bellaria, Rimini, Riccione, Cattolica. In particolare il sistema portuale regionale è costituito da 1 porto di rilevanza ‘nazionale’ che è il porto commerciale di Ravenna (posto tra Porto Corsini e Marina di Ravenna), con anche funzioni di porto da pesca e da diporto locale. Inoltre 5 sono i porti regionali (Goro, Porto Garibaldi, Cesenatico, Rimini, e Cattolica) con funzioni spesso miste da diporto e pesca (Figura 11) a cui si assommano altre 10 opere portuali di piccole dimensioni, adibite per lo più a diporto. E’ evidente che in funzione dell’ubicazione, della lunghezza dei moli e della direzione del trasporto solido litoraneo, i porti-canale sono soggetti all’insabbiamento e, di conseguenza, alla necessità di un’accorta gestione dei materiali provenienti dai dragaggi.



Figura 11: Localizzazione delle opere portuali lungo la costa regionale

### 2.1.5.1 Il porto di Ravenna

Grazie alla sua posizione geografica strategica, il Porto di Ravenna è uno dei più importanti porti italiani, per lo più in scambi commerciali con il Mediterraneo orientale e con il Mar Nero (circa il 30% del commercio nazionale esclusi i prodotti petroliferi), e svolge un ruolo importante negli scambi commerciali con il Medio e l'Estremo Oriente. Connesso a snodi portuali, autostrade e aeroporti alla rete principale di trasporto, Ravenna è facilmente raggiungibile dai principali centri italiani ed europei.

Il porto di Ravenna è uno dei principali porti italiani per il commercio di materie prime (ad esempio, per ceramica, cereali, concimi e pasti per gli animali) e carico generale (per lo più legno e bobine).

Per aumentare la propria potenzialità commerciale, l'Autorità Portuale di Ravenna (Autorità Portuale Ravenna, 2012) ha previsto un dragaggio dei fondali portuali per raggiungere una profondità adatta ad ospitare navi di 44 metri, della capacità di 50.000 tonnellate di carico. Il dragaggio porterà al movimento di circa 11 milioni di m<sup>3</sup> di sedimenti (pari a circa 6,8 milioni di m<sup>3</sup> nella zona dell'avamposto e circa 5,8 milioni di m<sup>3</sup> proveniente dall'interno dei canali Candiano e Baiona). Come in passato, i sedimenti della zona di avamposto saranno riutilizzati per ripascimento, mentre quelli dell'interno dei canali verranno refluiti in casse di colmata temporanee, e poi collocati definitivamente in siti idonei.

Soluzioni per la gestione di tali sedimenti devono essere trovate in modo da ridurre lo smaltimento della componente contaminata e di acquisire nuovi materiali per eventuali riutilizzi.

Recenti analisi geognostiche effettuate nella zona del porto di Ravenna, indicano che i fondali sono poco stratificati e i sedimenti presenti hanno diversa granulometria (sono presenti associazioni di sabbia e limo con differenti proporzioni di argilla); è presente uno strato superficiale di limo sabbioso (da circa 10 cm a 1 m), seguito da uno strato ben definito più compatto e non di diversa caratteristica granulometrica ma con una maggiore percentuale di sabbia e, localmente, di bioclasti. Sotto i -9 / -10 m sotto m.s.l., è presente uno strato spesso di argilla, con diverse percentuali di limo, spesso in alternanza con sabbia limosa.

I sedimenti presentano concentrazioni variabili di contaminanti, a seconda della zona del porto (e attività industriali presenti) e della profondità di prelievo. Il tipo di inquinanti è legato alle caratteristiche granulometriche dei sedimenti. Frazioni fini e finissime di sabbia sono contaminati principalmente da idrocarburi. Limo e argilla invece facilitano l'accumulo di contaminanti, ed è possibile individuare, oltre agli idrocarburi, anche metalli pesanti (ad es Pb, Hg, As) (Vassura, 1995).

### 2.1.5.2 I piccoli porti dell'Emilia-Romagna

#### 2.1.5.2.1 Porto Garibaldi

Porto Garibaldi è il porto turistico e peschereccio più importante del litorale ferrarese e rappresenta lo sbocco a mare dell'idrovia ferrarese, un canale navigabile che mette in comunicazione il fiume Po, all'altezza di Pontelagoscuro, e Ferrara con il mare. Il prolungamento dei moli portuali ha innescato numerosi fenomeni erosivi sulle spiagge limitrofe, ed è stata realizzata, a partire dagli anni '30, una serie ininterrotta di scogliere di lunghezza complessiva pari a 9 km per attutire l'erosione (Arpa Emilia - Romagna, 2009).

La quota dei fondali portuali risulta pari a - 4,50 m, anche se il canale evidenzia brusche variazioni batimetriche; risulta infatti che in sponda sinistra (lato nord) la batimetria sia mediamente più elevata rispetto alla sponda destra (lato sud) (ISPRA, 2011b).

Uno dei principali fattori di inquinamento dei sedimenti e delle acque di porto Garibaldi deriva dall'impianto di depurazione dei reflui urbani che scarica nel canale navigabile. Il sistema di depurazione risulta particolarmente insufficiente in concomitanza con l'aumento estivo del carico antropico, causando fenomeni di inquinamento microbiologico. L'analisi chimiche pregresse (ISPRA, 2011b), indicano infatti, la presenza dei seguenti contaminanti nei sedimenti: Ni, Hg, Pb, PCB, IPA e pesticidi.

L'inquinamento da nutrienti che, fino ad un recente passato, poteva portare alla completa anossia delle acque costiere per ampi tratti di costa, è stato efficacemente controllato tramite l'adozione di strategie di defosfatazione per fosforo e azoto, soluzioni tecniche di tipo impiantistico (nitrificazione-denitrificazione agli impianti di trattamento acque reflue urbane). Di fondamentale importanza per la riduzione del fenomeno sono state le campagne di prevenzione indirizzate prevalentemente al comparto agricolo e zootecnico.

#### 2.1.5.2.2 Porto di Cervia

Il porto di Cervia è situato alla foce del canale delle Saline ed è costituito da un porto-canale, dalla vecchia darsena e dalla marina turistica. L'imboccatura, larga circa 25 m, è formata da due moli, quello di levante con lunghezza pari a 150 m e quello di ponente che si spinge al largo per circa 100 m. La profondità attuale del porto-canale di Cervia risulta compresa tra 1 e 3 m. La profondità di sicurezza da mantenere è stata stabilita di 3m (ISPRA, 2011b).



Il porto di Cervia è situato in prossimità di un “punto di zero”, ossia di un punto di convergenza del materiale sabbioso movimentato dal mare durante le mareggiate di scirocco e bora. Tale dinamica litoranea ha una ripercussione diretta sull’accesso all’imboccatura del porto.

Il continuo e rapido processo d’insabbiamento dell’imboccatura rende necessaria una continua attività di dragaggio. Dalle informazioni raccolte, si stima che nel decennio 1985-1995 siano stati movimentati esternamente al porto circa 80.000 m<sup>3</sup> di sedimenti, mentre nel 1999 ne risultano scaricati in mare circa 4.000 m<sup>3</sup>. Sulla base delle caratteristiche granulometriche dei sedimenti dragati si può ipotizzare una valorizzazione degli stessi come materiale da ripascimento, dato che il porto di Cervia è caratterizzato da sedimenti prevalentemente sabbiosi, sia a livello di accesso del porto che lungo i primi 100 m della lunghezza di canale (ISPRA, 2011b).

#### 2.1.5.2.3 Porto di Cesenatico

Data la forte componente tangenziale del trasporto solido litoraneo, che localmente ha direzione prevalente Sud-Nord, il porto di Cesenatico, risulta da sempre soggetto ad insabbiamento. Per diminuire l’entità di questo fenomeno, sono stati prolungati ripetutamente i moli, in particolare quello Sud, che attualmente si estende a mare per circa 200 m. Nel 1996 sono stati dragati 60.000 m<sup>3</sup> di sedimenti al suo interno e 5.500 m<sup>3</sup> all’imboccatura. Nel 2003, invece, ne risultano dragati 11.250 m<sup>3</sup>, mentre nel 2005 ne sono stati dragati 24.800 m<sup>3</sup>. In tutti i casi i sedimenti dragati sono stati versati a mare.

Gli apporti che caratterizzano il bacino del porto canale di Cesenatico determinano una scadente qualità igienica delle acque, una forte ricchezza di nutrienti algali e la conseguente variabilità cromatica derivante da fioriture fitoplanctoniche (ISPRA, 2011b).

Le analisi chimiche condotte nel corso delle due campagne di caratterizzazione (nel 1996 e più completamente nel 2008) ha mostrato alte concentrazioni di Zn, As, Cu, PCB, IPA e idrocarburi. Altri contaminanti sono presenti in concentrazioni inferiori sono Cd, Cr, Ni e Pb (ISPRA, 2011b).

#### 2.1.5.2.4 Porto di Bellaria

Il porto di Bellaria si colloca nel tratto terminale del fiume Uso ed è classificato come porto comunale.

In considerazione della posizione geografica del porto i principali accumuli derivano da apporti sedimentari di origine sia marina che fluviale, con netta prevalenza di questi ultimi. I sedimenti risultano prevalentemente a tessitura fine nell’area interna e sabbiosa



all'imboccatura. I fondali risultano dragati con cadenza annuale nel tratto terminale del fiume Uso, e sono pari a circa 15.000 m<sup>3</sup>. Dal 2000 al 2008 ne sono stati dragati complessivamente circa 103.000 m<sup>3</sup>. In generale si tratta di sedimenti a prevalente granulometria fine, con una piccola parte con caratteristiche idonee al ripascimento.

La qualità chimico-microbiologica del fiume Uso, che sfocia poi nel porto di Bellaria Igea Marina, riporta una criticità rappresentata dal parametro COD, una diminuzione del tasso di ossigeno disciolto, con correlati aumenti di BOD5, azoto ammoniacale ed Escherichia coli (ISPRA, 2011b).

I dati analitici disponibili dalla campagna di caratterizzazione condotte nel 1997 mostrano una contaminazione da metalli: Ni, Cd, Pb e Zn; la più recente campagna di caratterizzazione anche mostrato una contaminazione particolarmente da Cr e Ni (ISPRA, 2011b).

## 2.2 LA REGIONE TOSCANA

Nella regione Toscana sono state condotte delle indagini nel litorale di Marina di Massa e nell'area portuale di Livorno (Capitolo 4- Paragrafo 4.2).

### 2.2.1 Inquadramento geologico e geomorfologico

Tralasciando lo sviluppo paleogeografico susseguitosi nelle varie ere geologiche remote, è possibile sintetizzare la trasformazione geologica della zona di Livorno come segue.

Durante il Pleistocene medio si ha un lento sollevamento dell'area livornese che porta alla formazione di terrazzi che degradano dai monti livornesi al mare. Il principale di questi terrazzi, modellato dall'azione dei corsi d'acqua, va a formare la scarpata oggi nota come "gronda dei lupi" che va a confinare morfologicamente con gli strati di appoggio dell'area indagata. Questo bordo viene inciso in modo sostanziale nell'ultima glaciazione di Wurm da una ramificazione fluviale dell'Arno. L'attuale assesto del territorio è conseguenza dell'ultima glaciazione e rimane all'incirca costante per tutto l'Olocene. La "gronda dei lupi" invece, negli ultimi 2000 anni è rimasta immutata nel suo complesso, salvo, una trasformazione morfologica dovuta esclusivamente all'azione dei corsi d'acqua provenienti dall'entroterra.

Successivamente alle oscillazioni del livello del mare della cosiddetta trasgressione versiliana, si ha l'attestamento della costa al piede del terrazzo di Livorno ed inoltre, nella pianura pisana, si vanno a depositare sedimenti dell'Arno e del Serchio (Cavazza, 1984; Becchi e Paris, 1989).

Dalla trasgressione versiliana si ha una lenta regressione fino ai tempi protostorici e storici nei quali si ha un avanzamento della linea costiera a causa del susseguirsi di transizioni di aree marine, lagune e paludi. In questo periodo (protostorico o etrusco - romano) si ha la massima estensione marina dell'area livornese per come la conosciamo oggi.

Oltre alla componente naturale dell'evoluzione geologica iniziano ad essere determinanti nel periodo protostorico le modifiche apportate dall'uomo. Infatti, i bacini idrografici dei principali corsi d'acqua del litorale pisano-versiliese come l'Arno, il Serchio e il Magra sono oggetto di frequentazione antropica già dal Paleolitico inferiore.

Le sedimentazioni dell'Arno, avvenute in tempi storici all'interno dei lidi formati con la regressione ha contribuito alla progressione delle zone di deposito palustre, le quali rimangono invariate fino agli inizi del 1800 con le colmate delle prime bonifiche.

La rapida formazione dei lidi sulla costa pisano-livornese è dovuta al notevole apporto di sedimento fluviale dell'Arno destinato principalmente alle zone del delta, il quale però

era stato ridotto artificialmente ad una bocca sola per motivi di bonifica. Questo scarico diretto in mare di tutto il sedimento fluviale ha contribuito così alla formazione di ampie spiagge, quindi seppur in un momento di innalzamento del livello marino, si ebbe un avanzamento della linea di costa e le zone sottratte al mare divennero lagune e paludi.

Questo è causa del trasporto e deposizione di sedimento dai corsi d'acqua, quali l'Arno ed altri fiumi e torrenti della zona. Questi creavano dei sedimenti che le correnti marine provvedevano a ridistribuire per formare depositi assortiti in barre longitudinali parallele alla linea di costa creando zone lagunari, trasformati con l'apporto di acque dolci dalle colline retrostanti, in paludi. Altra causa dell'avanzamento della linea di costa livornese è senza dubbio l'azione antropica attraverso programmi di bonifica per recuperare terreni utili alla coltivazione ed al pascolo. Sebbene l'uomo abbia contribuito a questa progressione costiera e ne considerasse il potenziale sfruttamento territoriale, questi non lo sfruttò con attività portuali ed industriali fino agli anni '40 del secolo scorso. La progressione della linea di riva è continuata fino a tempi recenti (dagli anni 30 ad oggi), nel litorale livornese limitrofo al porto mentre il litorale di Marina di Massa è affetto da erosione della spiaggia (con tassi d'erosione di 0,8 m/anno) (Anfuso et al., 2011; Cappietti et al., 2003).

A livello geomorfologico attuale la zona di interesse ha subito nel corso dei secoli una spiccata antropizzazione cancellando in parte i segni morfologici naturali.

A settentrione sulla destra idrografica dello Scolmatore in direzione di Tirrenia si possono individuare sistemi dunali e di retro duna, nonché, sistemi di tomboli in arretramento dalla linea costiera. Questi sistemi si sviluppavano anche sulla sinistra idrografica dello Scolmatore verso Livorno prima della loro eliminazione. Queste formazioni sono individuabili attraverso residui di radici di dune conservatesi dalle azioni antropiche. Questi cordoni confinavano a meridione con il terrazzo di Livorno, il quale è formato da calcareniti sabbiose di Castiglioncello, dai conglomerati di S. Stefano e dalle sabbie d'Ardenza. Questo specchio di scarpata è stato interessato dai depositi alluvionali che hanno creato un vasto assortimento granulometrico sulla scarpata del terrazzo e creato sistemi di conoidi di scarico ed accumulo di detriti attraverso i vari eventi alluvionali oltre la "gronda dei lupi".

In sintesi finale si può riscontrare nella zona del livornese sedimenti superficiali di natura pressoché sabbiosa fine in accumulo, deposizioni di natura alluvionale di natura grossolana, depositi palustri e di successiva colmata e di presenza di calcareniti sormontate da sabbie d'Ardenza che costituiscono la formazione geologica del terrazzo di Livorno.

### 2.2.2 Il porto di Livorno

Il porto di Livorno si affaccia sull'Alto Tirreno, è situato a 43° 32'.6 di latitudine Nord e 010° 17'.8 di longitudine Est e si trova nella parte Nord-Occidentale della Toscana. E' principalmente interno alla linea di costa, ben protetto dai venti del quadrante sud ed ovest.

Notevoli sono le opere di protezione foranea: la diga di Vegliaia, la diga Curvilinea, la diga della Meloria. Il porto è distinto in Porto Vecchio a Sud, Porto Nuovo e Canale Industriale a Nord e si compone di quattro bacini: Avamporto e Porto Mediceo che caratterizzano il Porto Vecchio, Bacino S. Stefano e Porto Industriale che individuano il Porto Nuovo nel senso più ampio.

Il porto di Livorno, classificato come Big Regional (primo livello) all'interno del Corridoio Tirrenico, è uno scalo polivalente, dotato cioè di infrastrutture e mezzi che consentono di accogliere qualsiasi tipo di nave e di movimentare qualsiasi categoria merceologica.

Dall'Avamporto, attraverso una bocca di accesso orientata a Ovest, larga circa 100 m, con profondità massima pari a -12.00 m l.m.m., si accede al porto Mediceo che costituisce l'area più vasta del Porto Vecchio. Sempre dall'Avamporto attraverso un canale di navigazione dragato a quota -13.00 m l.m.m. e largo circa 100 metri orientato secondo la direzione SN si accede al bacino S. Stefano. Nella parte di ponente del bacino vi è la zona di evoluzione per le navi dirette alla Nuova Darsena Petroli, alla Calata Alti Fondali Varesini.

Dal Bacino S. Stefano, attraverso un canale largo 100 m., con larghezza utile dragata a quota - 13 m. l.m.m. pari a circa 70 metri, si accede al bacino di evoluzione del Porto Nuovo (diametro di area di evoluzione pari a circa 375 metri), dal quale si accede alla Darsena Toscana (Figura 12), alla Darsena Inghirami, alla Darsena Ugione ed al Canale Industriale. Le quote dei fondali lungo gli attracchi del Bacino S. Stefano (Nuova Darsena Petroli e Calata Alti Fondali), nel bacino di evoluzione del Porto Nuovo Industriale e nella porzione Est della Darsena Toscana sono pari a - 13 m. l.m.m., mentre nella restante parte del porto sono generalmente inferiori a -10.00 m l.m.m.

L'Area Portuale di Livorno, inserita nei Siti di Interesse Nazionale attraverso il D.Lgs 22/97 (Decreto Ronchi), è stata dichiarata Sito da Bonificare di Interesse Nazionale. L'area ha una superficie d'estensione complessiva pari a circa 2000 ha, di cui 1400 ha di superficie marina, includendo: l'intero ambito portuale, le aree industriali collocate in ambito portuale e l'area marina antistante.



*Figura 12: Darsena Toscana*

(<http://www.porto.livorno.it/it.it/homepage/ilporto/descrizione/fotografiedelporto.aspx#>)

## 2.3 PROVINCIA DI CONSTANTA (ROMANIA)

### 2.3.1 Inquadramento

La costa rumena, situata nella parte nord-occidentale del Mar Nero, ha una lunghezza complessiva di circa 243 km, si estende dal confine con l'Ucraina a Nord (Baia di Musura, Delta del Danubio) alla Bulgaria a Sud (Vama Veche a nord di Capo Sivriburun).

La costa è divisa in due grandi unità fisiografiche. L'unità settentrionale fa parte della Riserva della Biosfera del Delta del Danubio, riserva naturale più ampia d' Europa, ricca di fauna e con la più bassa densità di popolazione in Romania. La parte meridionale comprende Costanza, una delle più importanti città della Romania, con il più grande porto del Mar Nero, oltre a una catena quasi ininterrotta di località turistiche si alternano con le città e i porti.

L'unità fisiografica del Nord ha una lunghezza costiera di circa 160 km ed è composta da spiagge basse non antropizzate, generalmente composte da sabbie fini portati dal fiume Danubio e ridistribuiti dalle onde e delle correnti. La morfologia, sedimentologia nonché genesi ed evoluzione, sono stati ampiamente studiati e descritti in una serie di lavori, ad esempio Panin (1996, 1998, 1999), Giosan et al. (1999), Ungureanu e Stanica (2000), Stanica et al. (2011).

In questa unità fisiografica, la sotto unità di interesse in cui sono state condotte le indagini riportate nel Capitolo 4 - Paragrafo 4.3.2, è:

- **Zatoane - Midia** (Figura 10): ha una lunghezza di circa 100 chilometri, principalmente rappresentati da spiagge-barriera, che separano la laguna Sinoe dal Mar Nero. Storicamente erano presenti tre ingressi del sistema lagunare: Portita, Periboina e Edighiol, tutti costruiti circa quattro decenni fa. L' ingresso Portita è stato costruito a scopi turistici, mentre Periboina e Edighiol hanno sistemi di blocco che controllano la circolazione dell'acqua tra il mare e la laguna. La maggior parte dei sedimenti alluvionali del Danubio, sono mobilitati e derivanti dall'erosione delle precedenti barre litorali. Seguendo la deriva litoranea, vi è un aumento graduale da sud (fino a circa 50 %) della frazione calcarea (sabbie da frammenti conchigliari). Il molo nord del porto di Midia rappresenta il limite meridionale di questa cella. Questo

molo, costruito intorno al 1980 ha una lunghezza di cinque chilometri. Le principali spiagge della cella in esame sono: Zatoane, Perisor , Periteasca , Portita , Periboina , Chituc, Capo Midia (Corbu).

L'unità fisiografica del sud ha una lunghezza di circa 80 Km ed è confinata a nord da Capo Midia e a sud da Vama Veche. Questa unità è costituita principalmente da promontori separati da spiagge basse sabbiose (Mamaia, Eforie, Costinesti e Olimp - Mangalia). Questo tratto costiero è stato ampiamente studiato da Stanica, Panin, Caraivan, Stancheva et al. (2011), Constantinescu (2005), Kuroki et al., (2006), Caraivan (2010) e JICA/ECOH (2006).

In questa unità fisiografica la sottounità di interesse per le indagini condotte è:

- **Midia - Constanta** (Figura 13): in questa cella sedimentaria è presente Mamaia beach, spiaggia barriera formata dal deposito dei sedimenti del fiume Danubio trasportati dalle correnti longshore. Dopo la costruzione del porto di Midia, la deriva litoranea è stata deviata e parte dei sedimenti trasportati sono stati bloccati sovralfutto. Dal 1980 ad oggi, il ruolo dei sedimenti di natura conchigliare è incrementato notevolmente ed ha giocato un ruolo sempre più importante nella conformazione delle spiagge attuali. I sedimenti consistono in sabbia media-grossa, quasi al 100% di natura calcarea. Molte spiagge in questa cella, hanno subito forti interventi da parte dell'uomo per mitigare i fenomeni erosivi in atto.





### 2.3.1.1 La dinamica costiera

La dinamica costiera lungo il litorale rumeno è stata oggetto di studio di numerosi gruppi di ricerca in Romania negli ultimi 50 anni. Nel presentare le dinamiche costiere presenti, si ritiene utile introdurre i principali fattori naturali che regolano questo fenomeno:

- *Clima meteo-marino ed erosione*: la dinamica costiera del litorale di fronte al delta del Danubio è strettamente legata alla variazione stagionale e pluriennale della portata liquida del Danubio e dei successivi apporti solidi. L'erosione a breve termine si verifica spesso, in quanto il litorale si ritira rapidamente anche di decine di metri in poche ore (massimo qualche giorno), a causa di eventi di mareggiata (Stanica et al., 2011). Lunghi periodi con temperature estremamente basse danno luogo a fenomeni di congelamento, con relative variazioni nella dinamica dei sedimenti costieri.
- *Geomorfologia e sedimentologia*: di notevole importanza è l'orientamento generale NS della costa esposta all'azione dei grandi venti di tempesta e onde relativi, prevalentemente da NE (che hanno quindi il più forte impatto della mobilitazione e il trasporto di sedimenti costieri durante le tempeste). Un altro fattore significativo è la stratigrafia dell'unità meridionale della costa rumena. In generale, le scogliere e le falesia, erodendo, sono fonti di sedimenti per le spiagge vicine.

I più significativi fattori umani sviluppati a partire dalla seconda metà del secolo, hanno plasmato in maniera significativa l'evoluzione e la distribuzione naturale e i volumi di sedimenti scaricati in mare dal Danubio. Questi sono stati studiati in una lunga serie di documenti da Panin (1996), Giosan et al. (1999), Ungureanu e Stanica (2000), Stanica et al. (2011), in sintesi:

- *argini* lungo tutto il bacino del Danubio e sbarramento del Danubio in tutta la sua asta, hanno generato una riduzione della portata solida di sedimenti di oltre il 50 % nelle acque costiere;
- *interventi idrogeologici* nel delta del Danubio, ad esempio, taglio di meandri di (Sulina nella seconda metà del XIX secolo), argini del Canale di Sulina, opere idrodinamiche in Ceatal Izmail, che hanno generato cambiamenti nella distribuzione di carichi liquidi e solidi;

- *opere di ingegneria* costiera rappresentano un'altra importante categoria di interventi diretti. Questi includono moli di navigazione e di porto, dighe, pennelli, ecc. Queste opere hanno cambiato la naturale circolazione costiera dei sedimenti, bloccato il trasferimento longshore. Oltre a queste opere di difesa rigide, un ruolo significativo nel modificare le condizioni naturali è rappresentato anche da attività di dragaggio presso la bocca Sulina, al fine di mantenere la profondità di sicurezza della navigazione. Materiali di dragaggio vengono scaricati in mare aperto, perdendo così buona parte dei sedimenti fuori del sistema costiero;
- *impatti umani* da interventi diretti sulla spiaggia, per l'introduzione di specie aliene e inquinamento.

### 2.3.2 Il porto di Midia

Il Porto di Midia è uno dei porti sussidiari di Constanta, e si trova sulla costa del Mar Nero (circa 13,5 km a nord di città Constanta). Il Porto di Midia è delimitato a nord e a sud da frangiflutti, aventi una lunghezza totale di 6,97 Km. Il porto dispone di una superficie totale di 833,9 ettari, di cui 233,7 ettari sono rappresentati da terreni e 600,2 ettari dal bacino.

Il Porto Midia si trova in un importante punto della zona costiera romena e rappresenta il confine fisico tra il settore settentrionale della costa, parte Riserva della Biosfera del Delta del Danubio (circa 6000 km<sup>2</sup>) e il settore costiero del sud, che è fortemente influenzato dalle attività umane.

Il bacino del Porto di Midia riceve le acque da due fonti principali: le acque salmastre del Mar Nero e le acque dolci provenienti Danubio, tramite il Canale del Danubio (a Navodari). L'area indagata è oggetto di diversi studi in quanto affetta da inquinamento antropico importante, derivante dalle attività petrolchimiche ed industriali (Catianis et al., 2012) .

## CAPITOLO 3 - MATERIALI E METODI

---

Si riportano in questo capitolo le metodologie adottate per l'esecuzione di rilievi topografici e batimetrici e per le analisi tessiturali, geochimiche e microscopiche condotte durante lo svolgimento del progetto di ricerca.

### 3.1 RILIEVI TOPOGRAFICI E BATIMETRICI

Tutte le operazioni di posizionamento ed acquisizione dati sono eseguite con il sistema GPS (Global Positioning System) modello Trimble 5700 e 5800 differenziale:

- in modalità RTK (Real Time Kinematics) per i rilievi topo-batimetrici;
- in modalità VRS (Virtual Reference Station) per i rilievi topografici.

In Figura 14 si illustra una fase di rilievo topo- batimetrico eseguita in modalità RTK ed una fase di rilievo topografico con sistema VRS.

Il sistema in modalità RTK, consta di due ricevitori GPS in doppia frequenza (L1/L2) ed in comunicazione fra loro, tramite la rete GSM per ridurre al minimo l'errore del posizionamento GPS tradizionale. Il ricevitore, definito base, viene posizionato sul caposaldo di riferimento.

Calibrata la ricezione, lo strumento è in grado di verificare l'errore nel posizionamento X, Y e Z a cui è soggetto istante per istante. Tramite la trasmissione dati mediante GSM, tale errore viene trasmesso in tempo reale all'altro ricevitore GPS, definito rover, che può quindi registrare misure già corrette.

Il sistema consente di ottenere misure topografiche con una precisione centimetrica che dipende dalla distanza tra base e rover, dall'accuratezza dell'operatore e dalla calibrazione locale per la trasformazione dalle coordinate sorgenti GPS (latitudine e longitudine in formato WGS 84) al reticolo di riferimento. Utilizzando questo sistema d'acquisizione l'errore massimo, nella misurazione dei punti del profilo, è valutabile in circa due centimetri. Date le finalità dei rilievi e le caratteristiche del territorio in esame si può ritenere questa tolleranza nella misura sia soddisfacente.

Le coordinate sorgenti dei punti GPS rilevati vengono trasformate nelle coordinate del reticolo di riferimento scelto, in questo caso ED50 fuso 32 e WGS 84 fuso 33 (come riportato in Appendice 11.1).

Per le misure batimetriche è impiegato un ecoscandaglio idrografico single beam ODOM HYDROTRACK, che consente precisioni centimetriche di circa  $\pm 2$  centimetri. Le informazioni fornite dai due strumenti (posizionamento proveniente dal GPS, inclusa la lunghezza dell'asta, e la misura della colonna d'acqua sotto il trasduttore proveniente dall'ecoscandaglio), vengono associate da un apposito programma di navigazione (Navigator Professional) che registra i dati con la frequenza di 1 Hz.

Per una corretta realizzazione delle batimetrie è stato necessario trasformare le quote ellissoidiche registrate dall'ecoscandaglio in quote geodetiche. Il modello di geoide utilizzato per tale trasformazione, prodotto dall' Istituto Geografico Militare (IGM), è "Italgeo 2005". Da esso si è ricavato, attraverso il software VERTO3 e gli opportuni grigliati, le correzioni d'applicare ai valori misurati a mare, in modo da ridurre sul geoide le altezze misurate dal GPS.

Questa tecnica d'acquisizione dati offre la possibilità di seguire, con precisione, rotte di navigazione precedentemente stabilite e di non dover poi compensare i rilievi batimetrici con il valore di marea, che non sempre è possibile stabilire con sufficiente precisione. Infatti, le misure, essendo riferite all'ellissoide, non esprimono la misura della profondità dell'acqua, ma il dislivello tra l'ellissoide e lo zero e, con un'operazione algebrica si giunge all'effettiva profondità del fondale.

La tecnica VRS, utilizzata per le indagini topografiche, è una soluzione di rete che utilizza il dato ricevuto da tutte le stazioni permanenti attive come base di calcolo per stimare e calcolare la correzione migliore da fornire al GPS sul campo.

In Emilia-Romagna, sono disponibili Servizi di Posizionamento in Tempo Reale e in Post-Elaborazione.

Per il Posizionamento in Tempo Reale con precisione centimetrica l'utente può accedere alle correzioni differenziali in formato VRS, FKP, MAC e NEAREST, per il Posizionamento in Tempo Reale con precisione sub-metrica l'utente può accedere alle correzioni differenziali DGPS. I

dati sono trasmessi con il protocollo NTRIP nei formati RTCM 2.3 e 3.1. (VRS14 , Italpos 15, Smart Net Italy 16).



Figura 14: A sinistra una fase del rilievo GPS della spiaggia di Marina Romea e a sinistra una fase del rilievo batimetrico dei fondali di Casal Borsetti con tecnologia single beam.

L'analisi della morfologia della spiaggia emersa viene eseguita a partire dall'elaborazione dei profili topografici lungo i transetti perpendicolari a costa. Tali transetti permettono di analizzare con dettaglio la morfologia dei vari tratti di litorale.

Per ogni rilievo sono state ricostruite per interpolazione le isobate con passo di 0,25 m. Sono stati inoltre elaborati modelli tridimensionali dei fondali, che permettono di facilitare l'interpretazione delle morfologie, nonché di poter computare volumi e variazioni di quota.

Il tipo di modellizzazione tridimensionale scelta è la Triangular Irregular Networks (TIN), particolarmente flessibile ed adattabile alla morfologia, poiché i nodi della maglia di interpolazione è posizionata irregolarmente sulla superficie, ottenendo così un'alta risoluzione.

---

14 <http://www.gpsemiliaromagna.it/servizi.php>

15 <http://smartnet.leica-geosystems.it/SpiderWeb/frmlIndex.aspx>

16 [http://it.smartnet-eu.com/i-max-e-stazione-di-riferimento-virtuale\\_232.htm](http://it.smartnet-eu.com/i-max-e-stazione-di-riferimento-virtuale_232.htm)

Questo tipo di metodo di realizzazione di superfici 3D soddisfa il criterio di triangolazione di Delaunay. L'elaborazione dei TIN prevede l'inserimento di un'area ben definita chiamata blank o maschera che definisca in modo planare le dimensioni della superficie da rappresentare ed i punti o le linee del rilievo. Chiaramente più le informazioni X Y Z sono fitte e distribuite in maniera omogenea, maggiore sarà la precisione ed il dettaglio della restituzione.

## **3.2 ANALISI TESSITURALI**

Preliminarmente alle analisi, è stata svolta per ogni campione un'operazione di ossigenazione, utilizzando acqua ossigenata a 16 volumi, al fine di ridurre la sostanza organica presente, ripetendo le aggiunte fino alla completa cessione di fenomeni di effervescenza causata al rilascio di CO<sub>2</sub>.

### **3.2.1 Metodo della bilancia di sedimentazione**

Per prima cosa è stata effettuata una separazione ad umido, per separare la frazione sabbiosa da quella fangosa, utilizzando un setaccio a 63 micron.

Le sabbie ripulite dalla sostanza organica e dalla frazione fine sono state essiccate in stufa a 105 °C fino alla completa evaporazione dell'acqua. Per diversi campioni è stato necessario eliminare dalla frazione sabbiosa i bioclasti presenti, costituiti da piccoli gusci o frammenti conchigliari, i quali possono presentare un problema nell'interpretazione dei risultati.

L'operazione è stata eseguita setacciando meccanicamente (setaccio meccanico IG/1 Giuliani Torino) la sabbia in una batteria di setacci ASTM con maglie da 0 a 4 phi (1000 - 63 micron) ad intervallo granulometrico di 1/2 phi, considerando poi come "taglio" del campione l'ultimo setaccio in cui erano presenti solo bioclasti. Questi sono stati successivamente eliminati e non considerati nelle calcolo delle percentuali.

Con il sedimento restante nei setacci, si è proceduto alla pesatura del trattenuto.

La frazione passante alla setacciatura dei 63 micron è stata raccolta in una o più caraffe da 5 litri dopodiché è stata lasciata decantare (in media il tempo di decadimento è stato di 48 ore) ed infine separata dall'acqua in eccesso. Per una piccola aliquota di frazione fine è stata calcata la perdita d'umidità percentuale e quindi è stato possibile determinare quello che sarebbe stato il peso del campione secco. Un'aliquota di frazione fine è stata avviata alle analisi al sedigrafo, Sedigraph 5100 Micrometris, per l'analisi tessiturale, a cui preventivamente le è stato aggiunto un deflocculante, CALGON (esametafosfato di sodio allo 0,5‰). Con quest'ultima procedura è stato possibile determinare le dimensioni delle particelle fangose, fornire la curva granulometrica cumulativa ed i parametri tessiturali. Il software utilizzato per l'elaborazione dei dati è SEDIMCOL (versione 1.06), sviluppato dal Dr. Neumeier per conto del Dipartimento di Scienze della Terra dell'Università di Ferrara e ISMAR - CNR (Istituto di Scienze Marine) di Bologna. Per la classificazione dei sedimenti si è utilizzato il diagramma ternario di Shepard (1954), in cui la suddivisione interna tra sabbia, silt e argilla è stata posta solo in funzione della distanza dai vertici.

### Analisi della frazione sabbiosa

Le sabbie sono state analizzate mediante l'utilizzo di una bilancia di sedimentazione (Figura 15). Date le caratteristiche costruttive dello strumento in dotazione al Laboratorio Sedimentologico del Dipartimento di Fisica e Scienze della Terra, la quantità ottimale per poter procedere all'analisi nel rispetto del principio di misura (velocità di sedimentazione secondo la legge di Stokes<sup>17</sup>) è compresa tra i 2,80 ed i 3,20 grammi. Al fine di ottenere tale

---

<sup>17</sup> La legge della sedimentazione di Stoke è una formula semplice per calcolare la velocità di sedimentazione di una sfera di densità nota passante attraverso un fluido noto a velocità costante. La granulometria è talvolta descritta come un fattore lineare basato sulla legge di Stoke: Diametro di Stoke ( $d_s$ ) ossia il diametro di una sfera avente ugual velocità di sedimentazione della particella. È possibile determinare il diametro di Stoke risolvendo la seguente equazione ricavata dalla legge di Stoke.

$$d_s = \sqrt{\frac{18\mu\omega}{(\rho_s - \rho)g}}$$

dove:  $\omega$  = velocità di sedimentazione [cm/sec];  $g$  = gravità (980 cm/sec<sup>2</sup>);  $d$  = diametro del granulo [cm];  $\rho_s$  = densità della particella [g/cm<sup>3</sup>];  $\rho$  = densità del fluido (1.0 per l'acqua a 20° C);  $\mu$  = viscosità del fluido (1 x 10<sup>-3</sup> per l'acqua a 20° C).



quantità le sabbie sono state ulteriormente quartate per mezzo di un quartatore meccanico di precisione.

Ogni campione, successivamente, è stato opportunamente posto sulla testa di carico della bilancia e lasciato sedimentare dentro il tubo, riempito di acqua distillata, di cui si è preventivamente misurata la temperatura. I dati sono stati acquisiti in tempo reale da un calcolatore per mezzo di un software specifico (Sedimcol) in grado di elaborare anche i parametri tessiturali di Folk and Ward (1957) e di determinare le percentuali relative delle classi granulometriche secondo la scala dimensione di Wentworth (1922).

Per ogni campione è stata scelta un tempo d'analisi pari a 15 minuti, sufficiente per determinare la distribuzione nell'intero spettro dimensionale della sabbia e campionare, eventualmente, anche l'eventuale coda fine, appartenente dimensionalmente al silt grossolano.

### **3.2.2 Metodo dei setacci**

L'analisi granulometrica viene eseguita tramite setacciatura con una serie di setacci disposti l'uno sull'altro con aperture decrescenti andando dall'alto verso il basso. La serie di setacci utilizzata secondo A.S.T.M. presenta le aperture in ordine decrescente riportata in Tabella 9.

Tabella 9: Aperture dei setacci ASTM utilizzate per le analisi granulometriche

Millimetri (mm)	Micron	Scala $\phi$
64	-	-6
-	-	-5,5
-	-	-5
-	-	-4,5
16	-	-4
-	-	-3,5
-	-	-3
-	-	-2,5
4	4000	-2
2,83	2830	-1,5
2	2000	-1
1,41	1400	-0,5
1	1000	0
0,71	710	0,5
0,5	500	1
0,35	350	1,5
0,25	250	2
0,177	177	2,5
0,125	125	3
0,088	88	3,5
0,0625	63	4
>0,0625	-	>4

Una quantità nota di campione viene quindi versata nel primo setaccio posto in alto e dopo aver sottoposto la colonna dei setacci a vibrazione di 20 minuti, attraverso l'utilizzo di un setacciatore meccanico, vengono pesati i *trattenuti parziali* nei vari setacci ed espressi in % rispetto al peso totale del campione sottoposto a vagliatura. Per l'*i*-esimo setaccio, essendo *N* il numero totale dei setacci, si avrà:

$$T_i (\%) = 100 * (P_i / \sum P_i)$$

Ogni singolo valore di  $T_i$  (%) (trattenuto parziale) rappresenta la percentuale di inerte che rimane nei singoli setacci.

Vengono poi calcolati i *trattenuti cumulativi* nei vari setacci relativi a tutta la quantità di materiale trattenuta nel setaccio i-esimo ed in quelli sovrastanti ( $j=1 \rightarrow i$ ), espressi in % rispetto al peso totale del campione:

$$T_{ci} (\%) = 100 * (\sum P_j / \sum P_i)$$

In Figura 15 è riportata una delle batterie di setacci utilizzate per le analisi granulometriche, con un intervallo di  $\frac{1}{2}$  phi.

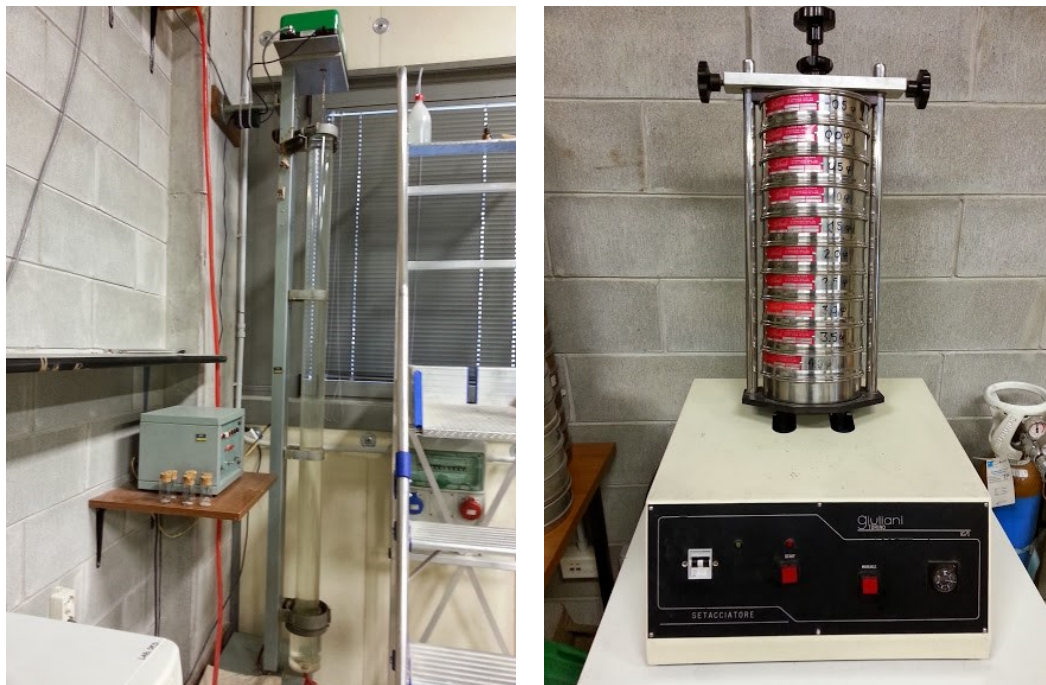


Figura 15: Bilancia di sedimentazione (a sinistra) e batteria di setacci utilizzata, con intervallo  $\frac{1}{2}$   $\phi$  (a destra) in uso al Dipartimento di Fisica e Scienze della Terra di Ferrara

In Figura 16 vengono riportati i parametri tessiturali statistici descritti da Folk e Ward, (1957):

- Diametro medio delle particelle (Mean Size);
- Grado di selezione della distribuzione (Standard Deviation);
- Coefficiente di asimmetria (Skewness);

- Coefficiente di appuntimento (Kurtosis).

I valori specificati sono estratti dalla curva di percentuale cumulativa utilizzando una interpolazione lineare tra punti noti adiacenti sulla curva. Questi punti sono utilizzati per calcolare i parametri Folk e Ward logicamente (come originariamente suggerito Folk e Ward (1957), basati su una distribuzione log-normale con i valori di dimensione  $\phi$ ) e geometricamente (sulla base di una distribuzione log-normale con i valori di dimensione metrica).

Durante le elaborazioni delle analisi tessiturali svolte, sono stati utilizzati i parametri su distribuzione log-normale con i valori di dimensione  $\phi$ .

Mean	Standard deviation	Skewness	Kurtosis		
$M_Z = \frac{\phi_{16} + \phi_{50} + \phi_{84}}{3}$	$\sigma_I = \frac{\phi_{84} - \phi_{16}}{4} + \frac{\phi_{95} - \phi_5}{6.6}$	$Sk_I = \frac{\phi_{16} + \phi_{84} - 2\phi_{50}}{2(\phi_{84} - \phi_{16})} + \frac{\phi_5 + \phi_{95} - 2\phi_{50}}{2(\phi_{95} - \phi_5)}$	$K_G = \frac{\phi_{95} - \phi_5}{2.44(\phi_{75} - \phi_{25})}$		
Sorting ( $\sigma_1$ )	Skewness ( $Sk_1$ )	Kurtosis ( $K_G$ )			
Very well sorted	<0.35	Very fine skewed	+0.3 to +1.0	Very platykurtic	<0.67
Well sorted	0.35-0.50	Fine skewed	+0.1 to +0.3	Platykurtic	0.67-0.90
Moderately well sorted	0.50-0.70	Symmetrical	+0.1 to -0.1	Mesokurtic	0.90-1.11
Moderately sorted	0.70-1.00	Coarse skewed	-0.1 to -0.3	Leptokurtic	1.11-1.50
Poorly sorted	1.00-2.00	Very coarse skewed	-0.3 to -1.0	Very leptokurtic	1.50-3.00
Very poorly sorted	2.00-4.00			Extremely leptokurtic	>3.00
Extremely poorly sorted	>4.00				

Figura 16: Parametri statistici di Folk e Ward (1957) su scala logaritmica

I vari parametri tessiturali sono stati confrontati ed analizzati mediante grafici binari.

### 3.3 LE ANALISI A MICROSCOPIO

Le analisi a microscopio sono state condotte con tre metodi diversi che comprendono: analisi a microscopio automatizzato per le misure specifiche di parametri morfologici, analisi dei vetrini con microscopio dotato di camera e analisi al microscopio a scansione elettronica SEM-EDS.

### 3.3.1 Microscopio automatizzato Morphologi G3

Il Morphologi G3 Malvern (Figura 17) fornisce una caratterizzazione avanzata delle particelle, in termini granulometrici e morfologici, con una misurazione delle particelle da 0,5 micron - 1000 micron (il limite superiore può essere esteso fino a 10 mm per alcune applicazioni).



*Figura 17: Morphologi G3 Malvern utilizzato per le analisi*

Il Morphologi G3 misura la dimensione e la forma delle particelle mediante la tecnica di analisi di immagine statica. Lo strumento è in grado di misurare parametri dimensionali, parametri di forma e parametri di trasparenza delle particelle, come riportato in Tabella 10. I parametri generici analizzati sono riportati in Tabella 10.

Tabella 10: Parametri misurati dal microscopio Morphologi G3  
 (<http://www.malvern.com/en/products/product-range/morphologi-range/morphologi-g3/>)

<b>Proprietà generali delle particelle</b>	Dimensioni, forma, trasparenza, conteggio, ubicazione
<b>Parametri di dimensione</b>	Diametro equivalente, lunghezza, larghezza, perimetro, area, distanza massima, diametro della sfera equivalente, volume
<b>Parametri di forma</b>	circolarità, convessità, allungamento, elevata circolarità, solidità
<b>Parametri di trasparenza</b>	Intensità media, deviazione standard dell'intensità

I parametri morfologici principali calcolati dal software Malvern Morphologi, sono i seguenti:

- Perimetro (m): perimetro effettivo della particelle;
- Area (m<sup>2</sup>): zona effettiva della particella in micron quadrati;
- Alta sensibilità (HS) della Circolarità: Il rapporto tra area proiettata dell'oggetto al quadrato sul perimetro dell'oggetto. Questa viene calcolata come:

$$\text{Alta sensibilità (HS) della Circolarità} = 4 \left[ \frac{\text{area}}{\text{perimetro}^2} \right]$$

A volte questo parametro è chiamato compattezza. Un cerchio perfetto ha una circolarità HS di 1,0 mentre una particella sottile ha una circolarità HS vicino a 0.

- Dimensioni o Aspect Ratio: Questo è il rapporto tra la larghezza e la lunghezza della particella. Viene calcolato come:

$$\text{Aspect Ratio} = \frac{\text{larghezza}}{\text{Lunghezza}}$$

- Elongazione o Allungamento: Questo è il rapporto 1-Aspect Ratio. Viene calcolato come:

$$\text{Elongazione} = 1 - \left( \frac{\text{larghezza}}{\text{Lunghezza}} \right)$$

- Diametro equivalente circolare, è definito come il diametro di un cerchio con la stessa area della particella:

$$x_A = \sqrt{\frac{4A}{\pi}}$$

- Volume sferico equivalente: è definito come il volume di un sfera il cui diametro è funzione della misura Area:

$$V = \frac{1}{6}\pi \left( \sqrt{\frac{4A}{\pi}} \right)^3 = \frac{1}{6}\pi (x_A^3)$$

- Convessità ( $C_x$ ) è una misura della rugosità della particella ed è definito come il perimetro convesso,  $P_c$ , divisa per il perimetro attuale,  $P$ :

$$C_x = \frac{P_c}{P}$$

- La solidità è la misura della concavità globale di una particella. Essa è definita come l'area della particella,  $A$ , divisa per l'area della parte convessa,  $A_c$ :

$$S = \frac{A}{A_c}$$

Le fasi essenziali del processo di misura sono tre:

#### 1. Preparazione e dispersione del campione

Questo passaggio è fondamentale per ottenere buoni risultati, in quanto la separazione spaziale delle singole particelle è il requisito principale per una determinazione accurata dei parametri dimensionali e geometrici. La dispersione delle polveri avviene mediante un dispersore di polvere integrato, detto anche “campana o camera di dispersione” che rende la preparazione di campioni di sedimento secco riproducibile e staticamente corretta. Sulla testa della campana, infatti, viene alloggiato un tappo a vite, contenente all’interno il campione, mantenuto a tenuta stagna attraverso due dischi di alluminio. Il campione inserito, come illustrato in Figura 18, è di modeste quantità (dai 5 agli 11 mm<sup>3</sup>) di modo da permettere una corretta dispersione delle particelle all’interno della campana.



*Figura 18: Una fase della preparazione del campione, con inserimento delle particelle all'interno del tappo a vite connesso alla campana di dispersione. In questo caso il volume di materiale analizzato è di 7 mm<sup>3</sup>.*

L'energia di dispersione applicata (0,5 - 5 bar, con precisione di 0,1 bar) può essere controllata dall'operatore, consentendo di ottimizzare il processo di dispersione a seconda del materiale analizzato. Per le analisi eseguite durante questo progetto di ricerca, è stata utilizzata una pressione di dispersione costante di 0,8 bar. Una volta attivata la dispersione, la pressione dell'aria pompata all'interno del tappo a vite, permette la rottura dei dischetti di alluminio e la fuoriuscita del campione all'interno della campana. Il tempo necessario per la deposizione del campione sul vetrino porta oggetti dello strumento, da 1 a 600 sec, è dipendente dal tipo di sedimento disperso. Più il sedimento è fine e quindi relativamente leggero (in base anche al peso specifico), maggiore sarà il tempo necessario per la sua deposizione. La Figura 19 mostra la campana di dispersione con inserito il tappo a vite e il campione disperso sul vetrino dopo la fase di flocculazione.





Figura 19: Campana per la dispersione del campione (a sinistra); particolare delle particelle disperse sul vetrino sotto la campana (a destra).

## 2. Acquisizione di immagini

Lo strumento cattura immagini di particelle singole attraverso una scansione del campione, mantenendo le particelle a fuoco secondo le impostazioni definite. Il Morphologi può lavorare con luce trasmessa sia da sopra che da sotto e vi è la possibilità di utilizzare dei polarizzatori ottici per studiare anche materiali birifrangenti. Per una corretta acquisizione delle immagini è necessario scegliere un opportuno fattore di ingrandimento e quindi di lenti utilizzate: 2.5 x: 13  $\mu\text{m}$  - 1000  $\mu\text{m}$ ; 5 x: 6.5  $\mu\text{m}$  - 420  $\mu\text{m}$ ; 10 x: 3.5  $\mu\text{m}$  - 210  $\mu\text{m}$ ; 20 x: 1.75  $\mu\text{m}$  - 100  $\mu\text{m}$ ; 50 x: 0.5  $\mu\text{m}$  - 40  $\mu\text{m}$ .

Durante le analisi eseguite, si è proceduto utilizzando vari fattori di ingrandimento, in particolare 5x per le sabbie e 20x per silt e argilla. Essendo la gamma di campioni composti da sedimenti molto diversi tra di loro, ad esempio sabbie di fiume grossolane e fanghi di porto composti da silt fine e argilla, la scelta degli ingrandimenti è stata fatta di volta in volta in base alle singole necessità di analisi. Generalmente le analisi sono state eseguite, in base al tipo di campione, in tre fasi:

- analisi del sedimento tal quale (con ingrandimento 5 x),
- separazione a secco della frazione sabbiosa da quella siltosa con un setaccio a 63 micron (con ingrandimento rispettivamente a 5 x e a 20 x),

- analisi della frazione sabbiosa in 4 classi (1000-500, 500-250, 250-125 e 125-63 micron).

### 3. *analisi dei dati*

Lo strumento misura una gamma di proprietà dimensionali e morfologiche per ogni particella, classificando i dati e fornendo analisi statistiche (parametri tessiturali, analisi cluster ecc.).

Le elaborazioni statistiche sono state eseguite, inoltre, con il software SPSS v 17.0 (Spiegel and Stephens, 2009), il quale ha permesso di estrapolare matrici di correlazione tra le variabili in gioco (ossia parametri dimensionali e morfologici) e di eseguire diagrammi di correlazione binari.

#### 3.3.2 Microscopio ottico polarizzatore con fotocamera

Attraverso l'utilizzo di un microscopio ottico polarizzatore Optika SZ-CTV, abbinato a webcam Moticam 2500 da 5,0 MPixel (Figura 20), sono state condotte varie analisi di riconoscimento ottico sia di sedimento sciolto che di vetrini, da cui sono stati misurati i parametri dimensionali (diametro massimo e minimo, area, perimetro) dei singoli grani dei campioni. Il software di gestione delle immagini e di misurazione dei parametri è Moticam Image Plus 2,0. Le analisi sono state eseguite con ingrandimenti di 5 x, 10 x e di 20 x, in accordo con le analisi eseguite al microscopio Morphologi G3.



Figura 20: Microscopio utilizzato (a sinistra); particolare della camera per acquisizione delle immagini (a destra).

I dati dimensionali raccolti sono stati successivamente elaborati, ricavando i parametri di Aspect Ratio (larghezza/lunghezza), elongazione ( $1 - \text{Aspect Ratio}$ ), Diametro equivalente circolare e HS circularity ( $4 \frac{\text{area}}{\text{perimetro}^2}$ ), calcolati allo stesso modo del microscopio Morphologi G3. Successivamente, attraverso diagrammi binari, sono stati confrontati i parametri ricavati dal microscopio ottico polarizzatore e dal microscopio Morphologi G3.

### 3.3.3 Microscopio a scansione elettronica (Sem - Eds)

Tramite il microscopio a scansione elettronica Sem modello ZEISS EVO MA15-HR<sup>18</sup> con sorgente LaB<sub>6</sub>, abbinato a software per microanalisi chimica EDS OXFORD Smartmap EDS INCA Energy 250 X-Act, sono state eseguite alcune analisi di campioni in vetrino (Figura 21).

Il microscopio è stato utilizzato con le seguenti condizioni di lavoro:

- pressione variabile, che ha permesso di osservare il campione (non conduttivo) senza il trattamento di deposizione di oro o grafite superficiale;
- EHT (acceleration voltage) di 22 kV;

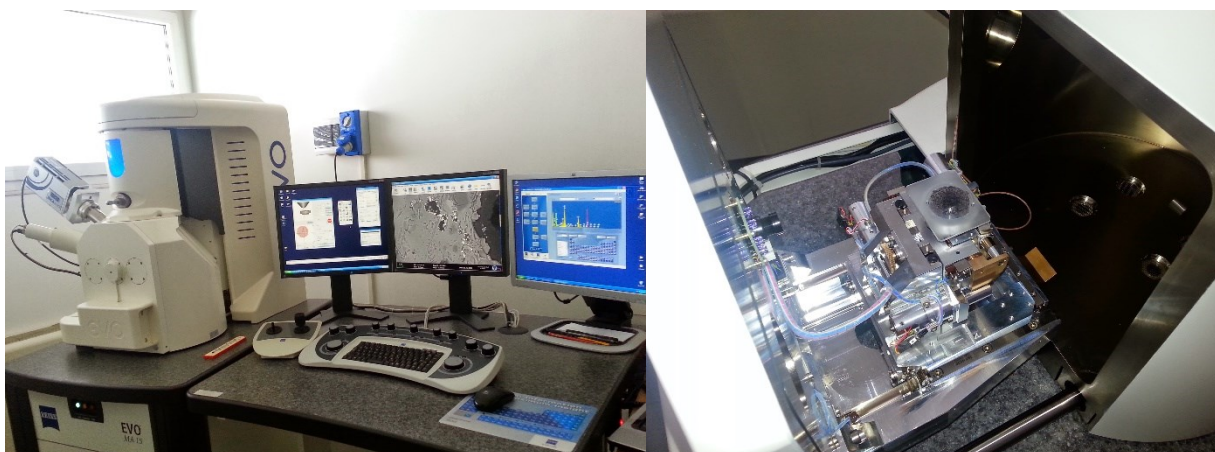
<sup>18</sup>[http://www.zeiss.com/microscopy/en\\_de/products/scanning-electron-microscopes/evo-life-science.html](http://www.zeiss.com/microscopy/en_de/products/scanning-electron-microscopes/evo-life-science.html)

- WD (working distance) tra 9,0 e 11,0 mm per la cattura delle immagini (la WD utilizzata invece durante li microanalisi EDS è di 8,5 mm).

Nel microscopio elettronico a scansione (SEM) una "sonda" molto sottile di elettroni con energia fino a 30 keV viene focalizzata sulla superficie del campione all'interno del microscopio e viene indotta a esercitare una scansione in forma di una successione di linee parallele. Alcuni fenomeni si verificano sulla superficie sottoposta all'impatto degli elettroni; i più importanti per la microscopia elettronica sono l'emissione di elettroni secondari con energie di qualche decina di eV e la ri-emissione o riflessione di elettroni ad alta energia o retrodiffusi appartenenti al raggio primario.

La configurazione e la disposizione dei rivelatori dei due tipi di elettroni emessi è tale che vengono sfruttate al meglio le peculiarità del meccanismo di emissione. In particolare gli elettroni secondari vengono utilizzati per la costruzione di immagini ingrandite fino a 200.000 x e risolte fino a 5 nm grazie al fatto che, a causa della bassa energia di cui sono dotati, provengono dagli strati più superficiali del campione mentre gli elettroni primari servono all'identificazione della presenza di composti diversi in un campione eterogeneo essendo la intensità con cui emergono una funzione diretta del numero atomico medio della sostanza investita dal raggio primario. La corrente elettronica emessa è raccolta dai rivelatori e amplificata contemporaneamente alla scansione del fascio elettronico sul campione. Le variazioni nella forza del segnale risultante sono usate per variare la brillantezza della traccia del raggio elettronico, che produce una scansione su uno schermo fluorescente sincronica con il raggio elettronico sul campione.

L'analisi chimica (microanalisi) viene realizzata misurando l'energia e la distribuzione delle intensità dei raggi X generati dal fascio elettronico sul campione, utilizzando un rivelatore a dispersione di energia EDS (spettrometria per dispersione di energia). L'analisi che viene prodotta può essere sia dell'area che in quel momento viene ingrandita, oppure, fermando la scansione del fascio elettronico, di un punto di interesse sulla superficie del campione (microanalisi).



*Figura 21: Strumentazione SEM utilizzata (a sinistra); particolare dell'inserimento del vetrino all'interno della camera del SEM (a destra).*

L'elaborazione dei dati ricavati dalle analisi EDS è stata eseguita attraverso riproduzione grafica dei dati significativi degli elementi su diagrammi binari.

Le analisi al microscopio elettronico sono state condotte sui campioni portuali trattati con torcia al plasma, per verificare la composizione (generale e delle sferule di FeSi) e la struttura delle scorie residue dopo il trattamento (Capitolo 5 - Paragrafo 5.1.5.2.4).

### 3.4 LE ANALISI CHIMICHE

#### 3.4.1 Analisi ICP-MS

Le analisi ICP-MS sono state condotte con Thermo Fisher, modello X series 2 ICP-MS, presso i laboratori del CRSA di MED Ingegneria (RA), seguendo i metodi EPA 3051A 2007<sup>19</sup>+EPA 6010C 2007<sup>20</sup> per le analisi sui metalli pesanti.

---

<sup>19</sup> <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf>

<sup>20</sup> <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/6010c.pdf>

Si tratta di una strumentazione con limiti di rivelabilità dell'ordine dei ppt (ng/l) per molti elementi della tavola periodica. Questa tecnica interfaccia una sorgente a plasma, induttivamente accoppiata con uno spettrometro di massa a quadrupolo.

Il principio di funzionamento prevede che un flusso di Argon trasporti il campione vaporizzato in una torcia ICP, dove raggiunge la temperatura di 6000 - 8000°C e dove hanno luogo la ionizzazione e l'atomizzazione. Il plasma risultante viene aspirato e trasportato al rivelatore. Nel caso di un ICP-MS (Mass Spectrometer) è lo spettrometro di massa a rilevare i vari elementi in funzione della massa.

Il campione liquido viene pompato nel sistema d'introduzione costituito da una camera spray e da un nebulizzatore. L'aerosol viene così iniettato alla base del plasma: durante l'attraversamento del plasma nella torcia l'aerosol passa in zone a temperatura crescenti in cui si asciuga, si vaporizza, si atomizza e infine si ionizza. Il campione quindi si trasforma da aerosol liquido in particelle solide e infine in un gas. Quando raggiunge la zona analitica del plasma ad una temperatura approssimativa di 6000-7000° K, è in forma di atomi e ioni eccitati rappresentanti la composizione elementare del campione. L'eccitazione degli elettroni esterni produce fotoni di luce a lunghezze d'onda specifiche (emissione atomica). Nel plasma c'è energia sufficiente a rimuovere anche gli elettroni esterni dal suo orbitale per generare ioni che vengono trasportati e rilevati dallo spettrometro di massa: ciò rende l'ICP-MS capace di rilevare elementi in ultratracce. Questo non è valido per ioni negativi (quali gli alogeni) per cui l'estrazione ed il trasporto sono differenti.

### 3.4.2 Analisi a fluorescenza a raggi X

Il principio su cui si basa la tecnica analitica è l'emissione da parte di un campione colpito da un fascio di raggi X primari, di uno spettro di raggi X secondari o di fluorescenza, che contengono i picchi caratteristici degli elementi di cui è composto il campione stesso.

Il riconoscimento di raggi X di fluorescenza può essere eseguito attraverso la loro dispersione, tramite l'impiego di un "cristallo analizzatore", posto sul cammino della radiazione (dispersione angolare XRF-WDS). In funzione della distanza fra i piani del cristallo, ogni

determinata lunghezza d'onda della radiazione verrà riflessa dal cristallo secondo la legge di Bragg<sup>21</sup>.

Il sistema di generazione di raggi X utilizzato nello strumento è costituito da un tubo di Coolidge e da un apparato di alimentazione. La radiazione primaria, proveniente da un tubo a raggi X, incide sul campione in esame producendo una radiazione di raggi X di fluorescenza. Incidendo a sua volta sul cristallo analizzatore, questa viene scomposta nelle sue componenti monocromatiche, le quali sono poi selezionate dal rivelatore in diverse posizioni angolari.

Allo scopo di limitare la divergenza del fascio di raggi X, sia prima che dopo il cristallo analizzatore, vengono montati dei collimatori.

Terminata la fase preliminare di preparazione dei campioni e l'essiccazione egli stessi a una temperatura di circa 100° C, sono state separate delle aliquote destinate all'analisi.

Un aliquota di ogni campione è stata polverizzata in mortaio d'agata e ulteriormente suddivisa, una parte è stata pressata meccanicamente su di un supporto di acido borico per ottenere una pasticca, la quale subirà l'analisi in fluorescenza vera e propria, sull'altra aliquota di polvere è stato determinato il contenuto di volatili (Loss On Ignition - L.O.I.) misurando la variazione di peso dopo 12 ore in essiccazione in muffola a 1000 °C, di circa 0,6 gr di campione preventivamente essiccato a 100° C al fine di eliminare l'umidità in eccesso.

La preparazione dei campioni e le analisi sono state svolte presso il Dipartimento di Fisica e Scienze della Terra (Università di Ferrara), e per la determinazione del chimismo dei sedimenti è stato utilizzato uno spettrometro a Raggi X Advant XP Thermo ARL. I dati d'intensità sono stati elaborati con il metodo "full matrix correction" proposto da Lachance e Claisse (1995). La precisione delle misure è < 5% per tutti gli elementi, mentre l'accuratezza è stimata nel 5% per gli elementi maggiori e tra 7 e 10% per gli elementi in traccia. Il detection limit è > 0.05% per gli elementi maggiori, e di 1 ppm per quelli in traccia

---

21 La legge di Bragg fa riferimento alla semplice equazione:  $n\lambda = 2d \sin \theta$  determinata dal fisico inglese Sir W. H. Bragg e da suo figlio Sir W. L. Bragg nel 1913. La legge spiega perché le facce di clivaggio dei cristalli sembrano riflettere i raggi X a certi angoli di incidenza ( $\theta$ ). La variabile  $d$  è la distanza tra gli strati atomici in un cristallo e la variabile  $\lambda$  è la lunghezza d'onda del raggio X incidente;  $n$  è un numero intero.

(tranne per lo zolfo che è di 50 ppm). In Figura 22 sono riportati gli elementi maggiori ed in traccia analizzati.

<b>ELEMENTI MAGGIORI</b> (% ossido)	SiO <sub>2</sub>	<b>ELEMENTI IN TRACCIA</b> (ppm)	Ba	Th
	TiO <sub>2</sub>		Ce	V
	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>		Co	Y
	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>		Cr	Zn
	MnO		La	Zr
	MgO		Nb	Cu
	CaO		Ni	Ga
	Na <sub>2</sub> O		Pb	Nd
	K <sub>2</sub> O		Rb	Sc
	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>		Sr	S

Figura 22: Elementi maggiori ed elementi in traccia ricavati dalle analisi

La caratterizzazione geochimica dei sedimenti è stata realizzata mediante l'esame dei risultati delle analisi XRF, con la realizzazione di diagrammi binari di variazione relativi agli elementi maggiori e alle tracce di interesse ambientale. Per valutare l'impatto ambientale dei metalli presenti nei sedimenti si è proceduto al confronto dei valori ottenuti dalle analisi con i valori di riferimento del D.M. 367/03 (Tabella 2, "Standard di qualità dei sedimenti di acque marino-costiere, lagune e stagni costieri") e al D. Lgs. 152/06, per il quale si è utilizzata la Tabella A - "Siti ad uso verde pubblico, privato e residenziale".



## CAPITOLO 4 - ATTIVITÀ DI CAMPAGNA

---

Le indagini condotte comprendono rilievi topografici e batimetrici, eseguiti in alcune zone dei litorali e nell'entroterra dell'Emilia-Romagna, della Toscana e di Constanta (Romania) seguendo le procedure metodologiche descritte nel Capitolo 3.

I rilievi topo-batimetrici sono stati condotti in periodi diversi, dalla primavera del 2011 all'estate del 2013.

Tutti i campioni sono stati prelevati in un intervallo temporale di circa 3 anni, dal 2010 alla fine del 2013, per un totale di 148 campioni. I campioni di *spiaggia emersa* sono stati prelevati in corrispondenza della cresta della berma ordinaria, se presente, scartando il velo superficiale ed estendendo il prelievo fino ad una profondità di circa 10 cm.

Questo metodo di campionamento è stato adottato anche per i campioni di battigia, duna e di spiagge alimentate artificialmente (ripascimento) ove presente. I campioni di spiaggia sommersa sono stati prelevati con l'utilizzo di una benna Van Veen con portata di 2 litri.

Nei fiumi il campionamento è stato effettuato lungo le sponde dei corsi d'acqua prelevando a mano i campioni di sabbia presenti in anse o piccole isole. Tali prelievi sono stati poi riuniti ed omogeneizzati così da ottenere, per ogni fiume, un campione medio, rappresentativo del sedimento sabbioso presente ad una altezza determinata dell'asta fluviale.

Per ogni campione, del peso di circa 200 gr circa, è stata redatta una scheda contenente i dati inerenti la descrizione del sito di campionamento, la località, le coordinate e la descrizione macroscopica del sedimento prelevato (caratteristiche fisiche, presenza di resti vegetali o frammenti conchigliari, eventuali variazioni cromatiche e dimensionali).

Il campionamento nelle aree portuali dell'Emilia-Romagna è stato svolto con l'ausilio di una draga meccanica durante le azioni condotte per il progetto LIFE09 ENV/IT/000158 Sedi.Port.Sil<sup>22</sup> ed attraverso benna, secondo quanto stabilito nel progetto LIFE08 ENV/IT/000426 Coast-Best<sup>23</sup>.

---

<sup>22</sup> [www.lifesediportsil.eu/](http://www.lifesediportsil.eu/)

<sup>23</sup> [www.coast-best.eu/](http://www.coast-best.eu/)

Nel porto di Livorno il campionamento è stato svolto tramite benne meccaniche dalla Società Bilfinger Water Technologies<sup>24</sup>. I campioni di dragaggio sono poi stati resi disponibili per le attività di questa tesi.

Tutti i campioni sono stati numerati con un codice alfanumerico composto da:

- Sigla identificativa della regione di appartenenza e lettera indicante l'ambiente di prelievo (B battigia; SE spiaggia emersa; SS spiaggia sommersa; D duna; F: fiume; R: ripascimento; C: cava; P: porto);
- Nome del luogo e numero progressivo all'interno di ciascun sito.

In Figura 23 è riportata un'immagine illustrativa dei punti di campionamento nelle varie zone di spiaggia e fiume.

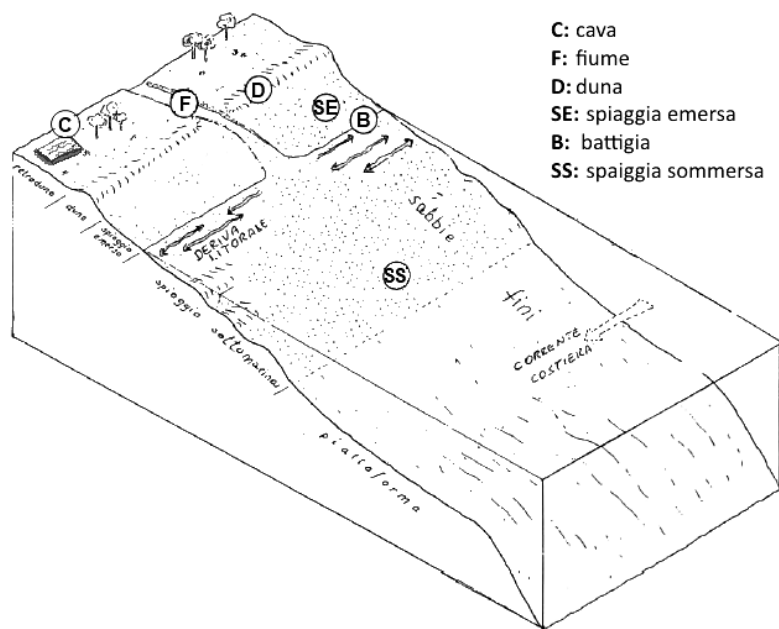


Figura 23: Schematizzazione dei punti di campionamento

<sup>24</sup> <http://www.diemmefiltration.com/it/home.html>

Nell'entroterra sono state campionati depositi di cava (nel ravennate) per sottoporli ad analisi morfologiche e composizionali.

#### **4.1 INDAGINI NELL'EMILIA-ROMAGNA**

Nella regione Emilia-Romagna sono stati raccolti sedimenti lungo tutto il litorale regionale, nei porti, in alcune aree di cava e in paleodune nell'entroterra, per un totale di 119 campioni.

In Figura 24 è illustrata l'ubicazione dei vari campionamenti eseguiti nell'area regionale.

Per inquadrare geomorfologicamente alcuni siti di maggiore interesse, sia in alcuni tratti del litorale che in zone di cava, sono stati eseguiti dei rilievi topo-batimetrici single-beam.

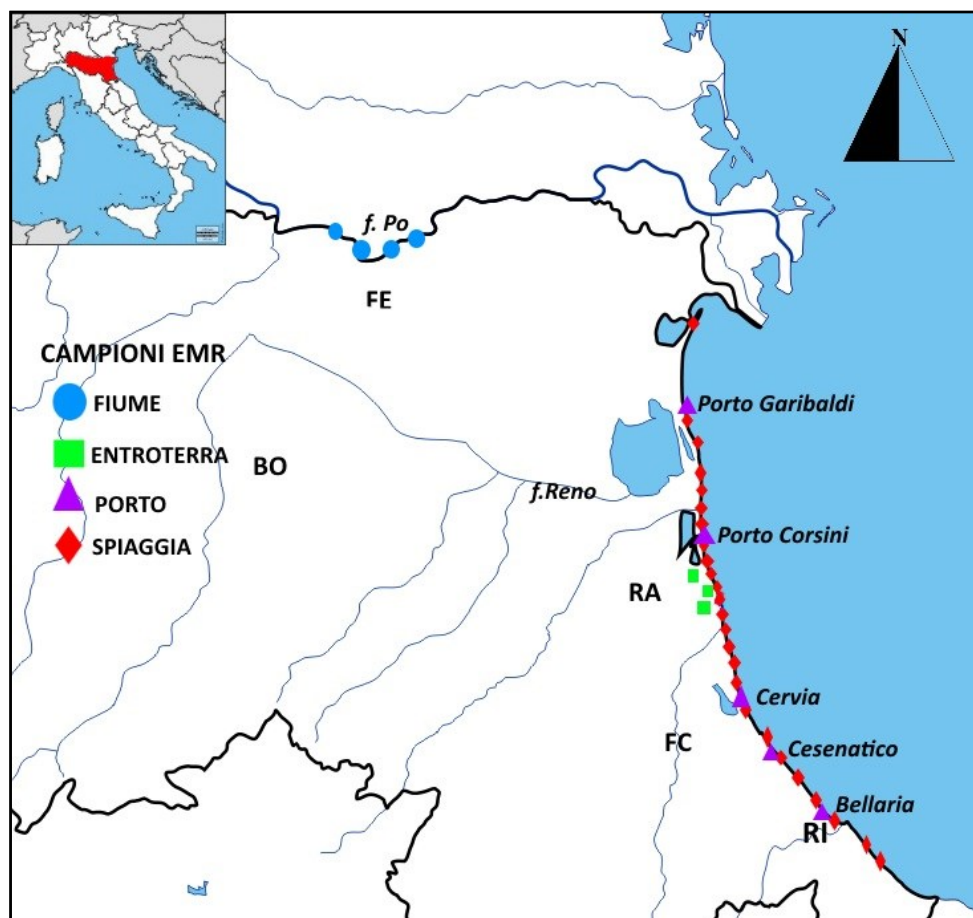


Figura 24: Macro inquadramento dei campionamenti eseguiti nella regione Emilia-Romagna

#### 4.1.1 Il porto di Ravenna

Nell'ambito del progetto LIFE Sedi.Port.Sil è stato implementato il campionamento dei sedimenti portuali del Canale Candiano, ricadente nella zona portuale di Ravenna.

La campionatura è stata effettuata secondo le disposizioni definite nel Decreto 10 agosto 2012, n. 161 - Allegato 8 "Procedure di campionamento in fase esecutiva e per i controlli e le ispezioni" e tenendo conto della dinamica del porto canale e della pressione antropica

documentata e potenziale (da dati storici sulle pressioni e uso dell'area portuale), rinvenuta dai lavori pregressi.

Si è previsto pertanto di verificare tutti i dati pregressi disponibili inerenti sia la caratterizzazione stratigrafica che lo stato di contaminazione dei sedimenti portuali, valutando prima i dati relativi ai piani di caratterizzazione nell'area, e poi tutti i dati a disposizione dalle pubbliche autorità (ARPA Emilia-Romagna ed Autorità Portuale di Ravenna).

Tutti i dati pregressi disponibili sono stati inseriti in un database in modo da ottenere distribuzioni spazio-temporali delle problematiche inerenti i sedimenti del Porto.

Le campagne di indagine considerate sono le seguenti:

- Certificati di Arpa disponibili su Pialassa Piombone (1998);
- Programma di caratterizzazione del materiale da dragare per l'approfondimento del Porto Canale alle quote previste dal P.R.P. su Tratto San Vitale - Trattaroli (2004);
- Caratterizzazione per lavori di approfondimento del Canale Candiano a -11,5 dalla boa di allineamento a Largo Trattaroli su Avamporto di Ravenna fino a Largo Trattaroli (2004);
- Lavori di indagine geognostica in località Porto Corsini - Prolungamento della banchina del Canale Candiano, Molo San Filippo su Località Porto Corsini, nelle adiacenze di Porto San Filippo (2004);
- Caratterizzazione dell'intera area portuale di ARPA dalla Darsena San Vitale al Porto Canale Candiano (2004);
- Esecuzione di rilievi, studi ed elaborazioni preliminari necessari per la redazione del progetto dell'intervento di ripascimento di tratti del litorale ravennate con sedimenti risultanti dal dragaggio dell'avamporto di Porto Corsini su Avamporto di Ravenna (Porto Corsini) e Porto (2007);
- Indagini geognostiche Piombone (2009).

La documentazione raccolta ha consentito la caratterizzazione sedimentaria del Porto di Ravenna, in termini granulometrici e di livello di inquinamento, al fine di identificare le aree idonee alla raccolta di sedimento. Il primo criterio di selezione dei punti di campionamento è stato basato sul livello di inquinamento dei sedimenti. Le tre classi di contaminazione ricercate, da sottoporre al ciclo di trattamento previsto, sono identificate in base alla Tabella

1, Allegato 5 del D.Lgs. 152/2006 e s.m.i. (Concentrazione soglia di contaminazione nel suolo e nel sottosuolo riferiti alla specifica destinazione d'uso dei siti da bonificare. Vedere il Capitolo 1, Paragrafo 1.3.1):

- Classe “verde”, i cui valori sono compresi tra le colonne A e B (media contaminazione);
- Classe “gialla”, con valori compresi tra le colonne A e B (media contaminazione);
- Classe “rossa”, con valori eccedenti la colonna B (elevata contaminazione).

Nonostante sia i campioni verdi che quelli gialli ricadano nello stesso livello medio di contaminazione, è possibile suddividere i campioni in due classi diverse in quanto i campioni verdi denotano un contenuto inferiore di inquinanti. Dalla loro suddivisione in aliquote, infatti, è stato possibile caratterizzare una parte dei campioni verdi come “non inquinati” (vedere il Capitolo 5- Paragrafo 5.1.1).

Un ulteriore criterio di selezione dei punti di campionamento è stato dettato dalla distribuzione della granulometria del sedimento all'interno del Porto Canale, dal momento che il processo di trattamento doveva essere testato su tutte le granulometrie di sedimenti presenti nel Porto Canale (quindi frazioni sabbiose che pelitiche). Inoltre l'attività dimostrativa della tesi ha ricercato un metodo che consentisse di valutare efficienza e costi nel trattamento di decontaminazione su depositi che potessero essere trattati senza procedere a setacciatura come nel caso di sedimenti solo argillosi o solo sabbiosi e per sedimenti in cui il trattamento di separazione granulometrica sia necessario per ottimizzare la decontaminazione.

La categoria verde caratterizza l'imboccatura portuale, la categoria gialla i sedimenti centrali del Canale Candiano, mentre la categoria rossa si riscontra nei sedimenti più interni del canale, in prossimità con le zone industriali (Figura 25).

I tre punti di indagine sono distribuiti nell'intera area portuale in cui sono effettivamente previste attività di dragaggio nel triennio (2011-2014). Sono state pertanto escluse le aree Darsena di Città - Darsena San Vitale e la maggior parte della Pialassa del Piombone, interessata solo marginalmente dalle attività di approfondimento programmate.

La scelta è stata infine condivisa e validata dall'Autorità Portuale di Ravenna.



Figura 25: Individuazione delle aree di campionamento in base ai valori di contaminazione dei sedimenti superficiali del fondale ricavati da dati pregressi



La società Watersoil srl ha effettuato i prelievi di sedimento nel periodo tra il 18 e il 21 febbraio 2011. Il campionamento è avvenuto attraverso una draga meccanica che ha prelevato circa 30 m<sup>3</sup> di sedimento in tre aree selezionate all'interno del porto, procedendo alla rimozione di 10 m<sup>3</sup> di sedimenti per ogni area.

Ogni categoria di campione classificata secondo il Manuale ICRAM - APAT (2007), è stata ottenuta dal dragaggio e successiva quartatura con procedure standardizzate effettuate presso i locali della Società Diemme Soil Washing in quanto coinvolta nel progetto e, inoltre, dispone di procedure certificate e dell'attrezzatura necessaria a tale scopo (metodologia effettuata secondo le procedure dell'Allegato del DECRETO 10 agosto 2012, n. 161).

Le specifiche dei punti di campionamento e le profondità dei fondali indagati sono riportati in Appendice 11.1.

#### 4.1.2 I piccoli porti

La campagna di campionamento è stata effettuata in Marzo e Luglio 2011 dalla ditta Te.Ma. Snc di Faenza su incarico di ARPA. Questa fase ha previsto in ciascuno dei 4 porti (Porto Garibaldi, Cervia, Cesenatico e Bellaria), il campionamento tramite benna di 4 campioni di circa 0,1 m<sup>3</sup>, (circa 40 kg di sedimento secco), in corrispondenza delle imboccature portuali, per consentire l'effettuazione delle prove su scala di laboratorio da parte dell'Università di Cagliari, la quale ha poi messo a disposizione i campioni per questa tesi di dottorato.

In Appendice 1.1.1 si riportano i punti di campionamento dei quattro porti con le relative coordinate. Le profondità di prelievo dei campioni si attestano tutte tra i -3 m e i -3,5 m. In Figura 26 sono illustrati i campionamenti di ogni singola area portuale.



Figura 26: Ubicazione dei punti di campionamento nei piccoli porti dell'Emilia-Romagna

### 4.1.3 Le indagini sul litorale

Per validare i risultati delle ricerche bibliografiche e degli studi già condotti in passato (Bondesan et al., 1978; Brambati et al., 1973; Simeoni et al., 2002), sono state condotte alcune indagini sulle spiagge del litorale emiliano-romagnolo, in modo da raccogliere informazioni quanto più complete, attuali e rappresentative dal punto di vista sedimentologico.

In merito alle campagne sedimentologiche, effettuate nel tratto litoraneo compreso tra la foce del Fiume Reno (Ra) e Lido di Dante (Ra) ed esteso circa 19 km, si è proceduto nel mese di Novembre 2010 ad un primo prelievo tramite campionamento a mano di 27 campioni di sedimento (Appendice 1.1.1) lungo sezioni perpendicolari alla spiaggia, nelle posizioni di cresta della duna, spiaggia e battigia (Figura 27).



Figura 27: Ubicazione dei campioni raccolti sul litorale ravennate a Novembre 2010

Nel tratto litoraneo compreso tra la foce del Fiume Reno (Ra) e la provincia di Rimini, avente un'estensione di circa 60 km, è stato effettuato nel mese di Maggio 2011 (Figura 28) un secondo campionamento a mano di 55 campioni di sedimento (Appendice 1.1.1) sempre lungo sezioni perpendicolari alla spiaggia nelle posizioni di cresta della duna, spiaggia e battigia.

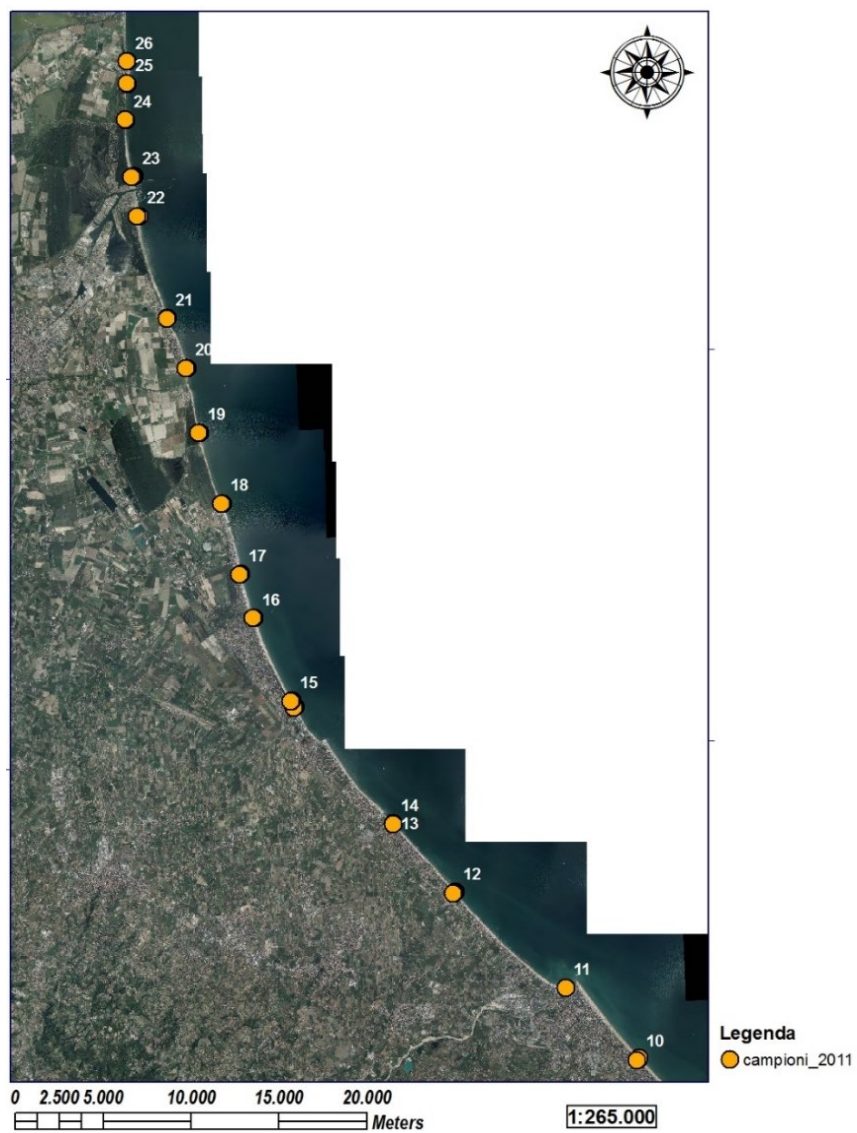


Figura 28: Ubicazione dei campioni raccolti sul litorale di Ravenna, Forlì-Cesena e Rimini a Maggio 2011

#### 4.1.3.1 Marina Romea

I rilievi del litorale di Marina Romea (RA) hanno avuto inizio nel mese di Novembre 2011. Prima delle attività di rilievo si è provveduto a materializzare un caposaldo in corrispondenza

del Centro Nautico di Marina Romea, per facilitare le procedure operative (Appendice 11.2.5).

Nel tratto costiero sono stati eseguiti rilievi della spiaggia emersa con l'individuazione della linea di riva ed un rilievo batimetrico del fondale esteso circa 3,2 Km, compreso tra il molo nord di Porto Corsini ed il molo sud del fiume Lamone. I rilievi sono stati condotti lungo 13 profili a diverso raffittimento, con distanze comprese tra i 130 m e i 430 m (Figura 93), fino alla profondità di 7 metri.

Per mantenere una continuità con i lavori pregressi sono stati utilizzati i profili che ARPA condusse nell'anno 2007 (ARPA Emilia - Romagna, 2009) ai quali sono stati aggiunti altri 4 profili (Figura 93), denominati ra39-40-41-43 bis, necessari per discriminare maggiormente la zona di rilievo.

#### **4.1.4 Le indagini in altre zone del litorale e nell'entroterra**

Ad integrazione dei campioni raccolti durante le precedenti campagne, negli anni 2012 e 2013 sono stati eseguiti campionamenti delle spiagge emerse e delle dune dei litorali di Milano Marittima, Lido di Savio e Punta Marina in provincia di Ravenna e nei Lidi di Spina, Estensi e Volano in provincia di Ferrara.

Nell'alveo del fiume Po sono stati prelevati 4 campioni, in corrispondenza delle località di Ravalle e Pontelagoscuro (FE) e di Polesella (RO) sulla destra idrografica del fiume. Inoltre sono stati raccolti 6 campioni nelle paleodune di Massenzatica (FE), successivamente omogeneizzati a 3 (Figura 29). (Appendice 11.1).

Questi campioni sono stati raccolti ed analizzati principalmente per confrontare i risultati delle analisi tessiturali con i risultati delle analisi morfologiche.





Figura 29: Campionamenti eseguiti nelle Dune fossili di Massenzatica (FE)

#### 4.1.4.1 Campionamenti e rilievi topo-batimetrici delle cave

Nell'entroterra della provincia di Ravenna, sono stati eseguiti tre rilievi batimetrici delle cave Morina, Bosca e Stazzona, con campionamento dei fondali.

Cava Morina è ubicata ad ovest di Lido Adriano e si estende per 55,90 ha. La cava è situata in corrispondenza di cordoni litorali sepolti a 6-7 m dal piano campagna; in questa zona,

questi corpi sedimentari sono ricoperti da circa un metro di materiale argilloso. L'intenso rimodellamento antropico della zona ha occultato quasi completamente gli originali assetti morfologici. I terreni superficiali sono in termini litologici argille limose e argille sabbiose (Comune di Ravenna, 2011).

Cava Bosca è situata ad ovest del Lido di Dante, a pochi chilometri dal centro di Ravenna, e presenta un'estensione areale di 41,90 ha. Il sito in questione è ubicato in corrispondenza dei cordoni sabbiosi sepolti, che testimoniano il progressivo spostamento verso est della linea di riva (trasgressione Olocenica). In generale l'intera zona ha subito nel corso degli anni un intenso rimodellamento antropico ad opera della capillare azione di bonifica, che ha modificato gran parte del reticolo idrografico naturale. I terreni superficiali sono dal punto di vista litologico costituiti da sabbie argillose e argille limose sabbiose (Comune di Ravenna, 2011).

Cava Stazzona è ubicata a ovest dell'abitato di Lido di Classe e presenta un'estensione di 19 ha. I giacimenti utilizzati per la cavazione sono prevalentemente costituiti da sabbia e limitatamente nella parte più occidentale da ghiaia (granisello). I terreni superficiali sabbiosi e sabbioso argillosi (Comune di Ravenna, 2011).

Le cave Bosca e Stazzona sono indicate dal Piano delle Attività Estrattive del 2006 (PAE) perché predisposte, attraverso il recupero di materiali derivanti dal dragaggio dell'area portuale, al tombamento (circa 5,5 milioni di metri cubi complessivi) finalizzato al ripristino e recupero naturalistico della zona.

Nel caso in cui, nel periodo di validità del Piano, possano rendersi disponibili quantitativi di materiale che esuberino la capacità dei due siti di Cava Bosca e Cava Stazzona già individuati all'articolo 9 NTA (stimata in), su indicazione del Comune di Ravenna, si individua nella cava Morina l'area nella quale poter eventualmente proporre il ricovero dei materiali di sedimento dragati nell'area portuale se si verificasse la necessità di individuare altre aree nelle quali ricoverare tali materiali.

In Appendice 11.1 sono elencati i dettagli dei punti di campionamento relativi alle cave.



## 4.2 INDAGINI IN TOSCANA

Nella regione Toscana sono stati raccolti campioni in alcuni punti del litorale e nell'area portuale di Livorno, durante le attività svolte dalla Società Bilfinger Water Technologies. In Figura 30 è illustrato l'inquadramento dei campionamenti eseguiti.



Figura 30: Ubicazione dei campioni nella regione Toscana

### 4.2.1 Il porto di Livorno

Nel porto di Livorno sono stati campionati sedimenti (vedi Appendice 11.1 e Figura 31) all'interno di Darsena Toscana. Sono state scelte due posizioni di prelievo sul fondale alle profondità di circa -13 m.

La caratterizzazione eseguita da Autorità Portuale di Livorno (Autorità Portuale di Livorno, 2014), ha permesso di selezionare i punti di dragaggio all'interno del porto di Livorno. Come si osserva dalla Figura 31, il punto P1 è stato scelto perché ricadente all'interno dell'area caratterizzata a basso livello di contaminazione (non vi sono superamenti del Limite normativo della colonna B del DLgs 152/2006). Il punto P2, invece, è stato scelto perché pur essendo limitrofo al primo, ricade in una zona della darsena che presenta contaminazioni, con concentrazioni rilevanti di metalli ed elementi in tracce, composti organostannici e IPA, riscontrati in misura maggiore nel sedimento sotto il primo metro. In questa zona vengono pertanto superati i limiti della colonna B del DLgs 152/2006.

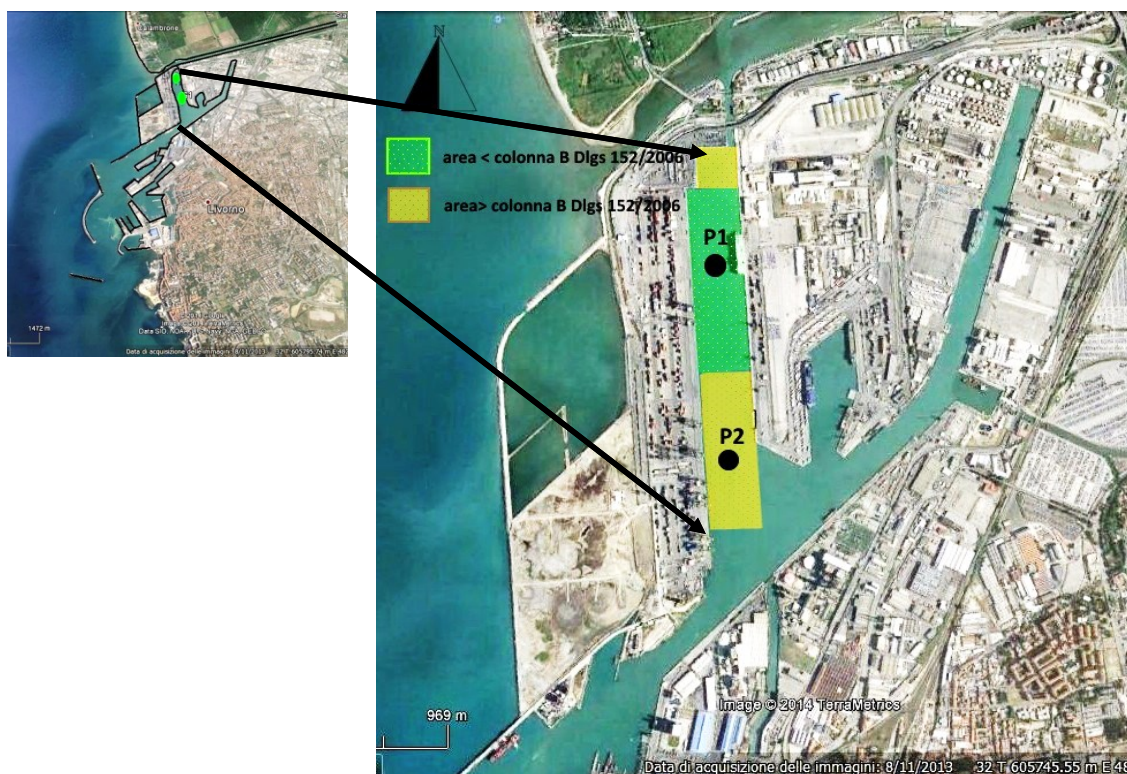


Figura 31: Ubicazione dei punti di campionamento di Darsena Toscana-Porto di Livorno

#### 4.2.2 Il litorale toscano

Nel litorale toscano sono stati campionati, nell'estate del 2012, i sedimenti della spiaggia emersa nella località di Ronchi di Marina di Massa (nella provincia di Massa-Carrara). I punti di campionamento sono riportati in Appendice 11.1.



Figura 32: Ubicazione del campionamento condotto nel litorale di Marina di Massa (MS) (da GoogleTM Earth 2010-mod)

### 4.3 INDAGINI NELLA PROVINCIA DI CONSTANTA (ROMANIA)

Le indagini eseguite nella provincia di Constanta in Romania, hanno avuto luogo nell'estate del 2011. Sono stati effettuati campionamenti dell'area portuale di Midia, adiacente alla città di Năvodari, in collaborazione con l'istituto di ricerca Geocomar, e nel litorale a Nord del porto di Midia, in prossimità della città di Corbu (Figura 33).

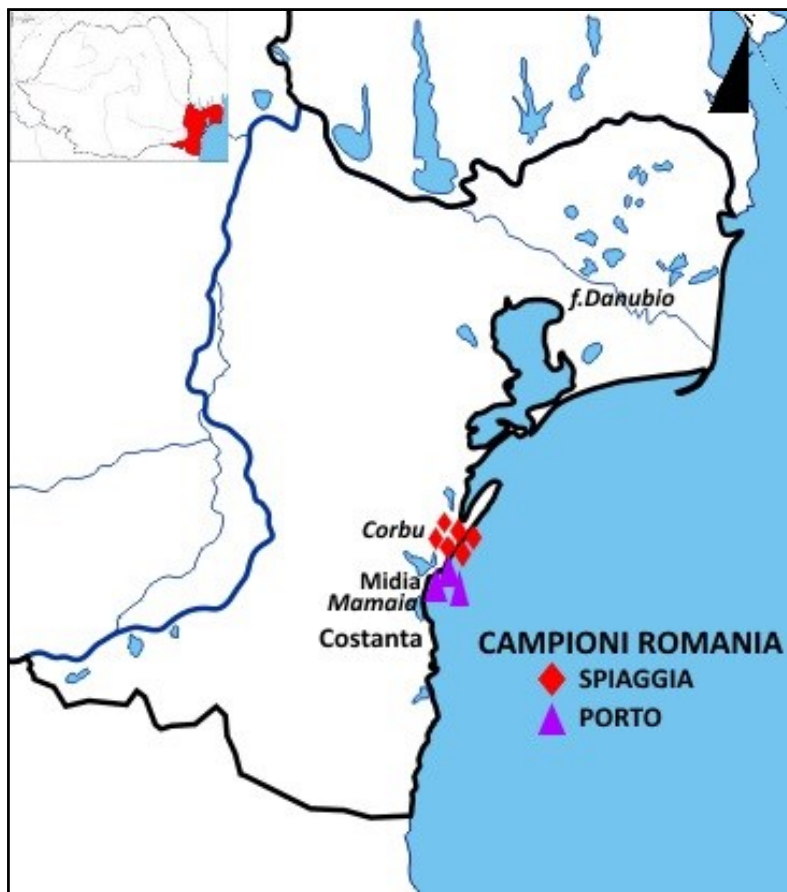


Figura 33: Ubicazione dei campioni prelevati in Romania, nella regione di Constanta

#### 4.3.1 Campionamento dell'area portuale di Midia

Il porto di Midia è situato in Romania nella costa occidentale del Mar Nero, a circa 13,5 Km a Nord dalla città di Constanta. E' uno dei porti satelliti di Constanta ed è stato costruito per servire l'area industriale e petrolchimica adiacente. All'interno del Porto Midia, sono posti quattro grandi settori che sono separati per mezzo di costruzioni artificiali: Zona di transito delle navi, Zona di Carico, Zona Terminal e Zona di scarico olii (Figura 34).



Nel porto di Midia sono stati prelevati nell'Agosto del 2011, con l'utilizzo di una benna Van Veen da 0,1 m<sup>3</sup>, 24 campioni di sedimento sia all'interno che all'esterno dell'area portuale (Geoecomar, 2012). Una parte di questi campioni, è stata messa a disposizione per questa tesi ed in particolare, sono stati selezionati i sedimenti nel modo seguente:

- un campione fuori dall'area portuale, all'imboccatura portuale, nella zona di terminal e quattro campioni nel canale di transito delle navi.

In Figura 34 ed in Appendice 11.1 sono riportati i punti di campionamento dei sedimenti portuali.



Figura 34: Ubicazione dei campioni prelevati nel Porto di Midia (estate 2011) (da GoogleTM Earth 2010-modificata)

Il bacino portuale di Midia non è isolato, in quanto sono presenti due ingressi, attraverso i quali è possibile uno scambio continuo di acque salmastre e marine e un contributo sedimentario diretto. Uno di questi ingressi, situato nella parte sud-orientale del porto e chiamato “Bocca orientale”, rappresenta l'ingresso delle navi dal Mare Nero. Il secondo

ingresso chiamato “Bocca occidentale”, essendo situato nella parte sud-occidentale, rappresenta l'ingresso di navi fluviali dal Canale Danubio al Mar Nero.

La “Bocca orientale” rappresenta l'unico contatto diretto tra il Mar Nero e il porto di Midia. Attraverso questo ingresso, deriva il contributo più importante di sedimenti, presi in carico da un importante apporto di corrente a livello marino costiero locale, e da una deriva litoranea SN.

Nel litorale adiacente al porto di Midia, nelle spiagge di Chituc, sono presenti sedimenti di tipo sabbioso molto grossolano, ricchi di notevoli quantità di minerali pesanti. Questi sedimenti, come testimoniato da studi condotti (Stanica et al., 2011), diventano una fonte di materiale per il Porto di Midia, nei periodi di forti venti. Per questa motivazione sono state condotte indagini nel litorale di Chituc e Edighiol, descritte nel Paragrafo successivo.

#### **4.3.2 Campionamento nel litorale di Chituc e Edighiol**

Le indagini sul litorale rumeno sono state eseguite nelle località di Chituc e di Edighiol, nella cittadina di Vadu situata a Nord del porto di Midia (Figura 35). Questo tratto di litorale costituisce una vera e propria isola barriera che separa la laguna di Sinoie dal Mar Nero.

I campionamenti sono stati effettuati lungo profili trasversali alla spiaggia, nelle posizioni elencate:

1. limite esterno della zona dunale (limite verso l'entroterra) o, quando essenti, nel limite verso terra dell'isola barriera;
2. nella cresta della duna, se presente;
3. limite di retrospiaggia o piede della duna;
4. nella cresta della berma ordinaria;
5. nel limite superiore della battigia o limite di alta marea;
- 6-7. alle profondità di circa 0,5 e 1,5 m.

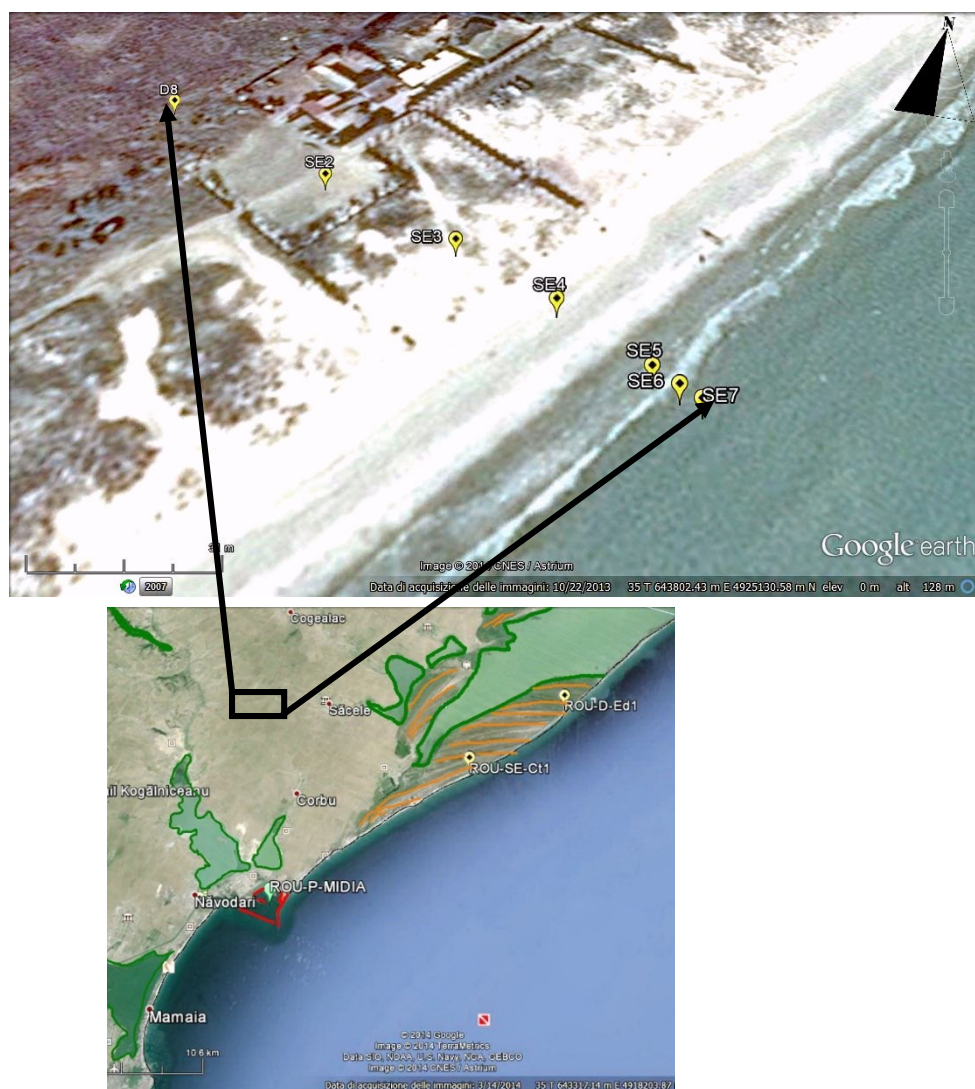


Figura 35: Ubicazione dei campioni raccolti nel litorale romeno e dettaglio di una zona del litorale di indagine (da GoogleTM Earth 2010-modificata)

Dalle immagini riportate in Figura 36 (spiaggia di Chituc) ed in Figura 37 (spiaggia di Edighiol), si può vedere la differenza di composizione delle sabbie raccolte.

In generale, i campioni raccolti dalla zona di Chituc hanno un contenuto biotico importante e sono costituiti da sabbie e frammenti di conchigliari.

I campioni della zona di Edighiol, tessituralmente molto simili ai precedenti, presentano dal punto di vista geochimico delle alte concentrazioni di metalli pesanti riscontrate dalla presenza massiccia di minerali pesanti, concentrati dal moto ondoso e depositati sulla zona di battigia. I minerali pesanti rappresentano generalmente vecchi depositi di sedimenti, trasportati dal Danubio al Mar Nero e poi ridistribuiti dalle onde e dalle correnti longshore (Catianis et al., 2012). Nel Capitolo 5 verranno trattate nel dettaglio le caratterizzazioni di questi sedimenti.



*Figura 36: Profilo di spiaggia a Chituc dove sono stati prelevati i campioni. Dalle foto si può osservare che i sedimenti sono prevalentemente sabbiosi con notevole concentrazione di frammenti conchigliari*



*Figura 37: Campionamento a Edighiol, dove si possono notare i depositi di minerali pesanti sulla zona di battigia*



## CAPITOLO 5 - RISULTATI ANALITICI

---

## 5.1 EMILIA-ROMAGNA

### 5.1.1 Caratterizzazione sedimentologica e geochimica dei sedimenti del porto di Ravenna e dei prodotti derivati da trattamenti di decontaminazione sperimentali

Sono stati caratterizzati, per gli aspetti sedimentologici (morfologici e tessiturali) e composizionali (petrografia e chimismo), i campioni di sedimento prelevati dai fondali dragati (10 m<sup>3</sup> di sedimento) in tre aree significative del Porto di Ravenna (Capitolo 4, fig. 7). Le stesse indagini eseguite per i campioni tal quale, sono state ripetute sugli stessi sedimenti sottoposti a tre diverse metodologie di trattamento sperimentale di decontaminazione (soil washing, cella di attrizione, fusione con torcia al plasma). I campioni rappresentativi sono stati anche sottoposti ad osservazione e microanalisi al SEM per descrivere le variazioni dei caratteri petrografici e verificare l'efficacia dei trattamenti in base a differenze granulometriche e geochimiche. Il confronto comparativo dei tre metodi ha messo in evidenza punti di forza e criticità per ogni tipologia di trattamento.

#### *5.1.1.1 Indagini pre trattamento*

Su tutti i campioni sono stati determinati i contaminanti inorganici mediante ICP-MS ed il contenuto di idrocarburi e altri contaminanti organici nei laboratori del CRSA Med Ingegneria di Marina di Ravenna (vedere Capitolo 3-Paragrafo 3.4.1).

##### 5.1.1.1.1 Analisi Tessiturali

Per il presente progetto di dottorato da ogni dragaggio sono stati ottenuti tre campioni, ognuno mediante quartatura. In tal modo, essendo tre le aree indagate (secondo quanto descritto nel Capito 4 - Paragrafo 4.1.1), sono stati ottenuti per lo studio un totale di nove campioni (Tabella 11).

Per eseguire tutte le analisi e trattamenti descritti in questa tesi, da ognuno dei nove campioni sono state estratte le aliquote necessarie alla caratterizzazione.

Tabella 11: Sigle e classificazione secondo il Manuale ICRAM - APAT dei campioni sottoposti ad analisi tessiturale

ROSSO	GIALLO	VERDE
EMR-P-ROSSO1	EMR-P-GIALLO1	EMR-P-VERDE1
EMR-P-ROSSO2	EMR-P-GIALLO2	EMR-P-VERDE2
EMR-P-ROSSO3	EMR-P-GIALLO3	EMR-P-VERDE3

In

Figura 38 ed in Tabella 12 sono riportati i parametri tessiturali ricavati dalle analisi, secondo la classificazione di Folk and Ward, (1957).

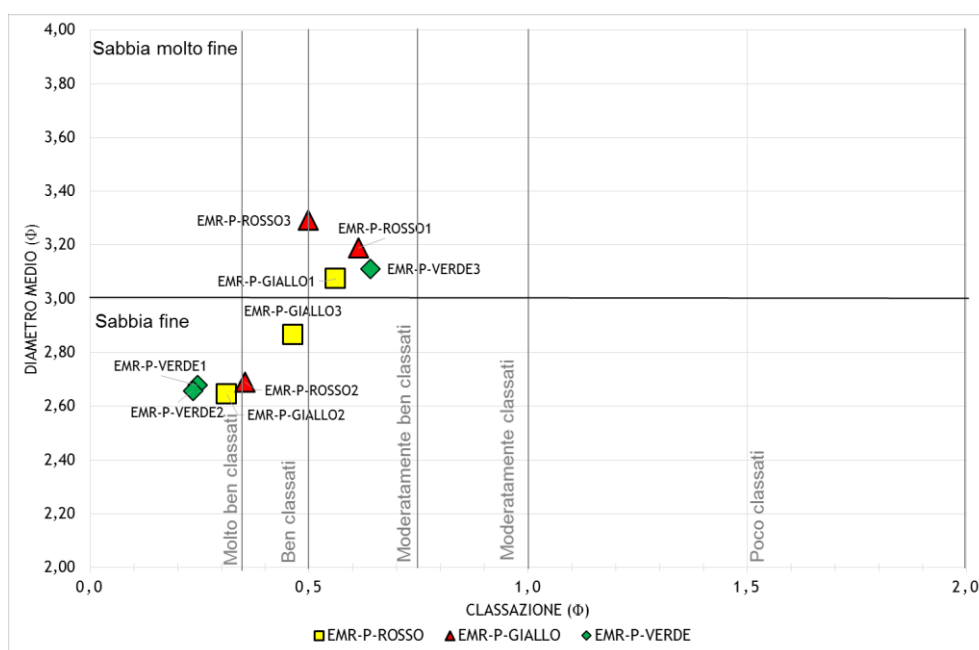


Figura 38: Rappresentazione dei valori di Diametro Medio e Classazione dei sedimenti tal quale del porto di Ravenna. I simboli utilizzati forniscono, tramite la colorazione, il livello di contaminazione secondo la classificazione ICRAM - APAT, (2007)

Tabella 12: Parametri tessiturali dei campioni tal quali (Folk and Ward, 1957)

CAMPIONI	SIGLA	DIAMETRO MEDIO (φ)	CLASSAZIONE (φ)	SKEWNESS S	KURTOSI S
EMR-P-ROSSO	EMR-P-ROSSO1	3,074	0,561	0,022	0,792
	EMR-P-ROSSO2	2,645	0,313	-0,213	1,284
	EMR-P-ROSSO3	2,866	0,464	0,35	1,127
EMR-P-GIALLO	EMR-P-GIALLO1	3,188	0,613	-0,279	1,019
	EMR-P-GIALLO2	2,691	0,354	0,168	1,348

	EMR-P-GIALLO3	3,291	0,498	-0,213	1,007
EMR-P-VERDE	EMR-P-VERDE1	2,678	0,245	0,089	0,897
	EMR-P-VERDE2	2,658	0,235	-0,021	0,770
	EMR-P-VERDE3	3,111	0,640	-0,180	0,993

Le percentuali delle classi granulometriche rinvenute nelle varie repliche dei campioni sono riportate in

Figura 39 (ed in Appendice 11.2.1.1: Analisi PRE trattamento).

I valori ricavati dalla media dei vari sottogruppi, si possono riassumere nel seguente modo:

- EMR-P ROSSO: da 49 a 65% di sabbia e da 34 a 50% di limo e argilla (e si classificano come "sabbia fine"(Folk and Ward, 1957);
- EMR-P GIALLO: dal 23 al 26% di sabbia e da 74 a 77% di limo e argilla (e può essere classificato come "limo fine"(Folk and Ward, 1957);
- EMR-P VERDE: dal 40 al 55% di sabbia e dal 44 al 60% di limo e argilla (e si classificano come "sabbia fine"(Folk and Ward, 1957).

Da questi valori si evince che i campioni EMR-P-ROSSO sono caratterizzati mediamente da valori percentuali più alti della frazione sabbiosa e rispettivamente più bassi della frazione siltoso-argillosa. I campioni di questa categoria sono molto simili a quelli della categoria EMR-P-VERDE, anche se sono localizzati agli estremi delle zone caratterizzate, ossia nell'area portuale più interna e nella zona di avamposto. I campioni prelevati nella zona centrale del Canale Candiano, corrispondenti ai sedimenti EMR-P-GIALLO, presentano invece percentuali elevate della frazione fine a discapito della frazione sabbiosa.

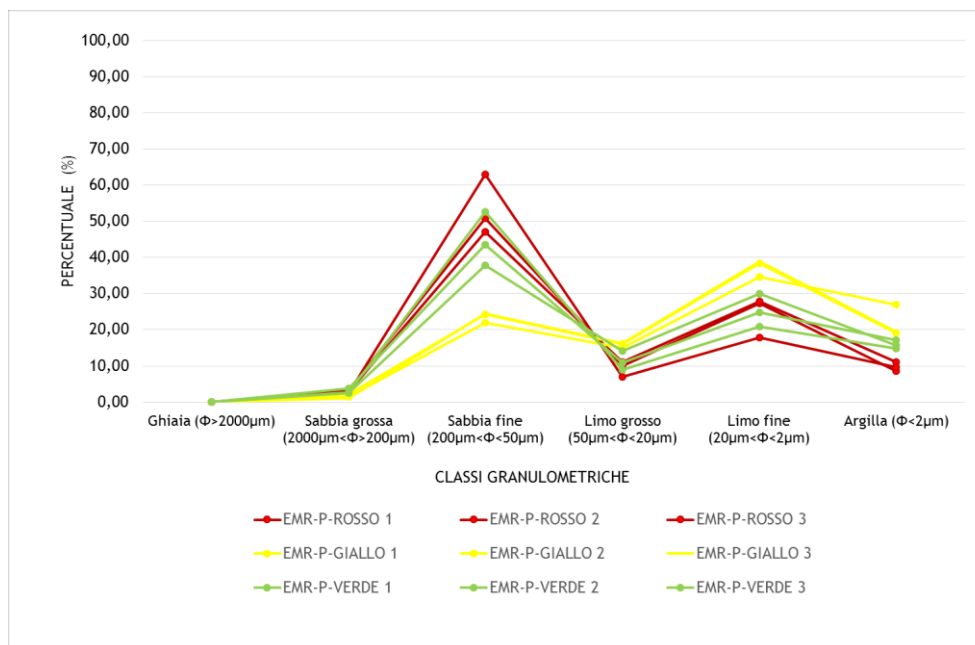


Figura 39: Diagramma delle classi granulometriche rinvenute nelle tre categorie di sedimenti del porto di Ravenna

Le analisi granulometriche sopra illustrate mettono in evidenza l'elevata dispersione dei diametri medi per tutte e tre le aree indagate: infatti essi risultano compresi tra 2,6  $\phi$  e 3,2  $\phi$ . I campioni prelevati dallo stesso dragaggio ricadono in un ampio range e la dispersione mostra variazioni da sedimenti molto ben classati (0,2  $\phi$ ) a moderatamente classati (0,8  $\phi$ ). Per comprendere la causa di tale dispersione si deve anticipare la considerazione relativa alla presenza di sostanze organiche bituminose (Figura 44), che interessano tutte e tre le aree, e, in maniera rilevante, la presenza di Benzo pirene, Benzo perilene e Crisene. Gli IPA possono influire sulla rappresentatività dei campioni, anche quando si procede con campionature che, secondo i criteri normativi vengono condotte con metodi statistici. Nel caso specifico i volumi dragati di 10 m<sup>3</sup> (campionati e quartati secondo D.M.161/2012), in presenza di inquinanti organici non hanno raggiunto una omogeneizzazione completa, data la concentrazione di idrocarburi che creano aggregati. Inoltre, i sedimenti di ogni sito hanno alternanze di livelli più sabbiosi e livelli invece a prevalenza limosa, che riflettono la sedimentazione all'interno dell'area portuale ed, in presenza di sostanze colloidali bituminose, sono difficili da omogeneizzare nel sedimento umido. Questi aggregati hanno influito sui risultati per cui si constata una eterogeneità tessitura significativa, che si riflette anche sul chimismo.

E' dunque emerso che per accertare la reale condizione di inquinamento, oltre alla quartatura in situ, sarebbe opportuno definire procedure standard che prevedono un maggior numero di campionamenti per lo stesso sito, in accordo con quanto è stato effettuato per questa ricerca. Ai fini della valutazione, i sedimenti sono stati sottoposti ad una serie di repliche delle analisi sedimentologiche e le stime sono state effettuate con criteri statistici.

#### 5.1.1.1.2 Caratterizzazione geochemica dei campioni

Questa indagine mira a caratterizzare i campioni e a verificare eventuali influenze della granulometria sulla composizione, a causa della propensione della frazione fine ad adsorbire eventuali contaminanti presenti.

Per la caratterizzazione composizionale dei campioni si è proceduto alla determinazione dei metalli pesanti in traccia all'interno dei sedimenti, mediante determinazione ultratraccia in ICP-MS. Le analisi in ICP-MS sono state eseguite presso i laboratori del CRSA di Medingegneria di Ravenna nell'ambito delle attività del progetto LIFE + SediPortSil e rese disponibili dal capofila del Progetto.

Le analisi sono state eseguite sia su campioni tal quali, che sulle due frazioni granulometriche recuperate al termine delle analisi tessiturali: da una parte la frazione costituita da clasti di diametro superiore a 63  $\mu\text{m}$ , corrispondente alle sabbie, dall'altra la frazione costituita da clasti di diametro inferiore a 63  $\mu\text{m}$ , corrispondente alla frazione di silt ed argilla.

Per verificare in maniera diretta la relazione tra le concentrazioni e le caratteristiche chimico-tessiturali dei sedimenti campionati, si è scelto di plottare su diversi diagrammi cartesiani, per ogni campione, le concentrazioni dei principali metalli pesanti in funzione della frazione di sedimento sabbioso e pelitico. Le concentrazioni dei metalli rinvenute nelle due frazioni sono state rapportate alle concentrazioni degli stessi componenti nel campione tal quale, in modo da verificare graficamente le differenze di contenuti di sabbia e pelite.

Dai risultati delle analisi chimiche rappresentati mediante diagrammi binari di variazione (Figura 40), risulta evidente che il maggiore arricchimento in metalli pesanti è riscontrato nella frazione fine di tutti i campioni analizzati, rispetto alla frazione grossolana dello stesso campione. Questo arricchimento è in particolar modo evidente nei campioni della categoria EMR-P-GIALLO e ROSSO. Le correlazioni positive tra metalli e frazione pelitica sono un indice con cui stimare, a livello qualitativo, il ruolo della frazione pelitica del sedimento nelle dinamiche di adsorbimento dei metalli. Le caratteristiche granulometriche sono quindi rilevanti nella valutazione del grado di contaminazione di inquinanti inorganici.

Nei campioni EMR-P-VERDE, la presenza di abbondanti componenti colloidali di origine organica fa sì che la tendenza ad assimilare metalli sia poco correlata con la frazione fine. Il campione EMR-P-VERDE 1 è interessante per lo studio del ruolo degli IPA nella assimilazione di metalli e, come discusso successivamente, le opzioni di gestione di questo sedimento, secondo il Manuale ICRAM - APAT (2007), sono le stesse dei campioni della categoria EMR-P-GIALLO.

L'unico metallo che non segue le caratteristiche riscontrate di adsorbimento da parte della frazione siltoso-argillosa è il Mercurio. Questo metallo, come si può osservare dalla Figura 40, tende ad essere più concentrato nella sabbia rispetto a limo e argilla.

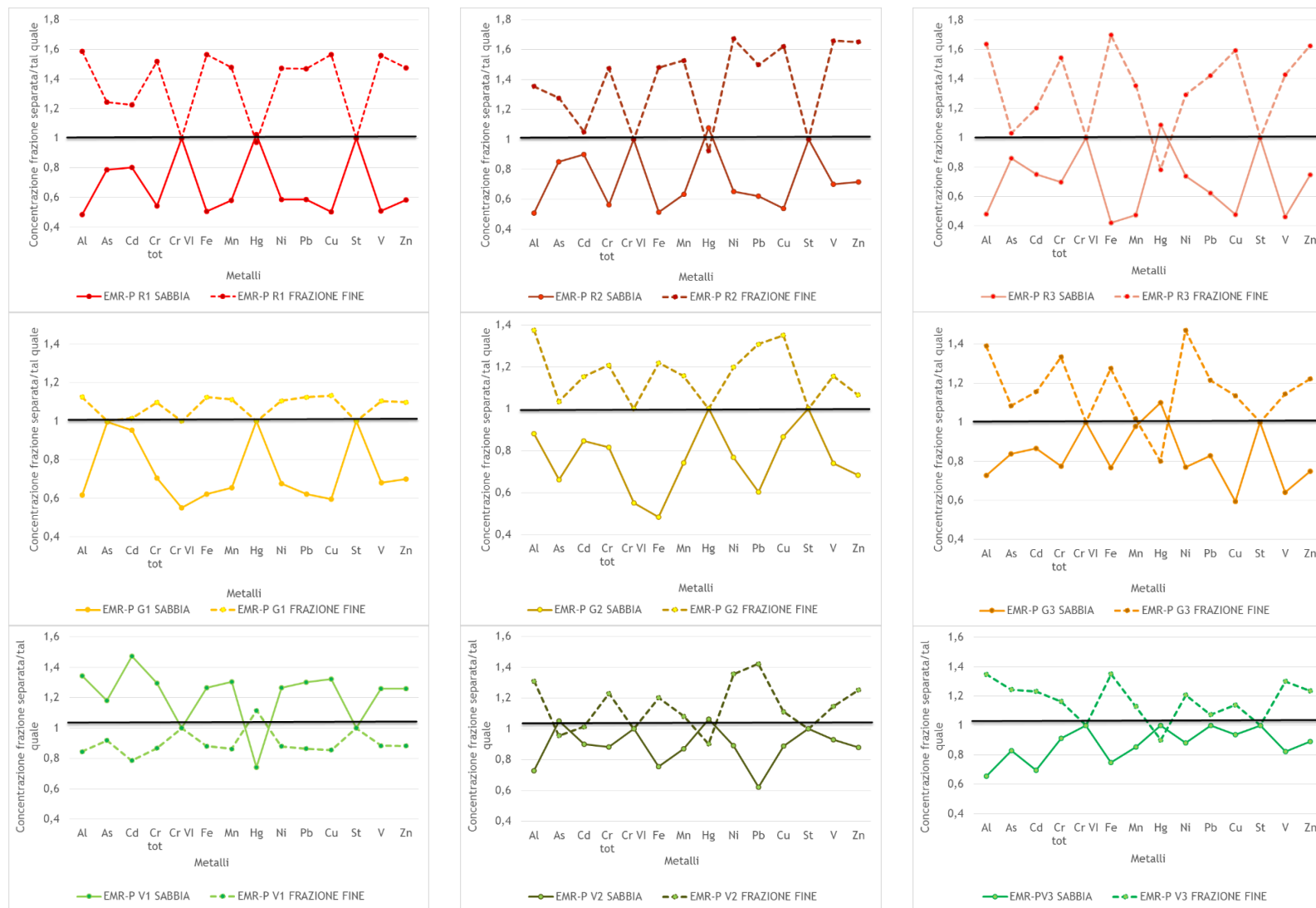


Figura 40: Diagrammi di concentrazione dei metalli sulle frazioni sabbiose e pelitiche in rapporto ai sedimenti tal quale



Stato ambientale dei sedimenti rispetto ai limiti di legge

Considerando le tre categorie di sedimenti raccolti, i risultati delle analisi dei metalli e degli idrocarburi in particolare, permettono di suddividere i sedimenti in base al loro stato ambientale. Il superamento dei limiti rispetto alla tabella 1 colonna A del D.Lgs. 152/2006 è di:

- 1) EMR-P ROSSO: Arsenico, Benzo (g, h, i) perilene, Crisene, PCB, C < = 12 e idrocarburi totali C > 12 (supera anche la tabella B);
- 2) EMR-P GIALLO: Benzo (a) pirene, benzo (g, h, i) perilene, idrocarburi totali C > 12;
- 3) EMR-P VERDE: Benzo (g, h, i) perilene e totali idrocarburi C > 12.

In merito alla contaminazione da metalli, l'unico metallo che supera i limiti della colonna A del D. Lgs. 152/2006 di circa 1,64 volte è l'Arsenico nel campione EMR-P-ROSSO, molto frequente in zone portuali e industriali, come si può apprezzare dalla Figura 41. Rispetto alla colonna B del D. Lgs. 152/2006 non si riscontrano superamenti del limite normativo per le concentrazioni di metalli (Figura 42).

Rispetto alla Tabella 2 del D.M. 367 del 2003, i superamenti del limite imposto si evincono nei campioni EMR-P-ROSSO (per Arsenico, Mercurio e Nichel), e nei campioni EMR-P-VERDE (per Mercurio e Nichel) (Figura 43). I campioni EMR-P-GIALLO non presentano tracce di contaminazione di metalli pesanti.

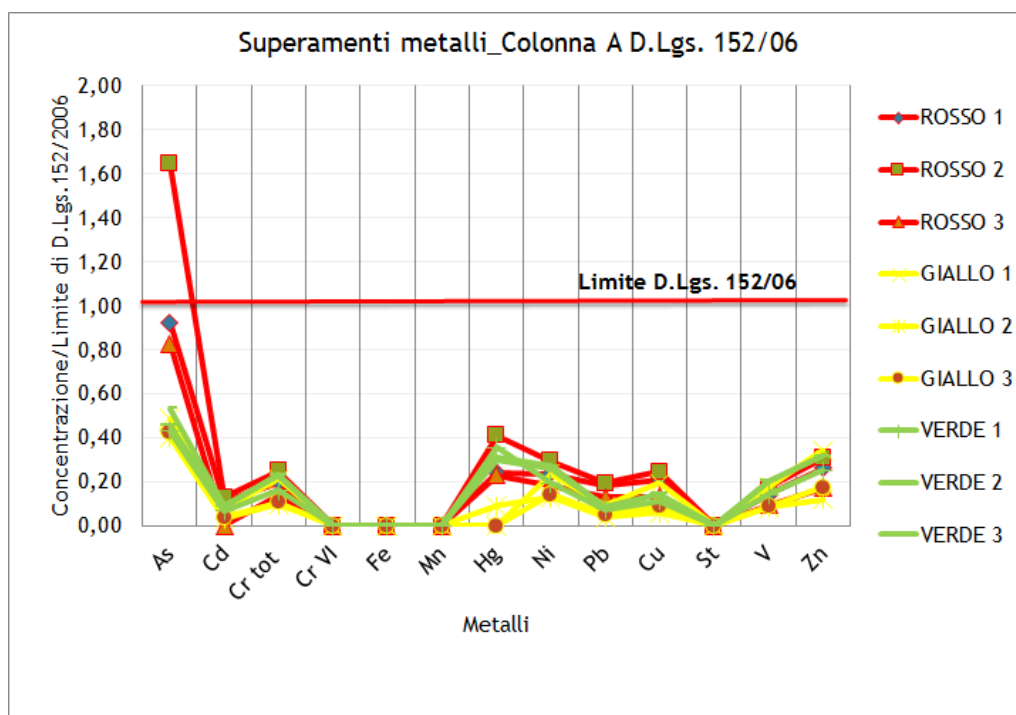


Figura 41: Diagramma dei superamenti dei metalli rispetto alla colonna A del D. Lgs. 152/2006

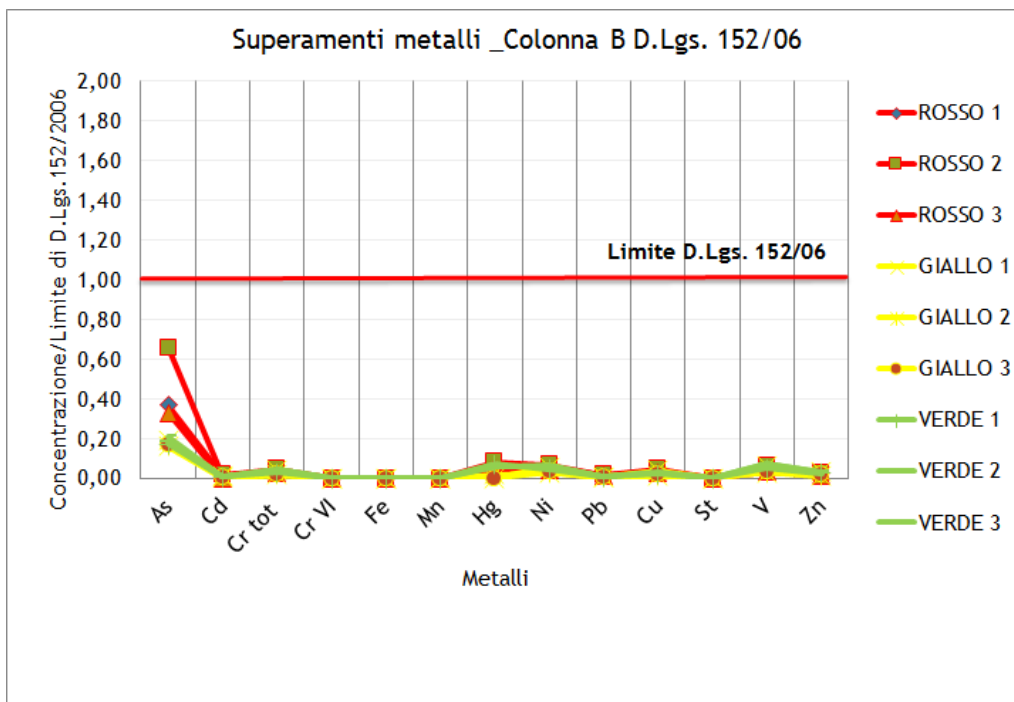


Figura 42: Diagramma dei superamenti dei metalli rispetto alla colonna B del D. Lgs 152/2006

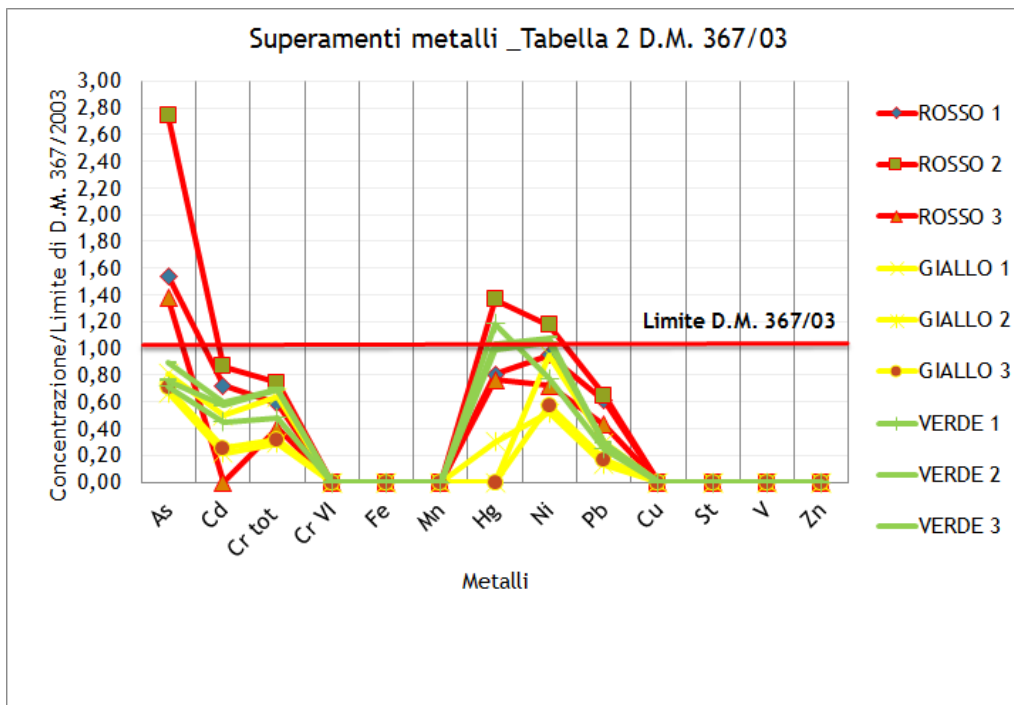


Figura 43: Superamento della concentrazione di metalli nei sedimenti rispetto al D.M. 367/2003

In merito alla contaminazione da Idrocarburi Aromatici, si può notare che tutti i campioni raccolti presentano superamenti del limite della colonna A del D. Lgs. 152/2006 per Benzo

pirene, Benzo perilene e Crisene, da 1,01 a 1,93 volte (Figura 44). Non vi sono, invece, superamenti dei limiti degli Idrocarburi Aromatici della colonna B del Decreto (Figura 45).

Considerando la Tabella 2 del D.M. 367 del 2003, gli Idrocarburi Aromatici mostrano superamenti importanti, fino a 5 volte i limiti imposti, per tutti gli Idrocarburi tranne per il gruppo dei Dibenzo pirene (Figura 46).

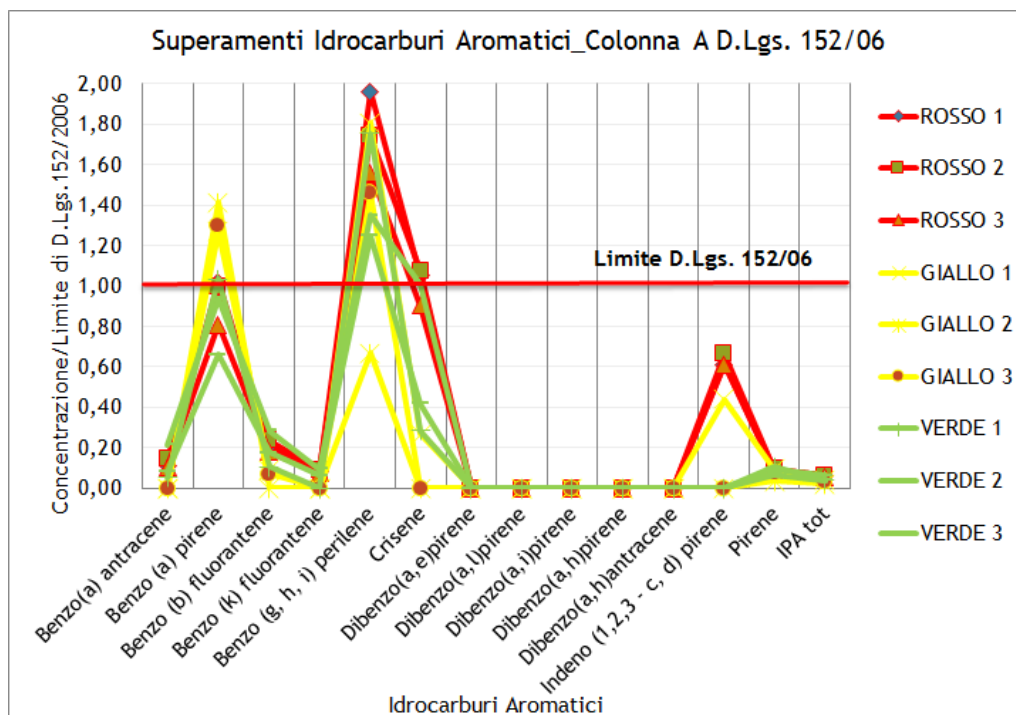


Figura 44: Superamento della concentrazione di Idrocarburi aromatici nei sedimenti rispetto alla Colonna A del D.lgs. 152/2006

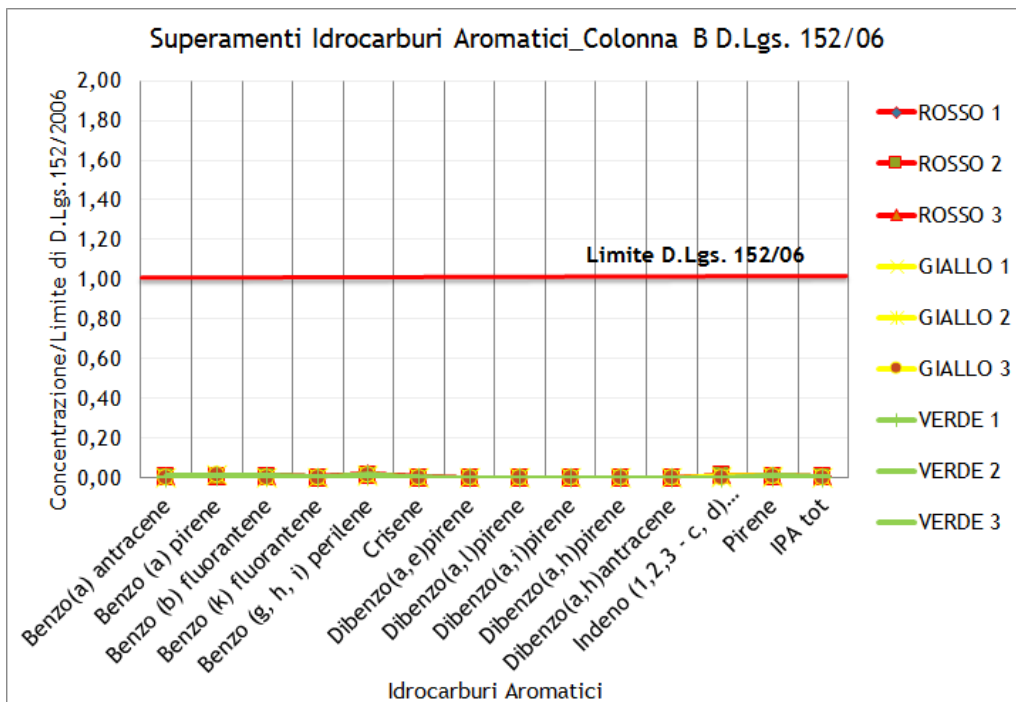


Figura 45: Diagramma dei superamenti degli Idrocarburi Aromatici rispetto alla colonna B del D. Lgs. 152/2006

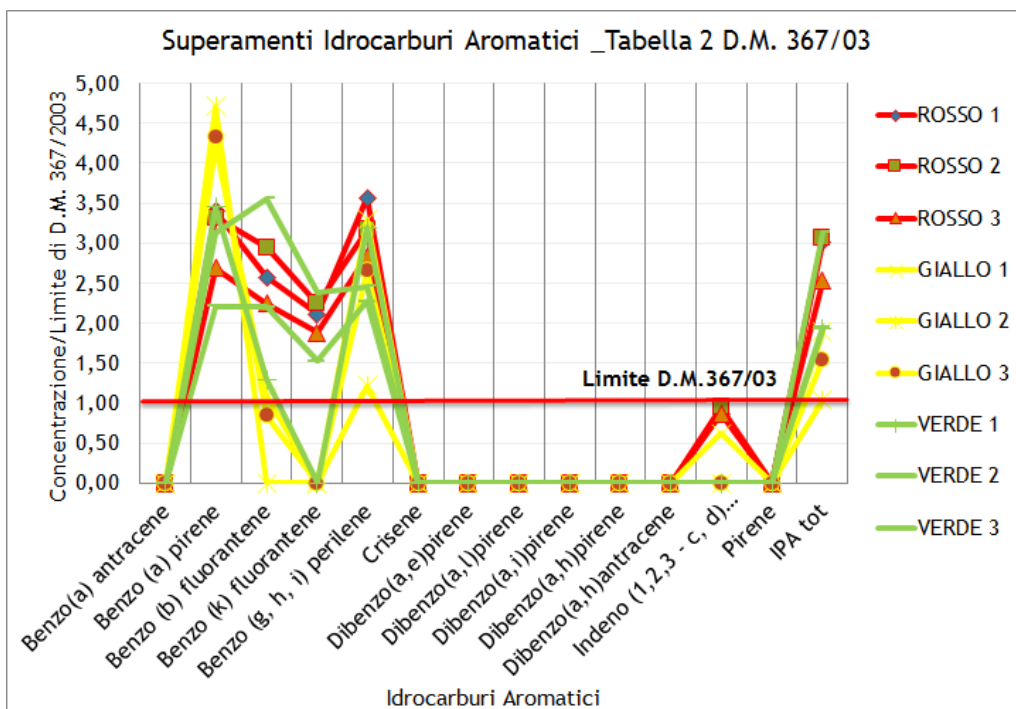


Figura 46: Superamento della concentrazione di Idrocarburi aromatici nei sedimenti rispetto alla Colonna 2 del D.M. 367/2003

Molto concentrate sono, inoltre, le percentuali di altri parametri nei sedimenti raccolti, come descritto dalla Tabella 13, che indicano notevoli concentrazioni di PCB (Poli Cloro

Bifenili) nei campioni EMR-P-ROSSO fino ad 84 volte i limiti di legge, e di Idrocarburi Alifatici, in particolare Idrocarburi C10-C40 aventi superamenti dei limiti in tutti i campioni raccolti rispetto alla colonna A del D. Lgs. 152/2006 (in particolare fino a 28 volte nei campioni EMR-P-ROSSO).

*Tabella 13: Sintesi dei parametri significativi per la classificazione del contesto del Porto Canale di Ravenna (D.Lgs 152/2006 e D.M. 367/2003 per Diossine+Furani e idrocarburi Alifatici). In rosso sono riportati i valori di superamento del limite normativo*

Parametri	Colonna A del D.Lgs. 152/2006			Colonna B del D.Lgs. 152/2006			Tabella 2 del D.M. 367/2003		
	ROSSO	GIALL O	VERDE	ROSSO	GIALL O	VERDE	ROSS O	GIALL O	VERD E
<b>DIOSSINE+FUR ANI</b>									
PCB	5,66	0,67	0,55	0,07	0,01	0,01	84,87	10,04	8,22
C < 12	3,34	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	—	—	—
<b>Idrocarburi C10-C40</b>	28,40	3,02	1,16	1,89	0,20	0,08	—	—	—

#### 5.1.1.1.3 Risultati dei test ecotossicologici

I risultati ecotossicologici sono stati classificati come raccomandato dal "Manuale per la movimentazione dei sedimenti marini" (ICRAM - APAT, 2007). I risultati del saggio biologico con *Vibrio fischeri* (Microtox®) su fase solida, sono stati espressi come STI (Sediment Toxicity Index), che rappresenta la tossicità acuta del campione analizzato rispetto alla tossicità naturale di un campione di riferimento con le stesse caratteristiche granulometriche. La bioluminescenza emessa da una popolazione monospecifica di 106 cellule di batteri Gramnegativi appartenenti alla specie *Vibrio fischeri*, ceppo NRRL-B-11177, viene utilizzata per un saggio a 15-30 minuti per la determinazione della EC50, della EC20 e della diluizione di non effetto (Carlson-Ekvall e Morrison, 1995).

Per l'interpretazione dei risultati ecotossicologici, ogni risposta è stata classificata secondo la Tabella 2.4 del Manuale.

In Tabella 14 si riportano i risultati dei test ecotossicologici dai quali si evince che i test di tossicità sull'Elutriato (*Brachionus plicatilis* sulle alghe verdi *Phaeodactylum tricorutum*) e tutte le prove di tossicità eseguite sul sedimento (batterio *Vibrio fischeri*), hanno mostrato che la maggior parte dei sedimenti sono esposti a tossicità acuta, a causa di livelli di inquinanti organici, e la presenza di arsenico nei sedimenti (EMR-P-ROSSO).

Tabella 14: Test ecotossicologici sui campioni

CATEGORIA	CAMPIONI	<i>Vibrio fischeri</i> su sedimento STI	<i>Brachionus plicatilis</i> Max effetto %	<i>Phaedactylum tricornutum</i> Max effetto % (EC20)	Codice ICRAM
EMR-P- ROSSO	EMR-P- ROSSO 1	2,55	32	43 (15%)	(A-A-B) => B
	EMR-P- ROSSO 2	0,47	0	23 (12%)	(A-A-B) => B
	EMR-P- ROSSO 3	1,41	13	13 (25%)	(A-A-B) => B
EMR-P- GIALLO	EMR-P- GIALLO 1	0,97	35	37 (20%)	(A-A-B) => B
	EMR-P- GIALLO 2	1,45	0	45 (15%)	(A-A-B) => B
	EMR-P- GIALLO 3	0,41	5	57 (20%)	(A-A-B) => B
EMR-P- VERDE	EMR-P- VERDE 1	1,40	17	45 (10%)	(A-A-B) => B
	EMR-P- VERDE 2	1,32	16	13 (-)	(A-A-A) => A
	EMR-P- VERDE 3	0,52	0	17 (-)	(A-A-A) => A

Prendendo in considerazione i due livelli chimici (di Base (LCB) e Limite (LCL)) del Manuale ICRAM - APAT, 2007, si possono ricavare alcuni risultati:

- EMR-P ROSSO: Arsenico e PCB (superano anche LCL), Mercurio, il Benzo (a) pirene. La classificazione è "valore > LCL"
- EMR-P GIALLO: PCB, Benzo (a) pirene, Benzo (a) perilene. La classificazione è "LCB <valore < LCL"
- EMR-P VERDE: PCB, Crisene, Benzo (a) perilene, Benzo (a) pirene. La classificazione è "LCB <valore < LCL".

In Tabella 15 si riporta la classificazione ICRAM - APAT (2007) dei campioni con le relative opzioni di gestione finale dei sedimenti.

Tabella 15: Classificazione dei campioni secondo le opzioni di gestione (ICRAM - APAT, 2007)

CATEGORIA	CAMPIONI	CLASSIFICAZIONE ICRAM	OPZIONE DI GESTIONE
EMR-P-ROSSO	EMR-P-ROSSO 1	<u>B2</u>	1. Riutilizzi a terra (secondo la normativa vigente); 2. Deposizione in bacini di contenimento che assicurino il trattenimento di tutte le frazioni granulometriche del sedimento (incluso il riempimento di banchine).
	EMR-P-ROSSO 2	<u>B2</u>	
EMR-P-GIALLO	EMR-P-ROSSO 3	<u>B2</u>	3. Smaltimento presso discarica a terra.
	EMR-P-GIALLO 1	<u>B2</u>	
	EMR-P-GIALLO 2	<u>B2</u>	
	EMR-P-GIALLO 3	<u>B2</u>	
EMR-P-VERDE	EMR-P-VERDE 1	<u>B2</u>	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.
	EMR-P-VERDE 2	<u>A2</u>	
	EMR-P-VERDE 3	<u>A2</u>	

Sulla base dei risultati delle analisi, si può concludere che i sedimenti raccolti nel Porto di Ravenna presentano le caratteristiche principali che sono necessarie per l'iter di trattamento dei sedimenti e successiva fase di riutilizzo. In particolare, i sedimenti presentano:

- una significativa eterogeneità a granulometria (da sabbia fine a limo fine);
- un diverso livello di contaminazione, principalmente da idrocarburi ( $C > 12$ ), adatto per verificare la capacità di decontaminazione dell'impianto di trattamento;

- alcuni campioni sono affetti da contaminazione ecotossicologica.

Considerando la categoria EMR-P-VERDE, il contenuto di idrocarburi ( $58 \text{ mg kg}^{-1}$  per gli idrocarburi totali e  $0,15 \text{ mg kg}^{-1}$  per il benzo (ghi) perilene), supera il limite inferiore di regolamentazione italiana ( $50 \text{ mg kg}^{-1}$  e  $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ , rispettivamente). In questo caso, il sedimento non può essere classificato come "non inquinato"; nonostante questo, sulla base di tutti i risultati, i sedimenti sono classificabili come rifiuto non pericoloso.

Con le finalità di riutilizzare i sedimenti dragati dopo il trattamento, è importante valutare il contenuto biologico e le risposte ecotossicologiche. I test di tossicità (plicatilis Rotifer Brachionus e alghe verdi *Phaeodactylum tricornutum*) e tutte le prove di tossicità dei sedimenti (batterio *Vibrio fischeri*), hanno mostrato che la maggior parte dei sedimenti hanno tossicità acuta, a causa di livelli organici e della presenza di Arsenico nei sedimenti (categoria EMR-P-ROSSO).

#### ***5.1.1.2 Indagini tessiturali e geochimiche post trattamento di decontaminazione***

I sedimenti trattati sono stati soggetti alle stesse analisi adottate per i sedimenti tal quali. La caratterizzazione dei sedimenti trattati è finalizzata a:

- 1) Valutare la distribuzione di idrocarburi nelle frazioni di sabbia e limo, ottenuti dopo il trattamento;
- 2) Valutare l'effetto del trattamento sulla risposta ecotossicologica, eseguendo i test anche dopo il trattamento, in modo da selezionare la migliore tecnica di decontaminazione;
- 3) Verifica anche della qualità delle acque reflue, utilizzata durante il processo.

Le analisi sono state eseguite secondo il D.Lgs.152 / 2006 (parte IV, titolo V, allegato 5), integrate con le linee guida ICRAM - APAT (2007).

L'applicazione dei tre metodi di decontaminazione selezionati sui sedimenti, rappresentativi delle tre classi di contaminazione (rosso, giallo e verde), ha permesso, grazie alle analisi post trattamento, di ottenere un bilancio dell'efficacia, vantaggi e svantaggi per ogni tipologia dei seguenti trattamenti:

1. soil washing e sorting in prototipo su tutti i sedimenti allo scopo di ottenere 2 frazioni " pulite" (sabbia e pelite), con aggiunta del processo di cella di attrizione sulla frazione sabbiosa;
2. landfarming con aggiunta microbica (inoculo) nella frazione pelitica, al fine di ottenere un'ulteriore riduzione degli inquinanti;



3. fusione con torcia al plasma sui sedimenti nativi e su alcune frazioni in uscita dal prototipo di soil washing, al fine di estrarre silicio dai sedimenti e di produrre restanti rifiuti non pericolosi (scorie).

I dati sedimentologici e geochimici vengono di seguito descritti per ogni tipologia di trattamento e, per meglio comprendere le relazioni fra efficacia della decontaminazione e metodo, vengono forniti i dettagli procedurali di ogni trattamento utilizzato in questo lavoro.

### **5.1.2 Trattamenti di Soil Washing/Sorting - Cella di Attrizione - Landfarming**

Il trattamento di soil washing, applicato ai campioni del porto di Ravenna, è stato eseguito presso l'impianto pilota dell'ex società Diemme Filtration ora Bilfinger di Lugo (RA).

L'impianto pilota industriale è stato utilizzato sulle tre categorie di sedimenti rosso, giallo e verde. La grande variabilità che caratterizza le tre categorie dal punto di vista tessiturale, della quantità e tipo di contaminanti, non ha permesso la decontaminazione completa del sedimento nella frazione fine. A tale scopo, in via sperimentale, sono stati aggiunti al soil washing/sorting altri due trattamenti:

- il trattamento con cella di attrizione delle sabbie, utilizzato per verificare se vi erano ricadute nella concentrazione di metalli pesanti;
- il trattamento di landfarming della frazione fine, necessario per abbattere il carico inquinante ancora presente nella frazione fine dopo il soil washing.

#### **5.1.2.1 Analisi tessiturali**

Le analisi tessiturali condotte dopo il processo di soil washing e sorting, sono state eseguite rinvenendo le percentuali tessiturali al termine del trattamento.

Il lavaggio è stato effettuato all'interno di vagli, disaggregatore e idrociclone, come evidenziato in Figura 47. La separazione della componente sabbiosa da quella fine è stata ottenuta con successive vagliature e dopo il passaggio attraverso idrociclone (recupero sabbia) e sedimentatore (recupero frazione fine), come riportato in Figura 47.

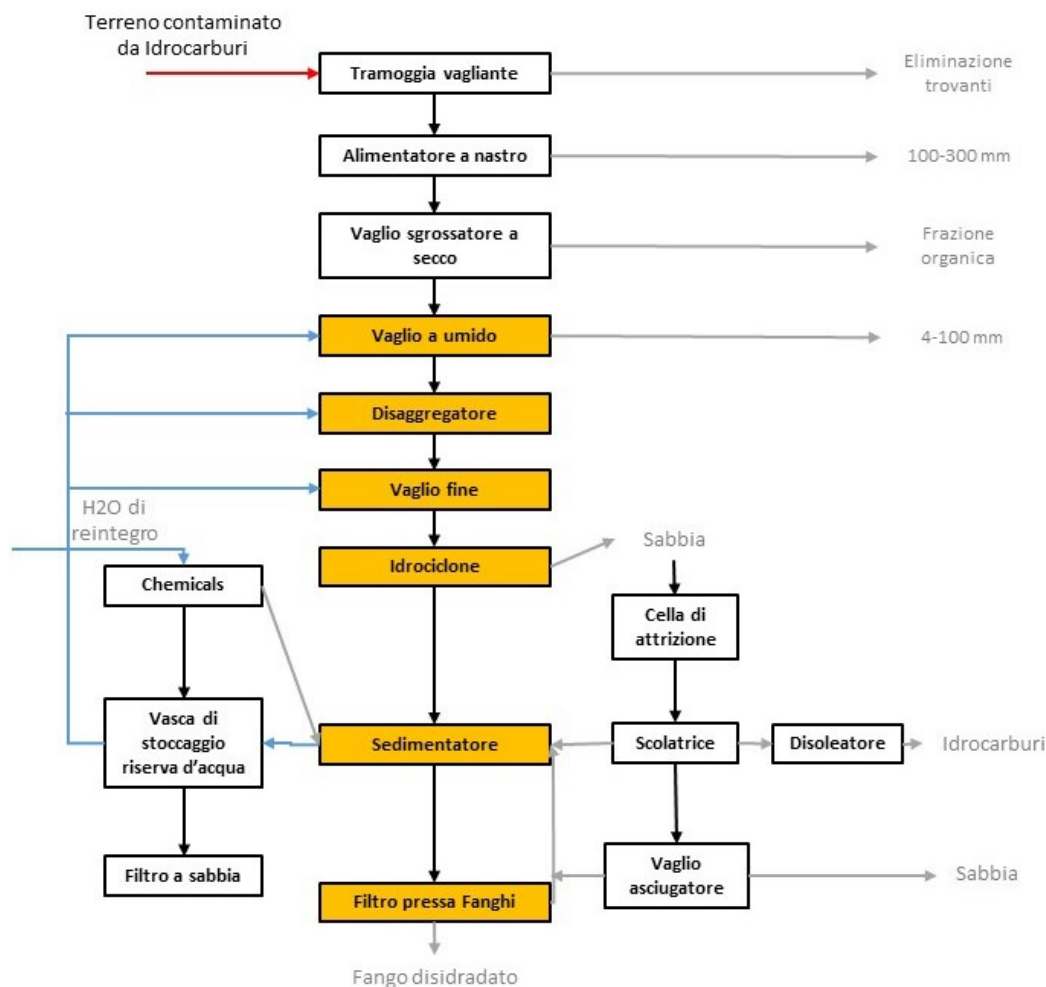


Figura 47: Schema della procedura di separazione delle frazioni granulometriche prevista nell'impianto di soil washing

Dalla separazione delle due frazioni di sedimento (vedere Appendice 11.2.1.2), si osserva che, nonostante la separazione delle due frazioni principali sia stata eseguita con buoni risultati, il processo non è stato in grado di creare due frazioni pure al 100% di sabbia e di frazione fine. Dal grafico di Figura 48, riportante le sabbie separate, infatti si può notare che tutti i campioni presentano percentuali di sabbia dal 75% all'87%, con un minimo percentuale di silt e argilla riscontrata nei campioni EMR-P-GIALLO 3 ed un massimo percentuale riscontrato nel campione EMR-P-GIALLO 1.

Contestualmente, dal grafico di Figura 49 che illustra la frazione fine separata, si evince che i campioni sono costituiti da percentuali di silt e argilla elevati (dal 76% al 93%). Il campione EMR-P-GIALLO 3 è composto, nonostante la separazione, da una percentuale di sabbia del 24% (la più elevata rispetto agli altri campioni), mentre il campione EMR-P-VERDE 3 presenta il 7% di sabbia (percentuale più bassa rinvenuta).

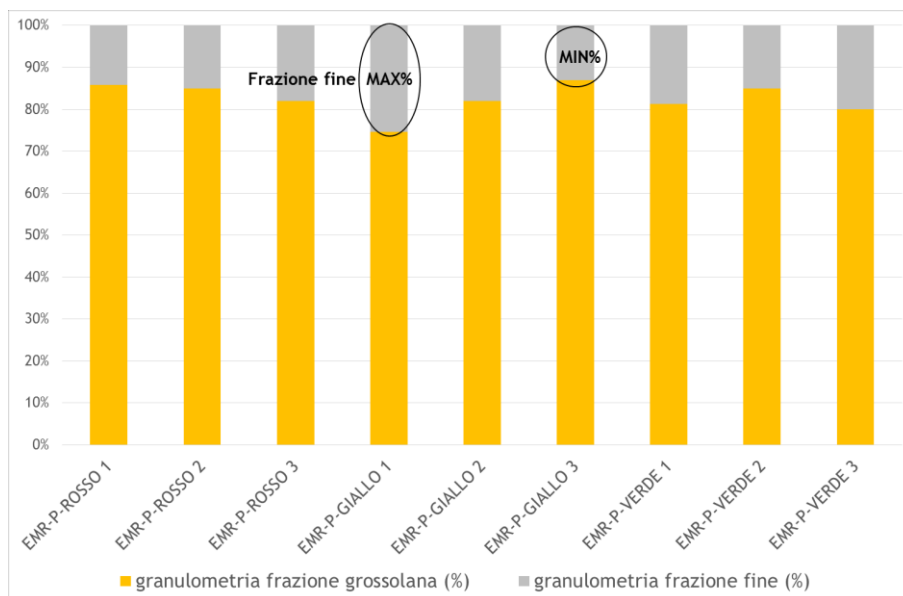


Figura 48: Percentuali tessiturali rinvenute nella **SABBIA** separata dal processo di soil washing

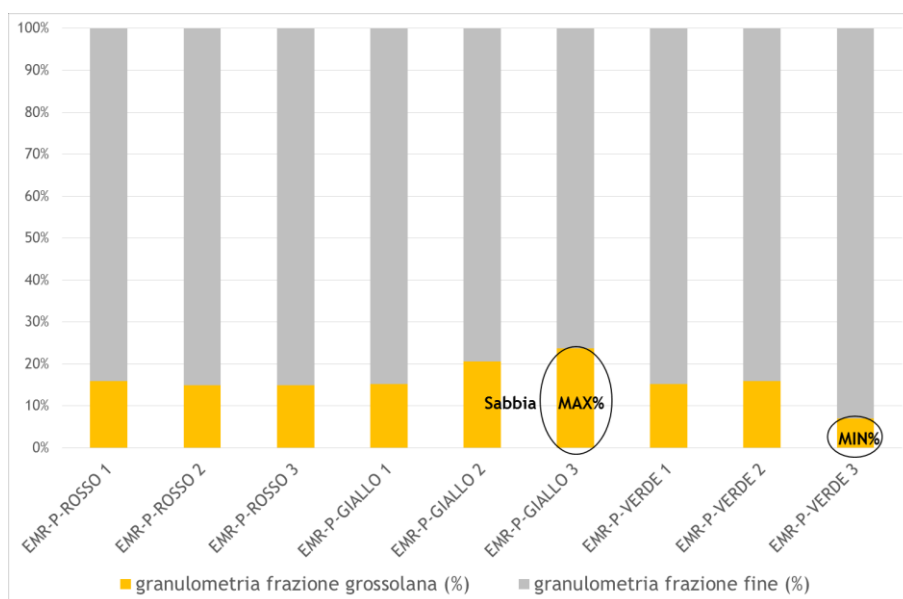


Figura 49: Percentuali tessiturali rinvenute nella **FRAZIONE FINE** separata dal processo di soil washing

### 5.1.2.2 Analisi chimiche a fluorescenza a raggi x

Le analisi condotte con il metodo di fluorescenza a raggi x, sulle frazioni granulometriche del sedimento portuale separato in sabbia e frazione fine, hanno permesso di valutare il contenuto di metalli presenti e degli ossidi principali. I risultati delle analisi sono riportati in Appendice 11.2.1.2 (Analisi a fluorescenza a raggi x POST soil washing).

Sia nelle sabbie che nella frazione fine, sono presenti elevate concentrazioni di  $\text{SiO}_2$  (50,7% sabbie e 44,6% limi e argille), sintomo di sedimenti composti principalmente da quarzo. Il contenuto di  $\text{Al}_2\text{O}_3$ , in contrapposizione a quello della  $\text{SiO}_2$ , presenta maggiori tenori nella frazione fine (in media di 13,9%), e inferiori nelle sabbie (in media 10,9%). Anche il contenuto di  $\text{TiO}_2$  è maggiormente rappresentato dalla frazione fine, e risulta direttamente correlato con il contenuto di  $\text{Al}_2\text{O}_3$ . È elevato anche il contenuto medio del  $\text{CaO}$  (16% sabbie e 11% silt-argilla), da ricondursi a frazioni carbonatiche o di neoformazione (ad es. frammenti conchigliari). L'ossido di Fe ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) è presente mediamente per il 3,7% nelle sabbie e per il 5,6% nei limi, mentre gli ossidi rimanenti si ritrovano solamente in percentuali molto ridotte.

In Figura 50, sono raffigurate le percentuali di ossidi presenti nelle frazioni sabbiose ed in quelle fini. Le analisi sono state replicate due volte.

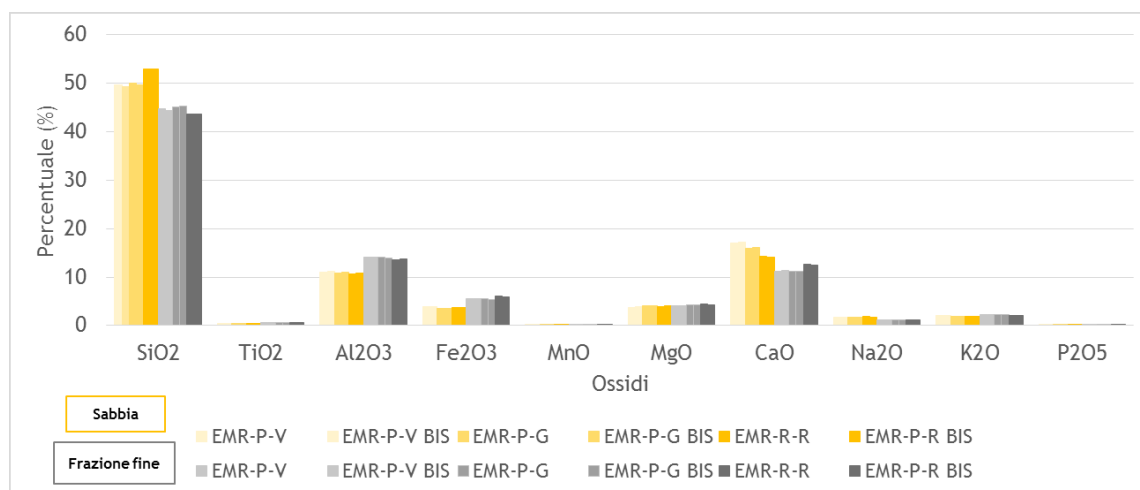


Figura 50: Percentuali di ossidi rinvenute nelle frazioni sabbiose ed in quelle pelitiche dopo soil washing

Osservando i risultati delle analisi per ogni punto di dragaggio, si può notare una generale omogeneità nella percentuale degli ossidi nei campioni verde, giallo e rosso.

### 5.1.2.3 Stato ambientale dei sedimenti trattati con il metodo Soil Washing e Sorting rispetto ai limiti di legge

I metalli pesanti, dopo il processo di trattamento di soil washing, sono completamente rimossi dalla frazione sabbiosa, per cui non sono più presenti contaminazioni superiori ai limiti della Colonna A del D. Lgs. 152/2006 (Figura 51) e ai limiti della Colonna B del D. Lgs. 152/2006 (Figura 52). Sono presenti solamente superamenti dei valori della tabella 2 del D.M. 367/3003 (Figura 53).

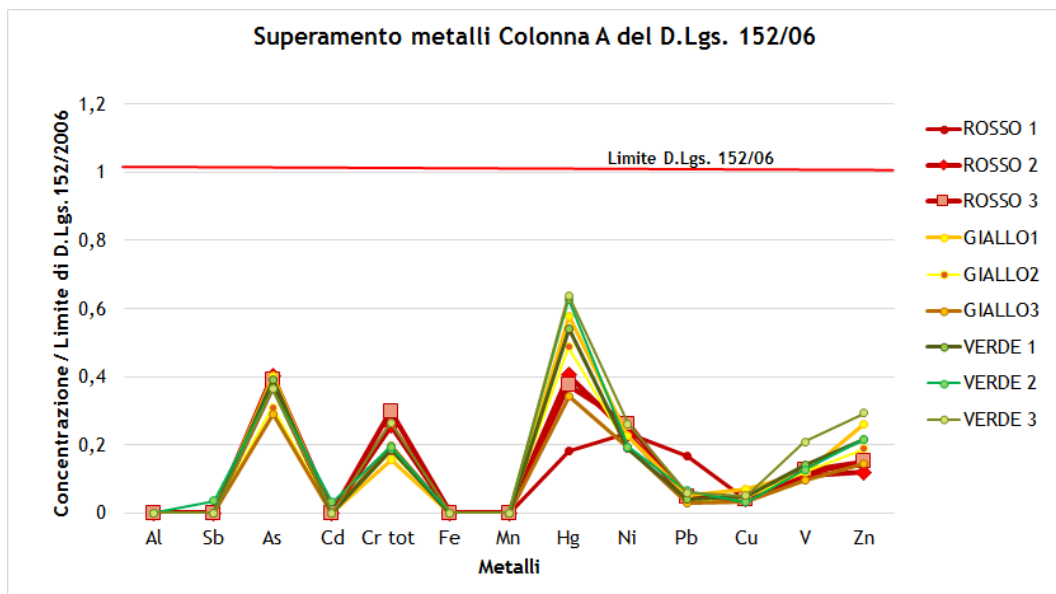


Figura 51: Diagramma dei superamenti dei metalli nella frazione sabbiosa rispetto alla colonna A del D.Lgs.152/2006

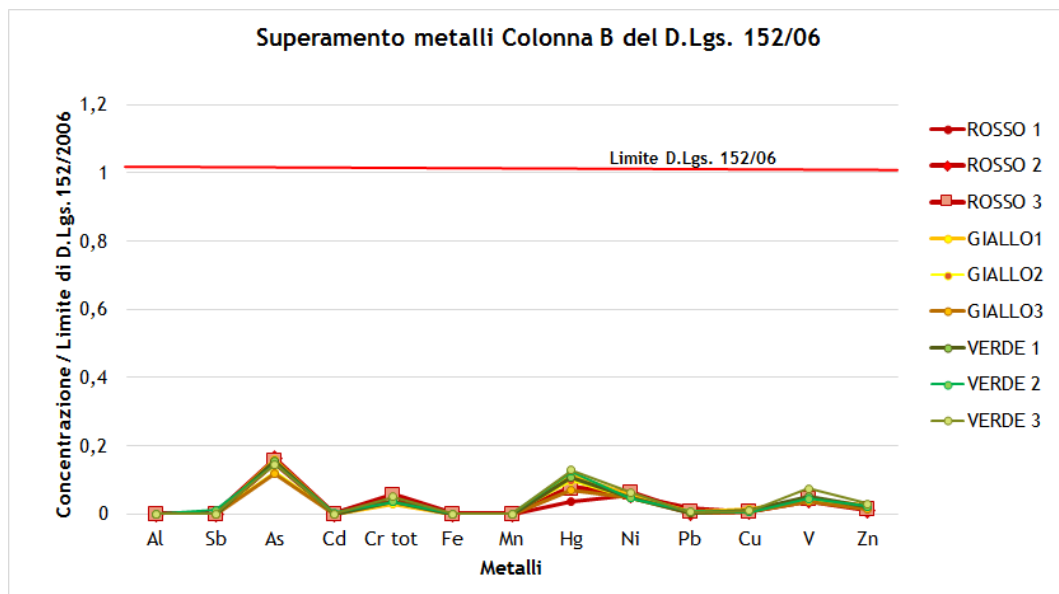


Figura 52: Diagramma dei superamenti dei metalli nella frazione sabbiosa rispetto alla colonna B del D.Lgs.152/2006

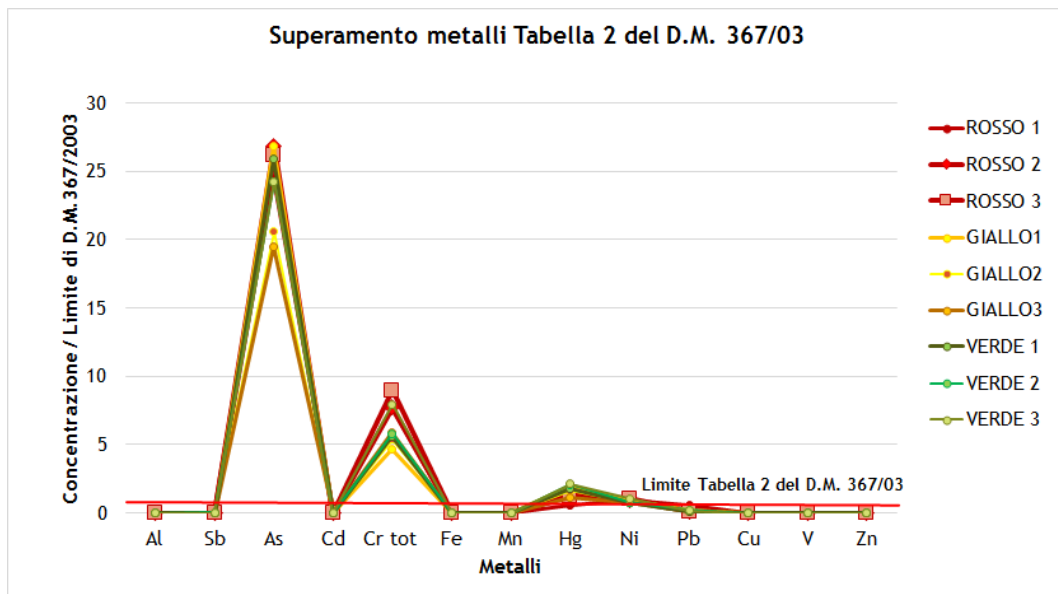


Figura 53: Diagramma dei superamenti dei metalli nella frazione sabbiosa rispetto alla Tabella 2 del D.M. 367 del 2003

In merito ai metalli nella frazione pelitica, è stato analizzato il contenuto solamente nella categoria EMR-P-ROSSO, in quanto era l'unica a presentare contaminazioni nel campione tal quale.

I campioni della categoria EMR-P-ROSSO non presentano superamenti dei limiti del D.Lgs.152/2006 per la colonna A (Figura 54) e per la colonna B del decreto (Figura 55).

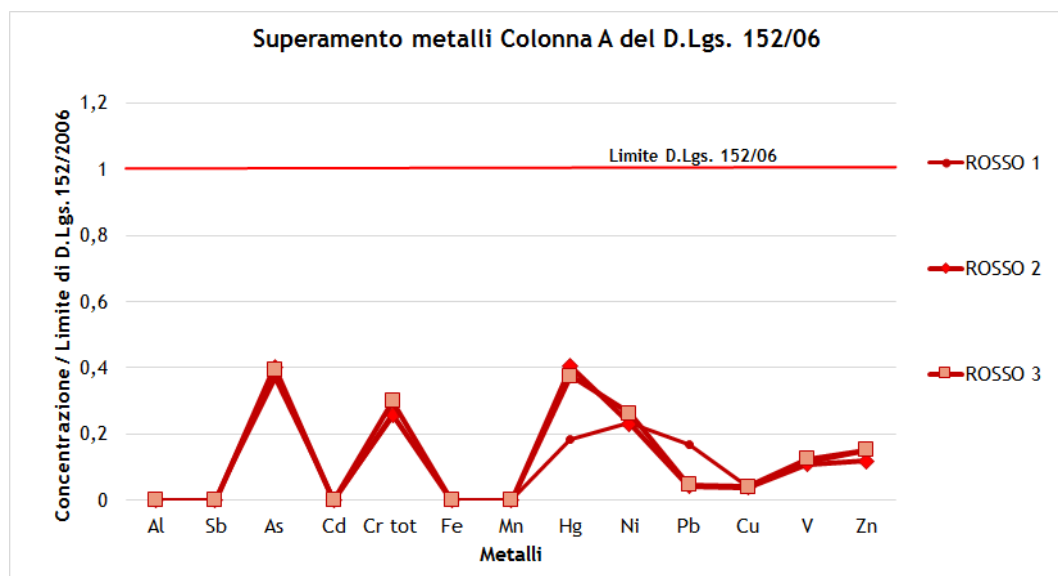


Figura 54: Diagramma dei superamenti dei metalli nella frazione fine rispetto alla colonna A del D. Lgs 152/2006

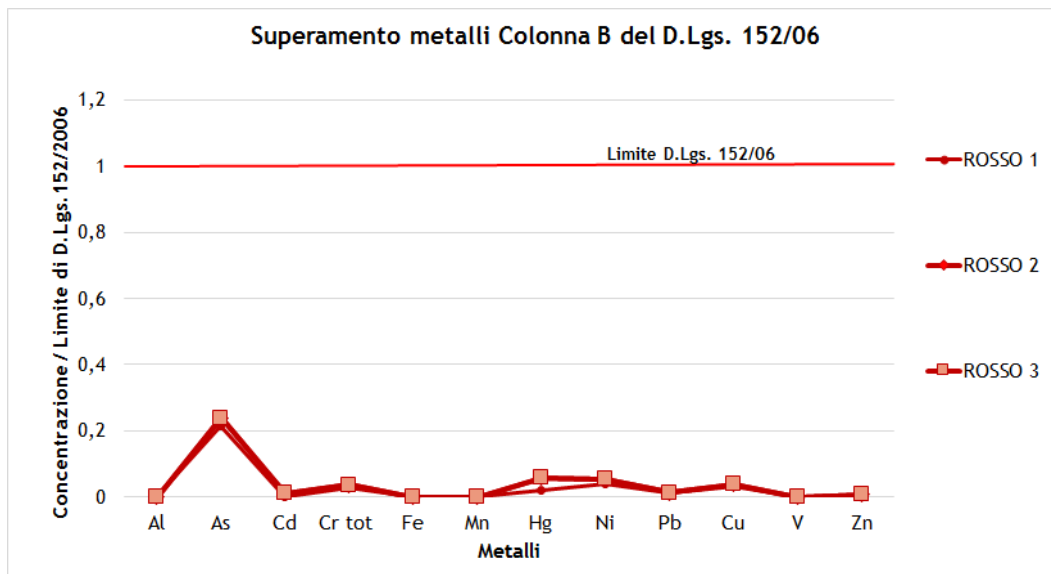


Figura 55: Diagramma dei superamenti dei metalli nella frazione fine rispetto alla colonna B del D.Lgs.152/2006

Le concentrazioni di metalli nelle peliti della categoria EMR-P-ROSSO, invece superano i limiti imposti dal D.M. 367/3003 (Figura 56).

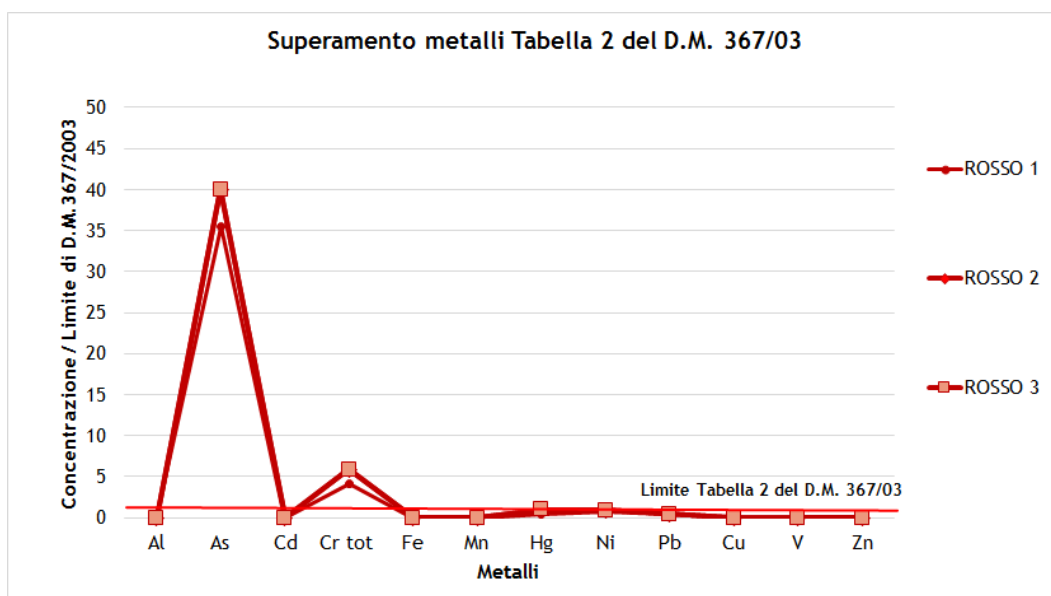


Figura 56: Diagramma dei superamenti dei metalli nella frazione fine rispetto alla Tabella 2 del D.M. 367 del 2003

In Figura 57 si riportano i confronti tra i valori dei metalli riscontrati nelle sabbie e peliti tal quali (in nero) e nella sabbie e peliti in uscita dall'impianto di soil washing (colori

rosso, giallo e verde). Il valore di 1 rappresenta le concentrazioni del campione tal quale di partenza (integro, non separato in frazioni).

Nei campioni della categoria EMR-P-ROSSO si può osservare che i contenuti dei metalli nelle frazioni fini è molto simile al contenuto di metalli nelle frazioni fini di partenza (non trattate), anche se i valori di ogni singolo metallo sono diminuiti. L'unica anomalia riscontrata è quella del contenuto di Mercurio nei campioni EMR-P-R2 e EMR-P-R3, il cui valore supera i contenuti iniziali.

Nelle sabbie di tutte e tre le categorie sono presenti concentrazioni di alcuni elementi che sono affini ai contenuti delle sabbie non trattate, anche se presentano degli incrementi nei valori. Questi elementi sono Alluminio, Arsenico, Cadmio, Rame, Stagno, Vanadio e Zinco.

Altri elementi quali Ferro, Manganese, Cromo Totale e Nichel, invece, presentano degli incrementi nelle sabbie dopo il soil washing in tutti i campioni (ad eccezione dei campioni EMR-P-VERDE 2 ed EMR-P-VERDE 3). Questi metalli pesanti, che da letteratura si legano con le argille, possono indicare una mancanza di separazione totale delle frazioni sabbiose e limoso-argillose, come descritto nel Paragrafo precedente. A causa di una parte di silt e argilla ancora presente nella frazione sabbiosa separata, è possibile che la concentrazione di questi metalli risulti maggiore rispetto alle sabbie tal quali (separate in laboratorio e non in impianto).

I valori di Mercurio in tutti i campioni, ad eccezione di EMR-P-R1, sono molto elevati nelle sabbie dopo il soil washing, ad indicazione che questo elemento si concentra in maniera rilevante nelle sabbie anziché nei silt e nelle argille.



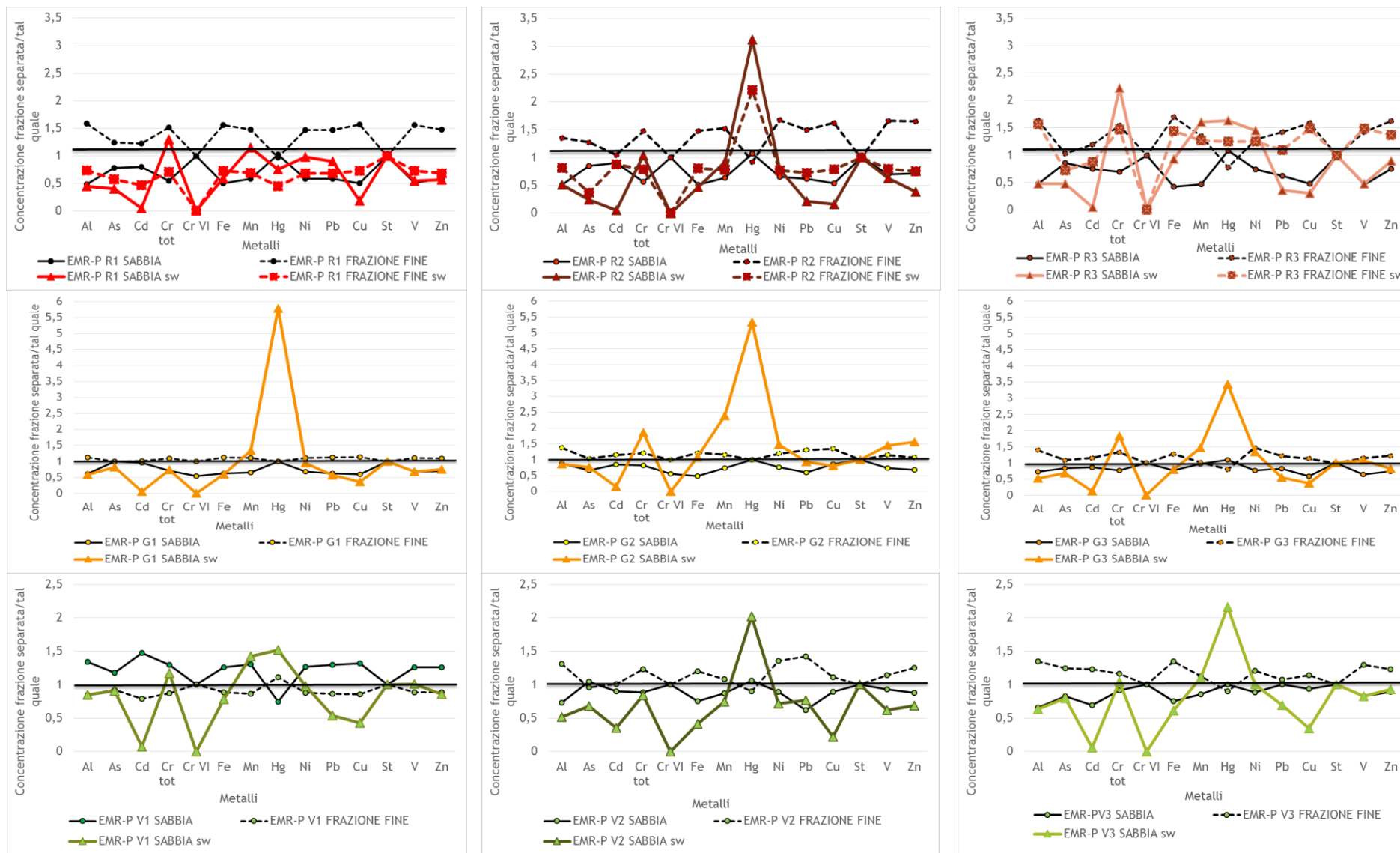


Figura 57: Confronti tra i valori dei metalli riscontrati in sabbie e silt/argille tal quali e in sabbie e silt/argille in uscita dall'impianto di soil washing. Il valore di 1 rappresenta le concentrazioni del campione tal quale di partenza (intero, non separato in frazioni)

Gli idrocarburi, presenti nella frazione sabbiosa, rispettano tutti i limiti normativi di riferimento, quindi, considerando anche i risultati dei metalli, si può affermare che non vi sono contaminazioni nelle sabbie.

Il contenuto di idrocarburi nella frazione fine, invece, è molto rilevante come riportato in Tabella 16 che descrive i superamenti rispetto alla Colonna A del D. Lgs. 152/06. I campioni EMR-P-ROSSO sono caratterizzati dalle contaminazioni maggiori, fino a 44 volte i limiti di legge per gli Idrocarburi C10-C40 e fino a 5 volte i limiti di legge per i PCB. Anche i campioni delle categorie giallo e verde sono molto contaminati, anche se con un ordine di grandezza inferiore rispetto ai campioni della categoria rosso per gli Idrocarburi C10-C40.

Tabella 16: Idrocarburi presenti nella frazione pelitica dopo il soil washing

Idrocarburi Alifatici	ROSSO 1	ROSSO 2	ROSSO 3	GIALLO 1	GIALLO 2	GIALLO 3	VERDE 1	VERDE 2	VERDE 3
Idrocarburi C10-C40	44,92	44,04	44,04	4,88	4,02	5,00	2,70	2,84	2,88
PCB	5,67	5,33	5,33	3,67	3,67	3,67	3,00	3,00	3,00

Il confronto dei risultati chimici con limiti imposti dalla Tabella 1 del D.Lgs.152/2006 e da ICRAM - APAT (2007), permette di classificare le frazioni granulometriche come segue:

- la frazione sabbiosa, in cui non sono presenti superamenti rispetto ai limiti imposti, ricade per tutti i campioni nella classificazione ICRAM A1 o A2 (riuso per ripascimenti, ripristini ambientali, deposizione in mare, tombamenti di aree portuali, ricostruzione di spiagge sommerse);
- la frazione fine è suddividibile in due parti:
  - i campioni rossi ricadono, come visto anche prima dei trattamenti, sempre nella classificazione B2 (riuso a terra, deposito a terra in casse di colmata con impermeabilizzazione del fondo);
  - i campioni gialli e verdi, invece, ricadono nella classificazione A2 (riuso a terra e scarico a mare).

In definitiva, la frazione pelitica dei sedimenti EMR-P-ROSSO, rimane la più contaminata anche dopo il soil washing ed il sorting.

### 5.1.3 Cella di attrizione

Questo metodo è stato adottato solo per il trattamento della frazione sabbiosa in quanto è dimostrato dalla letteratura che questo metodo è efficace per campioni con concentrazione delle sabbie > del 70% (Poviani e Poviani, 2008). Nel caso in considerazione le sabbie sono state ottenute mediante trattamento con idrociclone (Figura 58). Questo metodo sfrutta sfregamento e abrasione tra le particelle per distaccare i contaminanti che aderiscono elettrostaticamente in modo coesivo sulle superfici delle particelle sabbiose.

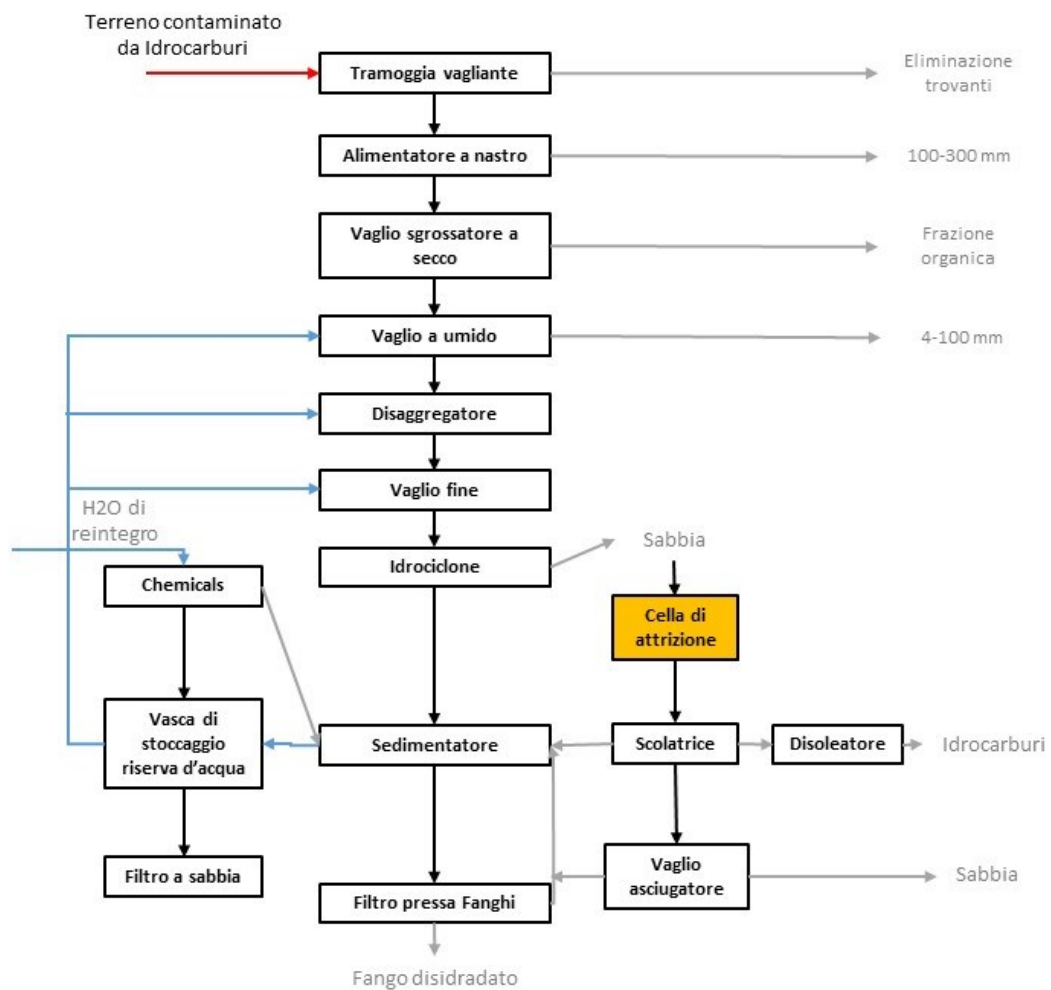


Figura 58: Schema dell'impianto di trattamento in cui si evidenzia la cella di attrizione

I parametri tessiturali delle sabbie, dopo il processo di attrizione, sono uguali a quanto riportato in Appendice 11.2.1.2 in “Percentuali delle frazioni sabbiosa e pelitica rinvenute nei campioni portuali”.

A seguito di questo tipo di trattamento, il contenuto di metalli nelle sabbie è variato. Gli incrementi maggiori dopo l'attrizione per i campioni della categoria EMR-P-VERDE si riscontrano nelle concentrazioni di Cromo totale, Manganese, Vanadio, mentre i

decrementi sono presenti per Alluminio, Arsenico, Ferro, Mercurio, Nichel, Piombo, Rame e Zinco (Figura 59).

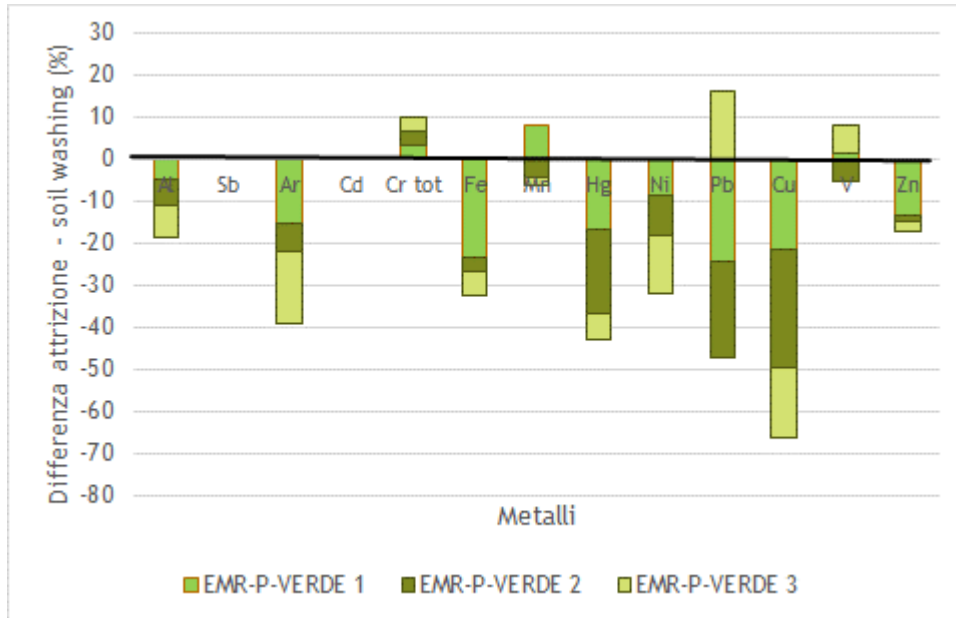


Figura 59: Differenza tra i contenuti di metalli dopo il processo di attrizione e i contenuti dopo il processo di soil washing, riportati in percentuale per il campione EMR-P-VERDE

Nella categoria EMR-P-GIALLO, si riscontrano sia incrementi che decrementi degli stessi metalli pesanti, a parte per le concentrazioni di Alluminio e Arsenico che sono solo in diminuzione in tutti i campioni gialli (Figura 60). Per la categoria EMR-P-ROSSO (Figura 61) si riscontra un incremento rilevante delle concentrazioni di Mercurio, Cromo totale e Vanadio, corrispondenti ai sedimenti più contaminati. Le riduzioni principali nelle concentrazioni si riscontrano per Alluminio, Piombo e Rame.

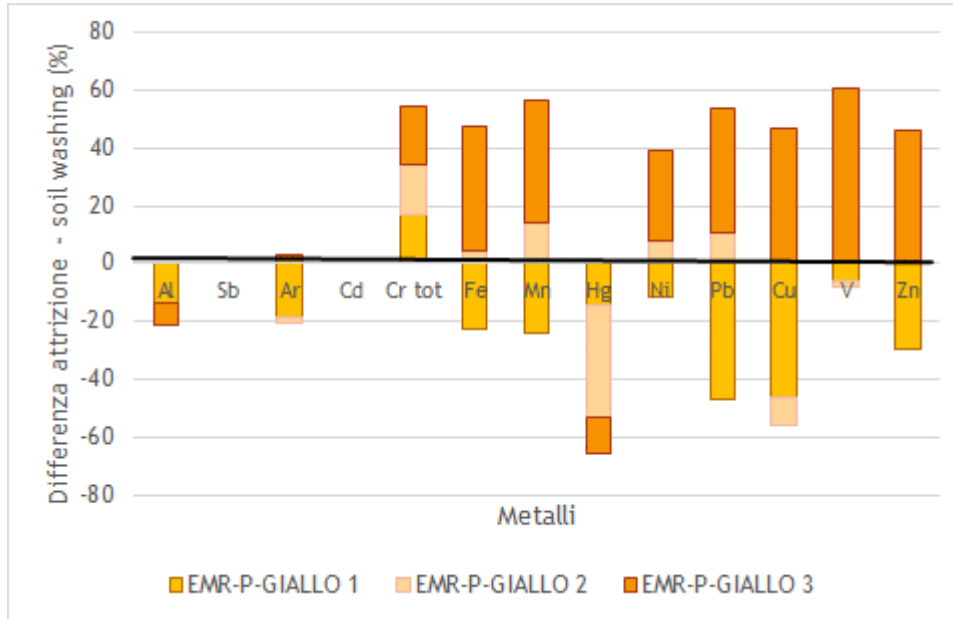


Figura 60: Differenza tra i contenuti di metalli dopo il processo di attrizione e i contenuti dopo il processo di soil washing, riportati in percentuale per il campione EMR-P-GIALLO

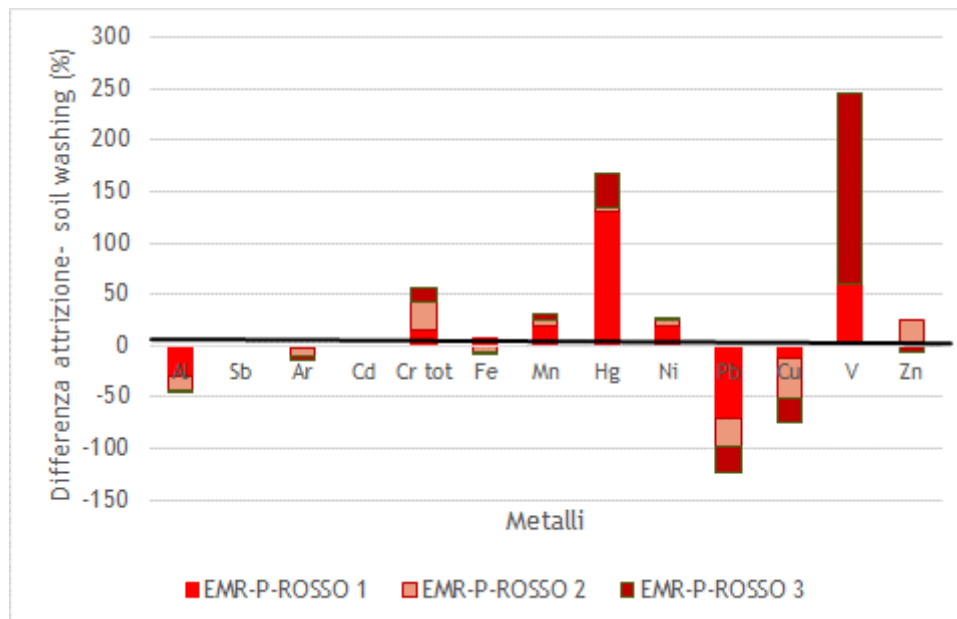


Figura 61: Differenza tra i contenuti di metalli dopo il processo di attrizione e i contenuti dopo il processo di soil washing, riportati in percentuale per il campione EMR-P-ROSSO

Le analisi ecotossicologiche, eseguite su *Vibrio Fischeri*, *Brachinous Plicatillis* e *Phaedactylum tricornutum*, mostrano inibizione della bioluminescenza dei batteri luminescenti (*Vibrio fischeri*) sempre maggiore nelle sabbie rispetto alle peliti, per i sedimenti di tutte le categorie. La classificazione ICRAM - APAT (2007) per sabbie e

frazione fine ricade sempre alla categoria B, ad eccezione della frazione sabbiosa del campione EMR-P-GIALLO che ricade nella categoria A.

#### 5.1.4 Landfarming

Il trattamento di landfarming sulla frazione limoso-argillosa consente di ridurre significativamente la concentrazione di composti organici. Il trattamento di decontaminazione con landfarming è stato eseguito su nove campioni (tre frazioni fini per le tre categorie) precedentemente trattati in con soil washing. I risultati delle analisi si dividono in:

- risultati chimici per la degradazione del contenuto di inquinanti;
- risultati microbiologici ed ecotossicologici.

Il processo di Landfarming, essendo svolto con semplice aggiunta di batteri inoculati nel sedimento, non ha conseguenza dal punto di vista tessiturale sulla frazione trattata, pertanto i risultati delle analisi tessiturali dopo il trattamento di soil washing si possono ritenere validi anche per questo processo di decontaminazione.

Il processo di landfarming è consistito in 6 fasi (1 iniziale e 5 fasi di processo), seguendo la successione riportata in Tabella 17.

*Tabella 17: Fasi del processo di Landfarming*

Fasi del processo	Data di campionamento	Tempo di processo (giorni)
Fase 1 (T0)	30/08/2011	0
Fase 2 (T1)	06/09/2011	7
Fase 3 (T2)	14/09/2011	15
Fase 4 (T3)	20/09/2011	21
Fase 5 (T4)	20/10/2011	51
Fase 6 (T5)	24/11/2011	86

Alla fase 4 è stata effettuata una setacciatura delle frazioni fini a secco, allo scopo di incrementare la distribuzione dell'ossigeno nella frazione trattata e migliorare i tassi di degradazione dei contaminanti ad opera dei batteri.

Considerando l'aggiunta di acqua durante il processo di inoculazione di batteri, l'umidità di tutti i campioni risulta omogenea (70-75%) e costante durante lo svolgimento. Il contenuto di acqua è alto, nonostante la procedura di inoculazione si sia svolta correttamente, probabilmente a causa della composizione esclusivamente limosa dei sedimenti. Questo ha comportato la necessità di essiccare e mescolare ulteriormente i campioni.

La quantità di sostanze nutritive, costituite da Azoto ammoniacale, Azoto nitroso, Azoto nitrico, durante tutto il processo di degradazione sono abbondanti e non raggiungono mai livelli di insufficienza.

Nella frazione fine del campione EMR-P-ROSSO è presente un decadimento significativo di Fosforo totale, mentre per le frazioni delle categorie giallo e verde, la diminuzione iniziale non è stata confermata nei passi seguenti. Questa diminuzione iniziale è stata osservata anche in due repliche aggiuntive, probabilmente a causa dell'elevato contenuto di acqua che può aver influenzato il campionamento o la procedura analitica.

Per quanto riguarda gli idrocarburi totali ( $C > 12$ ), i tre tipi di frazione fine trattati, differiscono sia per la velocità di degradazione che per il grado di riduzione.

In Figura 62, sono state riportate le tendenze delle concentrazioni di idrocarburi totali, presenti nei campioni tal quali, nelle frazioni fini provenienti dal prototipo di soil washing (30 giorni prima dei test di landfarming), e le concentrazioni successive al landfarming. La differenza nei tassi di degradazione dei 3 test dipende sia dalla concentrazione iniziale che dalla composizione di idrocarburi totali. Mediando i valori riscontrati si denotano delle riduzioni significative delle concentrazioni di idrocarburi negli 88 giorni di sperimentazione, riassunte di seguito:

- ROSSO: - 34%;
- GIALLO: - 67%;
- VERDE: - 19%.

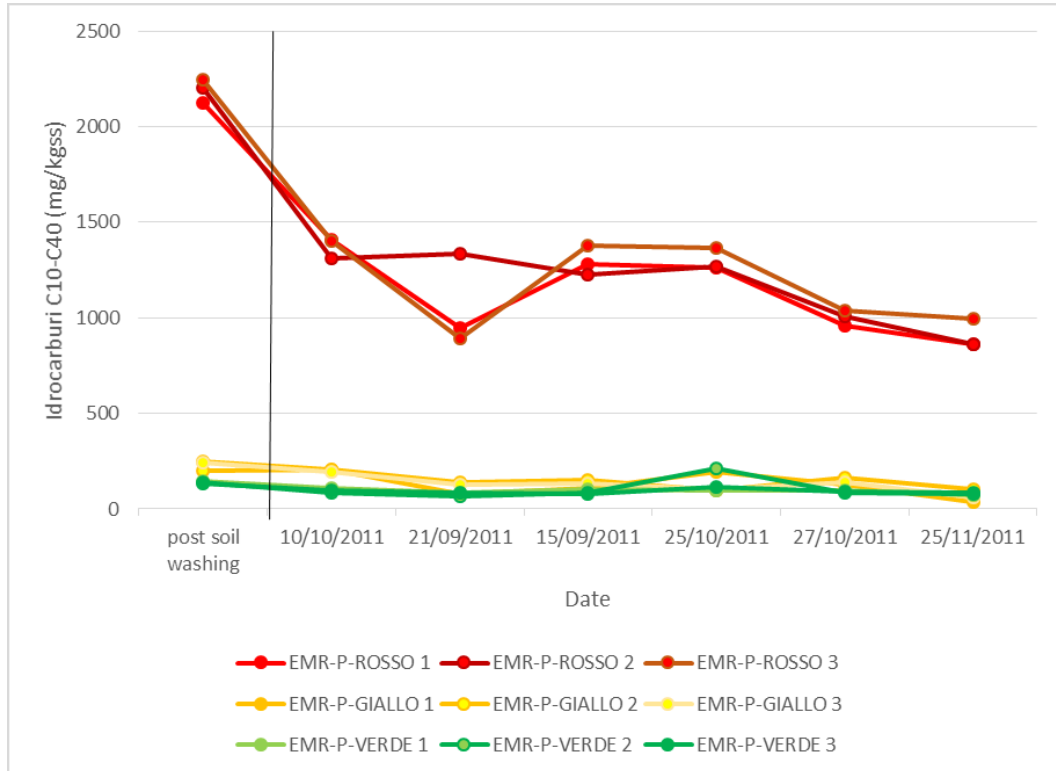


Figura 62: Concentrazione di idrocarburi durante il processo di Landfarming

Questo trattamento ha permesso di ridurre significativamente la concentrazione di sostanze organiche, soprattutto nei campioni della categoria EMR-P-ROSSO e GIALLO. Nonostante il trattamento abbia influito positivamente sulla bonifica dei sedimenti, non è stato possibile migliorare la categoria di classificazione del sedimento rispetto a ICRAM - APAT (2007), in quanto la concentrazione di idrocarburi totali supera ancora i limiti del regolamento italiano.

### 5.1.5 Trattamento di fusione con Torcia al Plasma

Nei laboratori del Dipartimento di Ingegneria Meccanica DIEM dell'Università di Bologna, sono state simulate varie prove per la caratterizzazione della fusione di materiale dragato attraverso l'uso di una sorgente al plasma Tekna (Sherbrooke, Quebec, Canada) modello RF-CS-30. I risultati dei vari test eseguiti, hanno mostrato le risposte nel materiale finale trattato al variare di alcuni parametri fondamentali del processo, quali ad esempio le dimensioni del crogiolo, la distanza tra la coda del plasma e la posizione del crogiolo, e dal volume di materiale trattato.

Come già discusso nel Capitolo 1 al Paragrafo "Trattamento dei sedimenti del presente studio", lo scopo principale di queste prove di laboratorio, è quello di verificare se è possibile l'estrazione del silicio di grado metallurgico dai sedimenti di dragaggio. Lo scopo



secondario è quello di controllare le differenze procedurali e i risultati delle applicazioni del trattamento con torcia al plasma, effettuato sia con un processo di riduzione carbotermica che con un processo di vetrificazione. Nel processo carbotermico, viene aggiunta alla fusione un quantità stechiometrica di carbonio, mentre nel processo di vetrificazione si procede ad una fusione senza aggiunta di carbonio supplementare.

Varie modellazioni e simulazioni numeriche hanno permesso una migliore comprensione dei fenomeni fisici rappresentati da risultati sperimentali di laboratorio e hanno suggerito alcune condizioni operative (in particolare relative alla posizione del crogiolo, alla temperatura e al volume di materiale). In tutte le simulazioni effettuate mediante il modello numerico 2-D a simmetria assiale, sono state prese in considerazione le proprietà di simmetria per accelerare la convergenza finale della fiamma senza alcuna perdita di precisione.

Allo stesso tempo, queste simulazioni hanno permesso di identificare la zona ottimale per posizionare il crogiolo all'interno della camera di reazione. La zona "ottimale" è stata scelta tra la posizione media e quella alta ossia dove presente il miglior compromesso tra la posizione del crogiolo e la temperatura necessaria per fondere il sedimento, senza evaporazione degli elementi principali del materiale (Silicio, Ferro o Alluminio). In tal modo, attraverso una nuova serie di simulazioni, sono stati caratterizzati i diversi parametri delle prove sperimentali con il crogiolo nelle due posizioni, che sono state denominate "Optimal 1" (distanza di 85 millimetri) e "Optimal 2" (distanza di 92 millimetri).

I migliori risultati sono stati ottenuti con il crogiolo di 80 millimetri x 30 millimetri in posizione "Optimal 1" e considerando un volume di materiale 12 cm<sup>3</sup>. La Tabella 18 riporta le condizioni di lavoro ottimali della torcia al plasma. L'Argo è stato utilizzato come gas plasma, mentre una miscela proporzionale di Argo e Idrogeno è stata utilizzata come gas guaina, poiché l'elevata conducibilità termica ed il calore specifico dell'Idrogeno generano un'entalpia di plasma superiore e un flusso di calore maggiore per le particelle. Questi risultati hanno permesso di acquisire alcune importanti conoscenze al fine di ottimizzare rapidamente i principali parametri dei test di laboratorio.

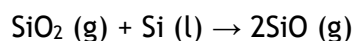
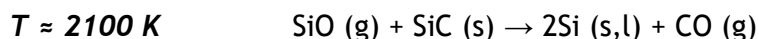
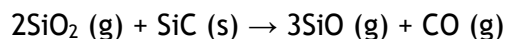
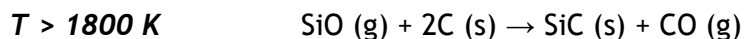
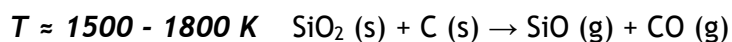
Tabella 18: Condizioni operative della Torcia al Plasma

Condizioni operative della torcia al plasma		
Gas plasma	Argo	15 slpm
Gas guaina	Argo + Idrogeno	30 slpm Ar + 30 slpm H <sub>2</sub>
Gas vettore	Argo	3 slpm
Potenza della piastra	27,30 kW	(7 kV x 3,9 A)
(38)	29,23 kW	(7,9 kV x 3,7 A)
Pressione	14 psi	
Tempo di esposizione	0-5 min: Ar+H <sub>2</sub>	Posizione ottimale (85-92mm)
Volume di materiale	12 cm <sup>3</sup>	
Temperatura	da 5500 K fino a 3000 K nella parte più bassa	

I campioni di entrambi i processi, di vetrificazione e di riduzione carbotermica, sono stati caratterizzati attraverso analisi di microscopia elettronica a scansione (SEM), spettroscopia a dispersione di energia (EDS), fluorescenza a raggi X (XRF) e test di lisciviazione.

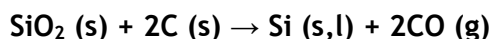
#### 5.1.5.1 Il processo di carboriduzione

Il processo di carboriduzione è stato volto a separare il silicio dal contenuto di silice presentato nei sedimenti. È noto che questo processo si sussegue attraverso più fasi (Enger, 1975; Abdellatif, 2011), soprattutto a causa della diversa distribuzione di temperatura lungo la camera di reazione. Solo considerando un sistema Si - CO, le reazioni intermedie di questo processo con rispettive temperature sono:



Equazione 1

Inoltre, tutti i tipi di sedimenti dragati contengono un gran numero di altri composti, come Ematite (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>), Ossido di Alluminio (Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>), Ossido di Calcio (CaO) o Ossido di Magnesio (MgO), che modificano l'andamento della reazione globale di separazione del silicio. Di conseguenza, la reazione complessiva di riduzione può essere semplificata come segue, al fine di stimare la quantità di carbonio necessario:



*Equazione 2*

Un'elevata concentrazione di sfere metalliche è stata visibilmente osservata dopo la fusione e successivamente analizzata con microscopia SEM/EDS. Il materiale rimanente dopo il trattamento è circa il 60 % del totale, soprattutto a causa di una parziale evaporazione di alcuni elementi volatili ed altri composti formati come conseguenza delle alte temperature della scarica di plasma.

La presenza di elementi metallici, come Ferro e Alluminio, influenza direttamente l'equilibrio termodinamico del processo di riduzione carbotermica, pertanto la complessità della chimica di questo processo è aumentata. Questi elementi consumano infatti, una parte dell'ossigeno presente nel composto di silice. Di conseguenza, la quantità di carbonio da aggiungere ai sedimenti sarà leggermente inferiore rispetto a quello stechiometrico.

#### **5.1.5.2 Il processo di vetrificazione**

Il processo di vetrificazione è stato finalizzato a trattare direttamente, attraverso la sorgente al plasma, i sedimenti di dragaggio al fine di analizzare il materiale di risulta e di controllarne le proprietà di lisciviazione<sup>25</sup>. Questa è una tecnologia nota rispetto alla precedente e poche prove sono state sufficienti a dimostrarne la fattibilità per ottenere un vetro omogeneo, con una separazione parziale di sfere metalliche che si formano sulla superficie del materiale finale. Come atteso, la percentuale del materiale risultante dopo il trattamento termico, circa il 74 %, è maggiore rispetto alle prove di riduzione carbotermica.

In Figura 63 si riportano le immagini di due crogioli contenenti il sedimento fuso. Come è osservabile, i sedimenti che hanno subito il processo di carboriduzione presentano una superficie parzialmente vetrosa e generalmente scoriacea, al contrario dei sedimenti trattati con vetrificazione hanno un aspetto totalmente vetrificato.

---

<sup>25</sup> LA TERMINOLOGIA CHIMICA DEFINISCE IL PROCESSO CONSISTENTE NELLA SEPARAZIONE DI UNO O PIÙ COMPONENTI SOLUBILI DA UNA MASSA SOLIDA MEDIANTE UN SOLVENTE.

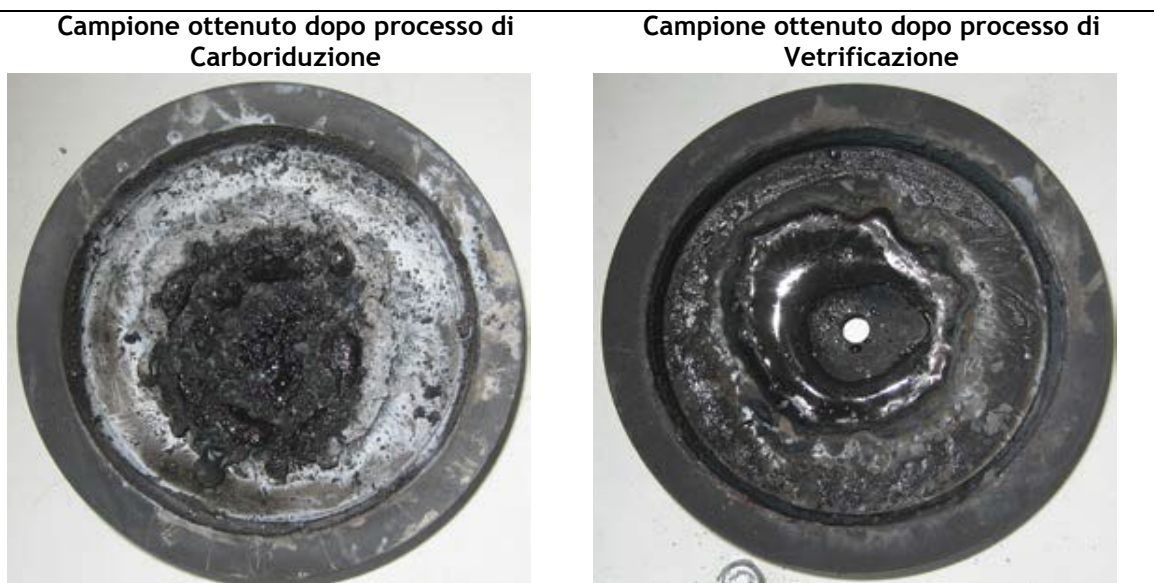


Figura 63: Crogioli contenenti il limo del campione Verde in seguito ai processi di fusione con: carboriduzione (a sinistra) e vetrificazione (a destra)

Le prove di fusione attraverso riduzione carbotermica sono state eseguite sulle tre categorie di sedimento (rosso, giallo e verde). Successivamente le stesse prove sono state effettuate sulle frazioni separate dei campioni dopo il trattamento di soil washing, quindi su sabbie e limo separati. Durante le prove sono state aggiunte differenti concentrazioni di Carbonio. In particolare, per il trattamento di questo tipo di sedimenti, è stata utilizzata una concentrazione leggermente inferiore di Carbonio rispetto a quella stechiometrica. È importante tenere presente che queste prove sono state effettuate con Argo e una miscela di Argo - Idrogeno (H35, il 65 % di Argo e il 35 % di Idrogeno) come gas guaina.

Le prove di fusione con vetrificazione sono state, invece, effettuate solamente sui campioni più contaminati (EMR-P-ROSSO e GIALLO).

#### 5.1.5.2.1 Analisi a fluorescenza a raggi x

I risultati delle analisi sono riportati in Appendice 11.2.1.3 “Analisi a fluorescenza a raggi x dei sedimenti trattati con torcia al plasma”.

Dopo la fusione il contenuto di  $\text{SiO}_2$  nei sedimenti tal quali, generalmente varia dal 42 % (sedimento rosso con 5 g di carbonio e distanza del crogiolo di 92 mm), fino al 55 % (sedimento rosso con 5 g di carbonio e distanza del crogiolo di 85 mm). Questo risultato dimostra che la posizione ottimale del crogiolo è quella di 85 mm, che garantisce una fusione maggiore del sedimento grazie alla minore distanza tra la scarica del plasma e il materiale. Il campione della categoria rosso, dopo la vetrificazione, ha contenuto di 55 %  $\text{SiO}_2$ , quindi molto simile al risultato della carboriduzione.

I sedimenti tal quali della categoria giallo, dopo il processo di carboriduzione, presentano circa il 52% di  $\text{SiO}_2$  (anche con variazioni del contenuto di carbonio da 5 a 7,5 g, per una distanza tenuta fissa di 85 mm). Lo stesso sedimento (EMR-P-GIALLO) trattato con vetrificazione, non mostra grandi variazioni del contenuto di ossido di silicio, che si attesta intorno al 53%.

Considerando solamente la frazione sabbiosa (campione EMR-P-ROSSO), il contenuto di  $\text{SiO}_2$  varia dal 53% (dopo il soil washing) al 66% dopo la riduzione carbotermica.

Allo stesso modo, considerando la frazione fine delle categorie rosso e giallo, si apprezza una variazione del contenuto dal 43% (dopo il soil washing) al 53% dopo il trattamento di carboriduzione.

Questo 10-15 % di aumento permette di supporre che alcuni elementi volatili ed altri composti formati durante la scarica di plasma, siano parzialmente evaporati, e ciò fa sì che la percentuale di ossido di silicio risulti relativamente maggiore dopo la fusione.

Il contenuto di ossido di alluminio dopo la fusione non presenta grandi variazioni nella frazione sabbiosa. Al contrario, la frazione fine mostra un incremento di alluminio dal 134 % (dopo il soil washing), al 15% (dopo la fusione).

Il contenuto di CaO dopo la fusione diminuisce nelle sabbie: dal 14% al 12%, mentre aumenta nella frazione fine dal 12% al 16%.

#### 5.1.5.2.2 Test di lisciviazione

Per verificare il possibile riuso delle scorie residue dopo l'estrazione del silicio, sono stati effettuate delle analisi chimiche su alcuni test di lisciviazione eseguiti secondo Seader et al.,(2001), al fine di verificare la qualità del materiale, considerando i limiti di riferimento della normativa italiana (il D.M. 27/09/2010 per la definizione dei criteri di immissione dei rifiuti nelle discariche e il D.M. 05/04/2006 "Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero").

I risultati chimici sui metalli presenti, hanno permesso di valutare che non vi sono superamenti delle concentrazioni rispetto ai limiti di legge, come si evince dalla Figura 64.

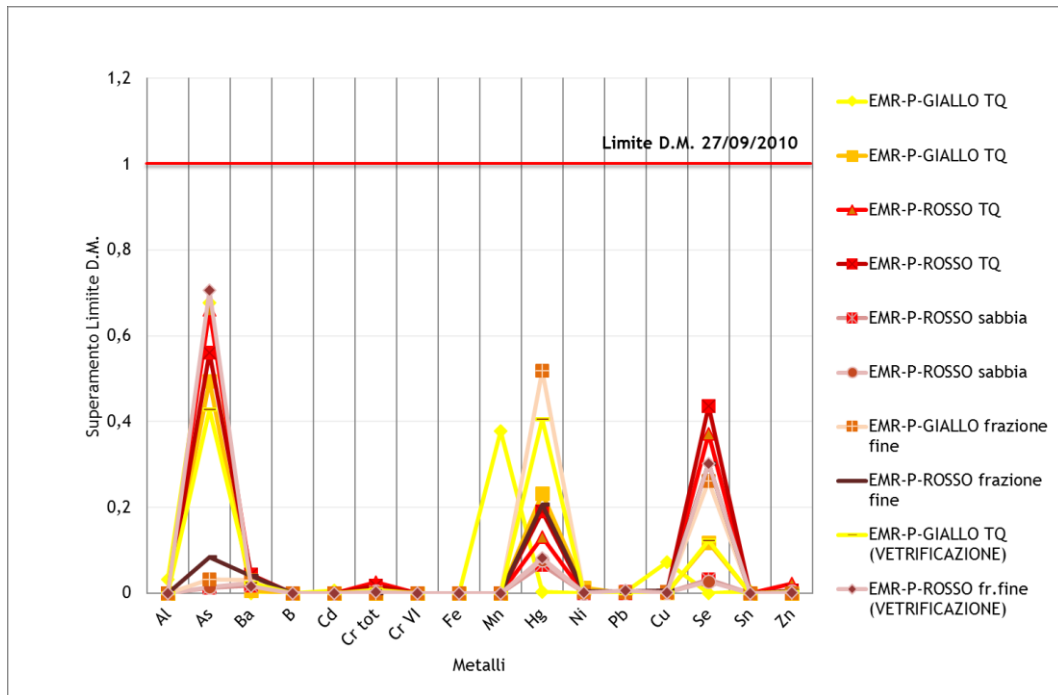


Figura 64: Diagramma dei superamenti dei metalli nelle scorie rispetto al D.M. 27/09/2010

Tutti i campioni rientrano pertanto nella categoria inerti, sotto i Limiti D.M. 27/09/2010 Tab. 2 Rifiuti Inerti (nessun campione rientra nelle sostanze non pericolose (Limiti D.M. 27/09/2010 Tab. 5 Rifiuti Non Pericolosi). Sono rispettati anche i limiti della Limiti D.M. 05/04/2006 all.3 n.186.

#### 5.1.5.2.3 Analisi petrografica dei sedimenti sottoposti a trattamento termico

I campioni di sedimento sciolto della categoria EMR-P-ROSSO, prima e dopo il soil washing, sono stati osservati al microscopio binoculare al fine di descrivere in modo semi-quantitativo i caratteri morfologici, il colore e le varie famiglie di granuli che caratterizzano il campione. Da tale osservazione è emersa la presenza sia di componenti terrigeni che carbonatico-bioclastici (Appendice 11.2.2).

Lo studio petrografico è stato finalizzato anche alla descrizione delle trasformazioni termo-metamorfiche indotte dal processo di fusione in condizioni di atmosfera controllata, in modo da indurre un processo di riduzione carbotermica della silice. Il trattamento è stato condotto a temperature di liquidus per favorire la vetrificazione di tutto il materiale ma, essendo la frazione sabbiosa caratterizzata da granuli a bassa conduttività termica e di grosse dimensioni, i tempi di permanenza ad alte temperature non hanno consentito il raggiungimento della completa fusione dei nuclei dei granuli più grossi, per cui la fusione è risultata incompleta.

L'analisi al microscopio ottico mette in evidenza la presenza di una componente carbonatica bioclastica all'interno della matrice silicatica. Le fasi silicatiche sono costituite prevalentemente da feldspati, quarzo e minerali femici quali biotite ed anfiboli. Presenti come fasi accessori anche granato, muscovite e zirconi. Nella matrice emerge la presenza di ossidi di ferro e solfuri che, durante il trattamento termico, fanno da nucleazione e favoriscono i fenomeni di mescolamento tra fusi ricchi in silice e quelli silicatici ricchi in ferro.

#### 5.1.5.2.4 Microanalisi con SEM/EDS su scorie prodotte con trattamento di torcia al plasma

Le analisi a microscopio elettronico a scansione (SEM), dotato di spettrometro a dispersione di energia (EDS), sono state condotte su varie zone dei fusi risultanti dai test sperimentali. Le analisi sono state compiute sia su particelle singole (in punti), che su aree del campo visivo (il che fornisce una composizione media di quella specifica zona).

Lo studio petrografico su sezioni sottili e le analisi e osservazioni al SEM/EDS sono state finalizzati alla verifica dell'efficienza e delle modifiche indotte sui sedimenti da trattamenti con torcia al plasma dei sedimenti a maggior tasso di contaminazione, classificati secondo ICRAM - APAT (2007) come categoria rossa (EMR-P-ROSSO). L'analisi petrografica ha indagato sedimenti tal quali prima e dopo il processo di fusione in modo da avere un confronto con cui descrivere le modificazioni e l'efficienza della vetrificazione su sedimenti con elevato tasso di inquinamento.

Le 60 analisi complete non sono state riportate per brevità.

##### 5.1.5.2.4.1.1 Campione trattato con CARBORIDUZIONE (scoria EMR-P-ROSSO)

I campioni si presentano generalmente poco omogenei e si osservano, nelle varie regioni del vetrino, alcuni punti di addensamento del fuso a formare delle sfere di color argenteo - bronzeo. Queste piccole sfere, analizzate con microanalisi SEM/EDS, hanno composizione principale di silicio e ferro, come si può osservare anche dalle figure successive. La composizione dei campioni post fusione, è molto simile rispetto ai sedimenti originali, con un rapporto di alluminio-silicio pari a 1:3.

I vetrini sono, inoltre, molto ricchi di contenuto di carbonio ed è apprezzabile anche una grande quantità di sali (principalmente Cloruro di Magnesio). Considerando che dopo ogni prova sperimentale si forma uno strato di polvere bianca sulla parete della camera di reazione, è stato verificato che questi residui corrispondono agli stessi contenuti di sali rinvenuti nei vetrini.



La Figura 65 è un'istantanea dell'osservazione al microscopio del campione rosso dopo il processo di carboriduzione. È subito apprezzabile l'eterogeneità del materiale, sia dal punto di vista delle superfici presenti che dei colori, in quanto sono ben visibili sfere di color biancastro immerse in una matrice grigia e in parte vetrosa. La microanalisi, i cui valori sono riassunti in Figura 66, conferma che le sfere bianche (es. punti 1-6-3), hanno una composizione prevalente di Fe (fino al 50%) e di Si (fino al 15%). Le analisi eseguite sulla matrice vetrosa (es. punti 2,4,5) mostrano un contenuto di Fe molto inferiore che varia dal 2% al 30%, in correlazione di un incremento di O% e fino al 5% di Ca. Il contenuto di C è in tutti i punti elevato, dal 25% al 45%, a testimonianza anche del tipo di processo che ha subito il sedimento.

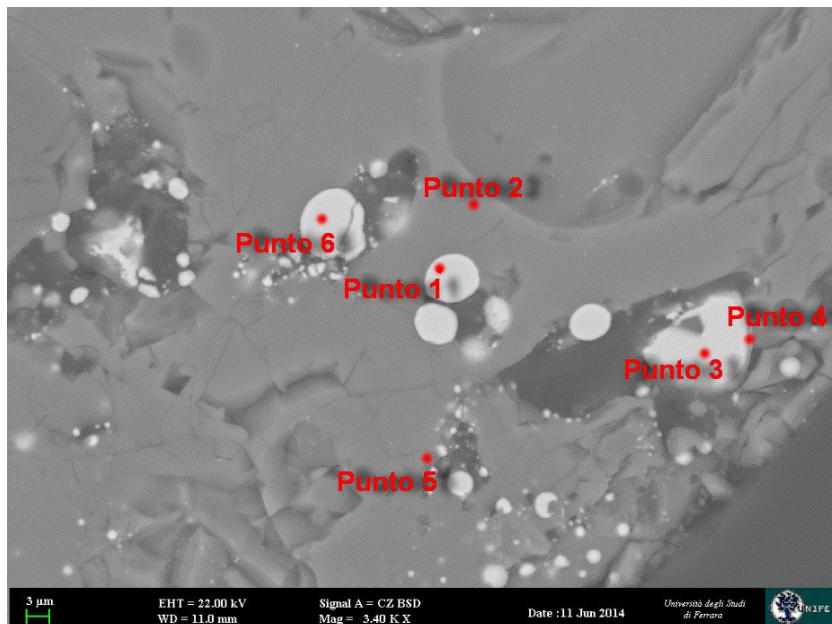


Figura 65: Immagine SEM in cui sono state eseguite sei microanalisi

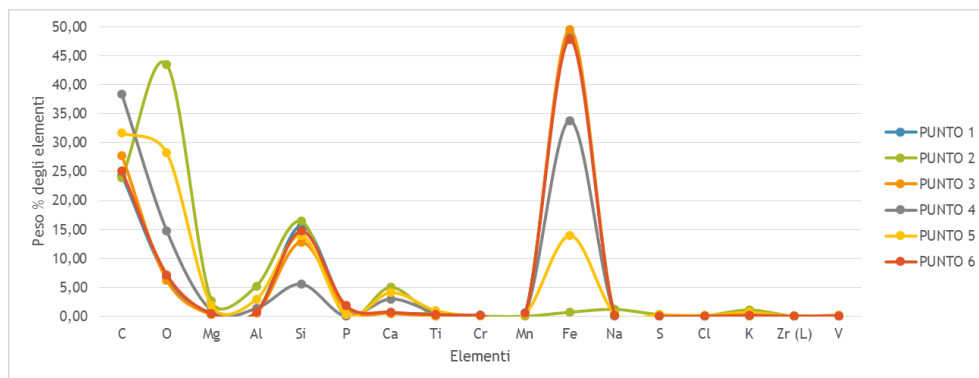


Figura 66: Diagramma dei pesi percentuali degli ossidi del campione di Figura 65



Le sfere di Fe e di solfuro di ferro, sono immerse nella matrice di silice e si dispongono in punti scabrosi del fuso in cui si vanno ad addensare, oppure in squarci formati nel materiale vetroso (Figura 67). Dalle osservazioni questa tendenza è riscontrata anche per il processo di vetrificazione a sostegno dell'insorgere di fenomeni di immiscibilità fra due fusi.

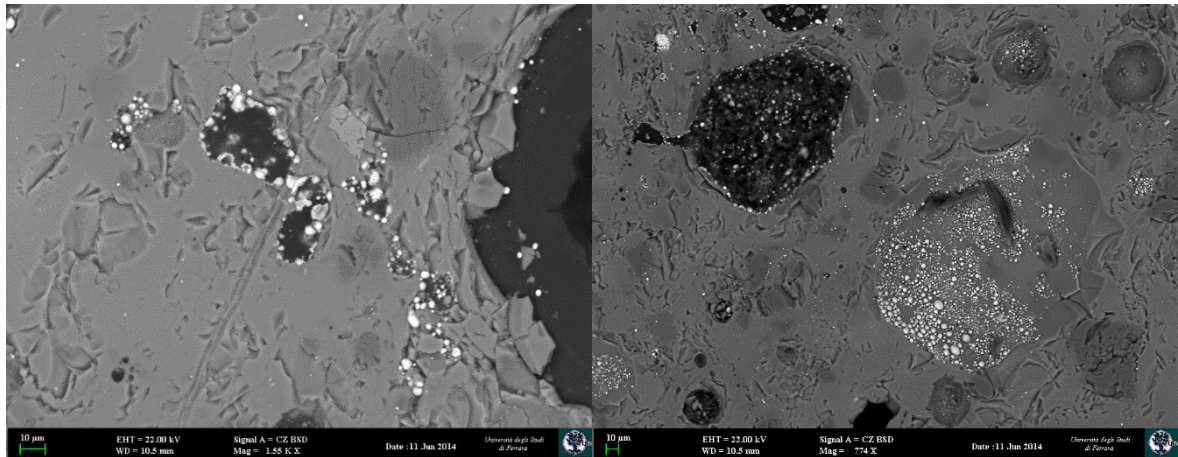


Figura 67: Istantanea che mostra la formazione di sfere di Fe-Si in fenditure del materiale fuso (a sinistra). Zona in cui si sono addensate le sfere di Fe-Si (a destra).

Frequenti sono le particelle superficiali con aspetto globulare, con superficie scabrosa, composti da domini interni tortuosi dominati da cristalli di solfuri di ferro (Figura 68) come evidente dalla diagramma delle distribuzioni percentuali di Figura 69.

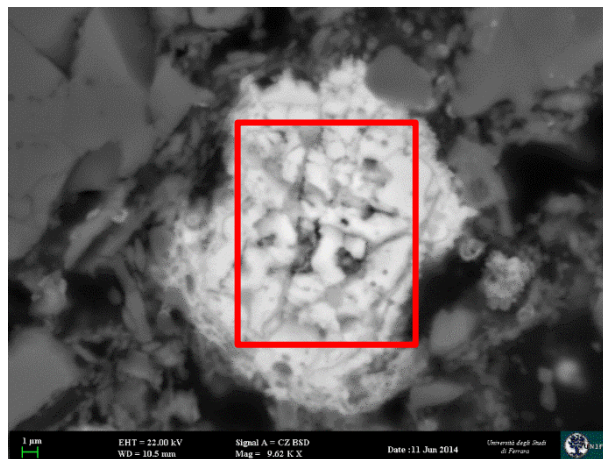


Figura 68: Caratterizzazione del vetrino in una parte della zona centrale

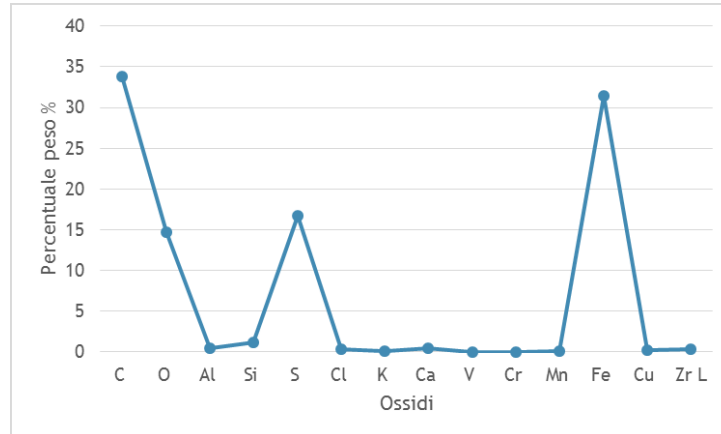


Figura 69: Diagramma di rappresentazione delle percentuali di ossidi riscontrati in Figura 68

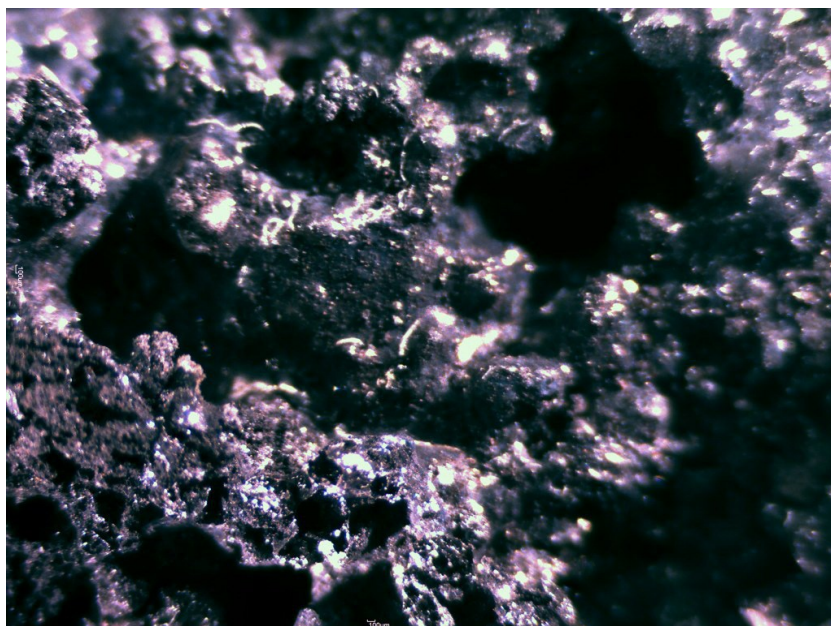
Le osservazioni ed analisi mediante SEM-EDS sono relativi ai sedimenti della categoria EMR-P-ROSSO.

Le Figura 70 e Figura 71 mettono in evidenza la parzialmente vetrificazione prodotta dal trattamento testimoniato dall'alternanza di parti vetrose dall'aspetto lucido e di parti scoriacee opache, nelle quali emergono le microsferule di fuso ricco in Ferro e le sferule di solfuri di Ferro. La Figura 72 mostra le sfere di fusi silicatici ricchi in Fe immerse nella matrice vetrosa.

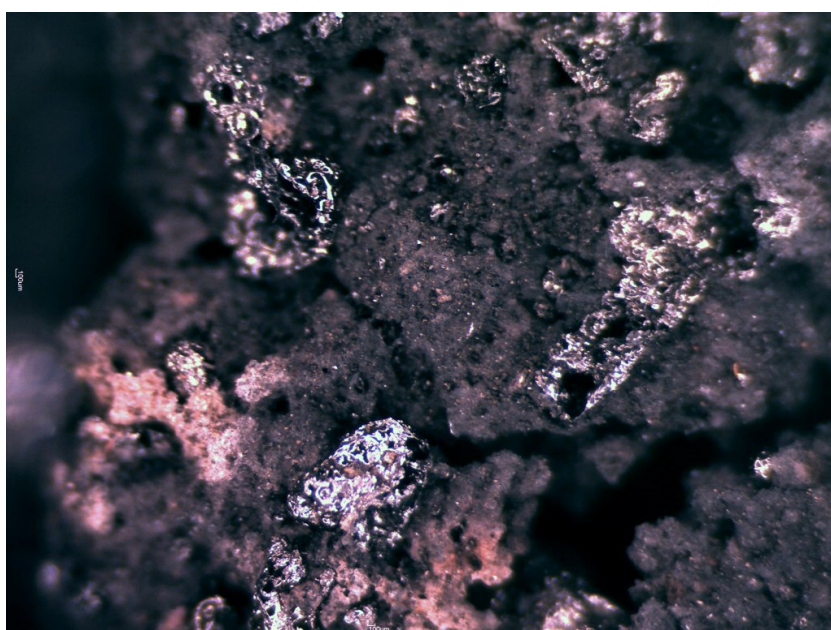
Le sfere misurate attraverso il software di elaborazione di immagini, hanno dimensioni che variano dai 40  $\mu\text{m}$  ai 240  $\mu\text{m}$ , e circonferenze che variano da 6.000  $\mu\text{m}^2$  a 170.000  $\mu\text{m}^2$ . Le osservazioni generali eseguite su altri campioni e sulle scorie derivanti da vetrificazione, hanno confermato questo range dimensionale delle sfere di Fe-Si e di FeS.

L'immagine di Figura 73, mostra il materiale in vetrino con osservazione a nicol incrociati. L'istantanea permette di vedere con chiarezza che, in mezzo alla matrice fusa, vi sono dei cristalli di neo formazione silicatici e fasi residuali quali zirconi

Nell' immagine di Figura 74, scattata con luce a nicol paralleli, è possibile apprezzare la struttura del fuso e, in particolare, si distinguono le parti del materiale in cui la fusione ha generato cristalli e sfere di Fe-Si e FeS dalla matrice poco viscosa in cui sono immersi.



*Figura 70: Immagine del fuso dopo il trattamento di ossidoriduzione (campione sciolto)*



*Figura 71: Immagine del fuso dopo il trattamento di ossidoriduzione (campione sciolto)*



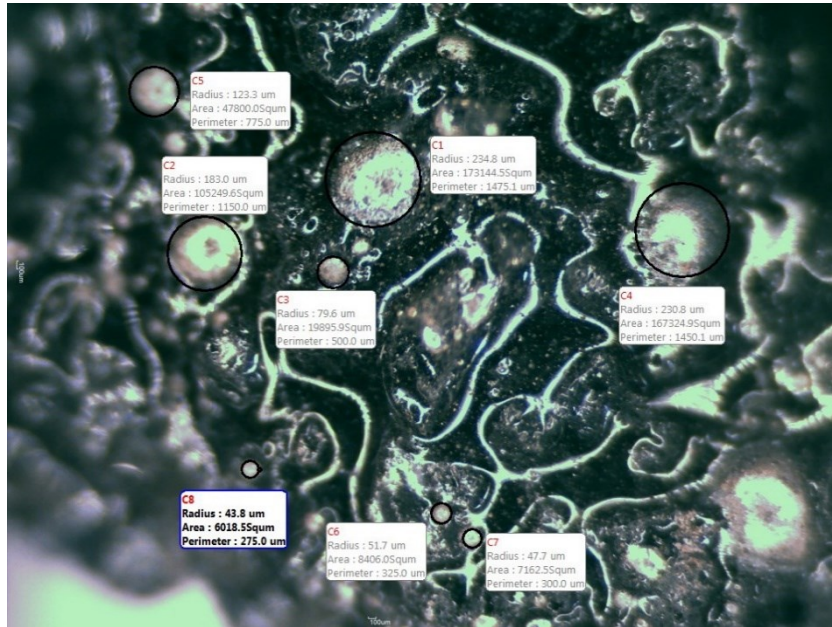


Figura 72: Immagine del fuso dopo il trattamento di ossidoriduzione. Si possono notare le sfere di FeSi immerse nel fuso (campione sciolto)

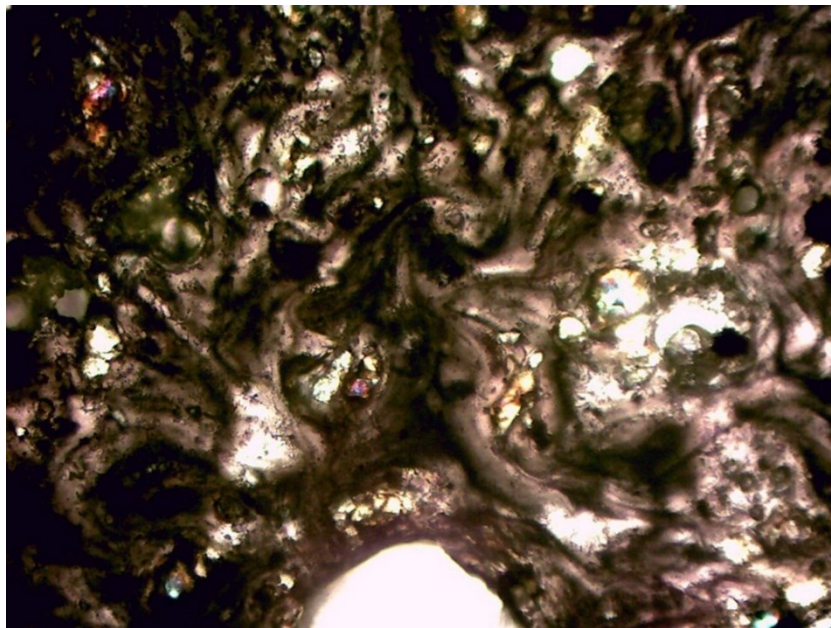


Figura 73: Immagine a microscopio ottico a nicol incrociati in cui si possono notare alcuni cristalli di neo formazione (vetrino)

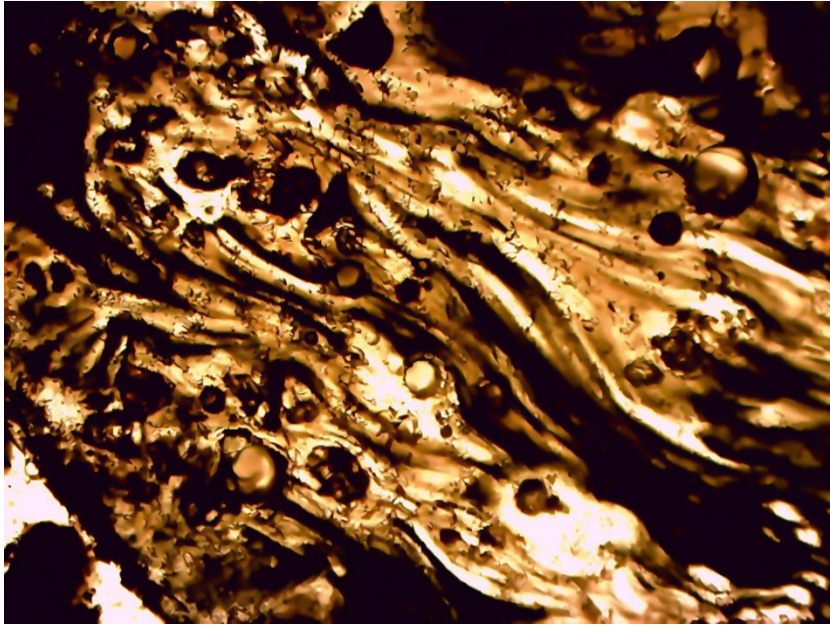


Figura 74: Immagine a microscopio ottico a nicol paralleli dei campioni trattati con ossidoriduzione (vetrino)

#### 5.1.5.2.4.1.2 Campione trattato con VETRIFICAZIONE (campione di pelite della categoria rosso)

Le analisi riguardano campioni che sono stati trattati con torcia al plasma, senza aggiunta di carbonio nei sedimenti. Le condizioni di trattamento sono uguali a quelle utilizzate per la carboriduzione, con Optimal position di 92 millimetri di distanza tra il crogiolo e la torcia al plasma.

In assenza di reazione con il carbonio, si è formata una matrice vetrosa molto omogenea con le seguenti caratteristiche:

- silicio e altri elementi formano una matrice vetrosa, in cui rimangono intrappolate alcune particelle metalliche;
- è presente una buona formazione di sfere di FeSi, in matrice vetrosa;
- non vi sono parti di matrice scoriacea.

La Figura 75 è un'istantanea dell'osservazione al microscopio del campione di frazione fine (categoria rossa) dopo il processo di vetrificazione. Il materiale è molto eterogeneo, nelle superfici e nei colori, in quanto sono ben apprezzabili particelle di color biancastro e una matrice grigia. La microanalisi, i cui valori sono riassunti in Figura 76, conferma che le parti bianche (es. area 2), hanno una composizione prevalente di Fe (fino all'85 %) e di O (fino al 15%). Le analisi eseguite, invece, sulla matrice vetrosa (es. punti 3,4,5) mostrano un contenuto di Fe molto inferiore che varia dal 2% al 10%, in correlazione di

un incremento di O% fino al 65%. Il contenuto di C è in tutti i punti basso, inferiore al 15%, a testimonianza anche del tipo di processo di vetrificazione senza aggiunta di carbonio. Il Punto 1 della figura, corrispondente ad una microanalisi su un minerale ben formato di forma tabulare, coincide con una composizione prevalente di Si e O, con assenza di altri elementi. Dalle analisi generali di questa parte di vetrino, sono quasi assenti elementi come il Ca, Mg e Al.

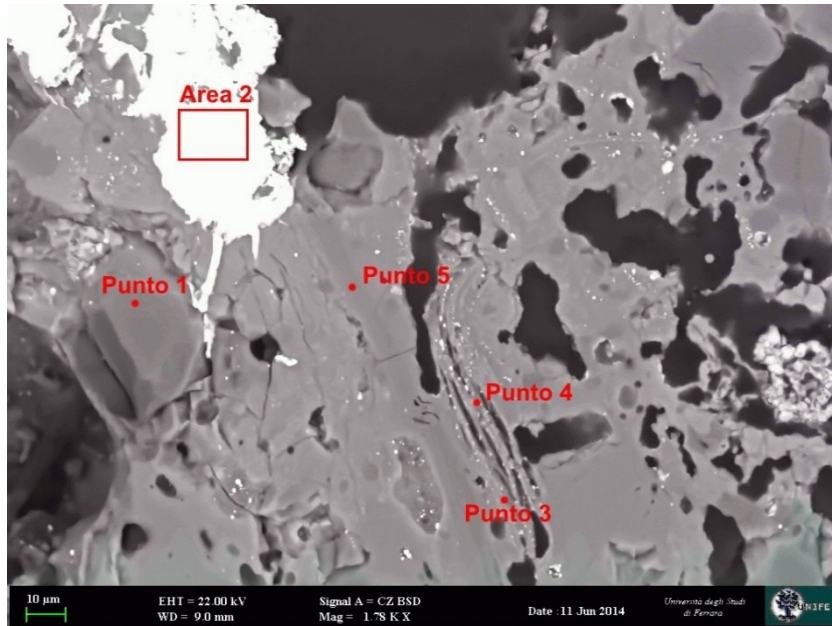


Figura 75: Caratterizzazione del vetrino in una parte della zona centrale

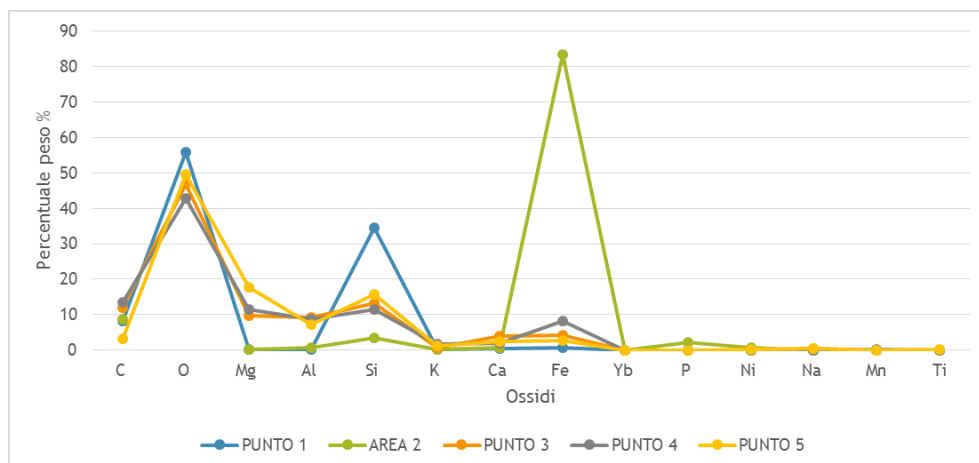


Figura 76: Diagramma di rappresentazione delle percentuali di ossidi riscontrati in Figura 75

In Figura 77 e in Figura 78 sono riportate le immagini rispettivamente di una particella di composizione solfurea e di un addensamento di sferule di FeSi.



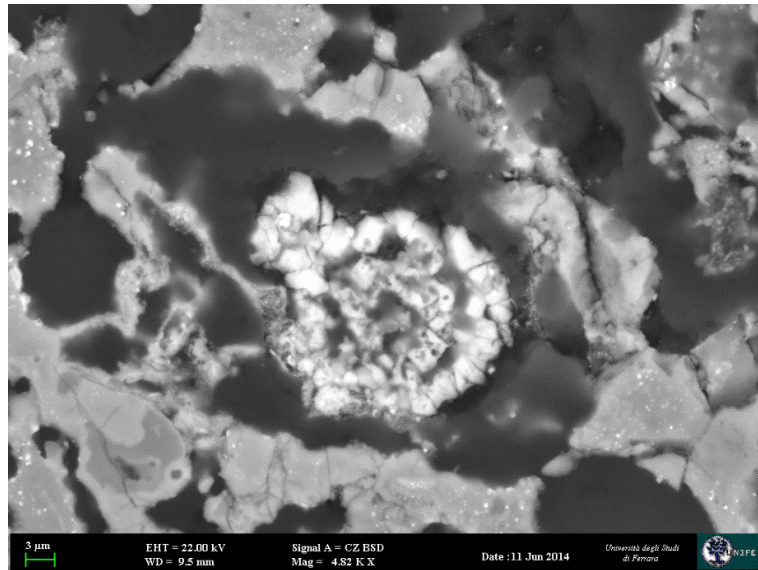


Figura 77: Minerali di composizione prevalente Ca (26%) e S (22%)

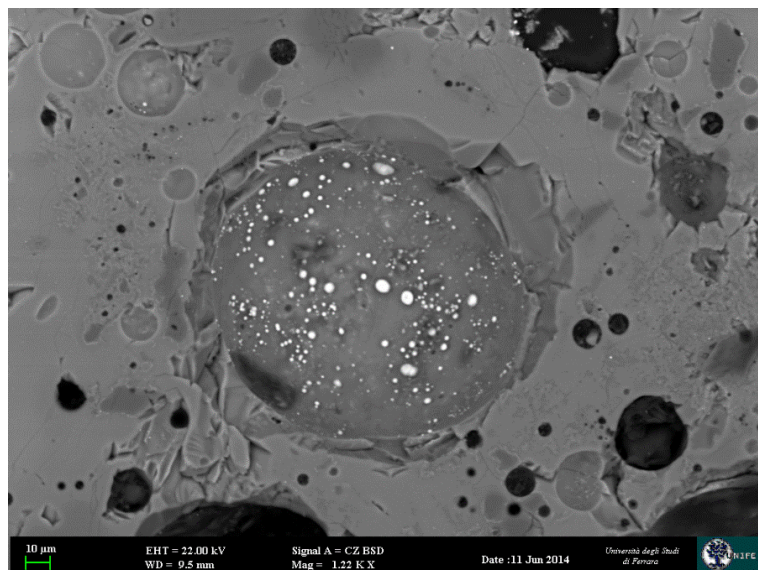


Figura 78: Particelle ferrose immerse in una matrice vetrosa

La Figura 79 mostra una parte del vetrino in zona decentrata. Il campione anche in questa zona è molto eterogeneo e sono apprezzabili particelle di forma e colore molto diverse. La microanalisi, i cui valori sono riassunti in Figura 80, conferma questa eterogeneità anche dal punto di vista composizionale. Il Punto 1 della figura, corrispondente ad una microanalisi eseguita su un minerale ben formato di forma allungata, è composto da alte percentuali di O (circa 50%), da Mg, Al (15%), K (8%) e Si (20%).

Il Punto 2 corrispondente ad una microanalisi eseguita su un minerale composto principalmente da Carbonato che probabilmente è di neocristallizzazione per interazione della  $CO_2$  dell'atmosfera con l'ossido di calcio derivato dalla calcinazione del carbonato. Le piccole percentuali di S fanno ipotizzare alla presenza di impurezze e non a fasi del gesso prevalenti.

Il Punto 3 presenta anch'esso una composizione ricca di Ca (18%) e O (45%), con abbondanza questa volta anche di Mg (20%) che fa ipotizzare alla ricristallizzazione in un vacuolo della dolomite.

Il Punto 4, centrato su una particella bianca, presenta la stessa composizione delle sferule, con prevalenza quindi di FeSi.

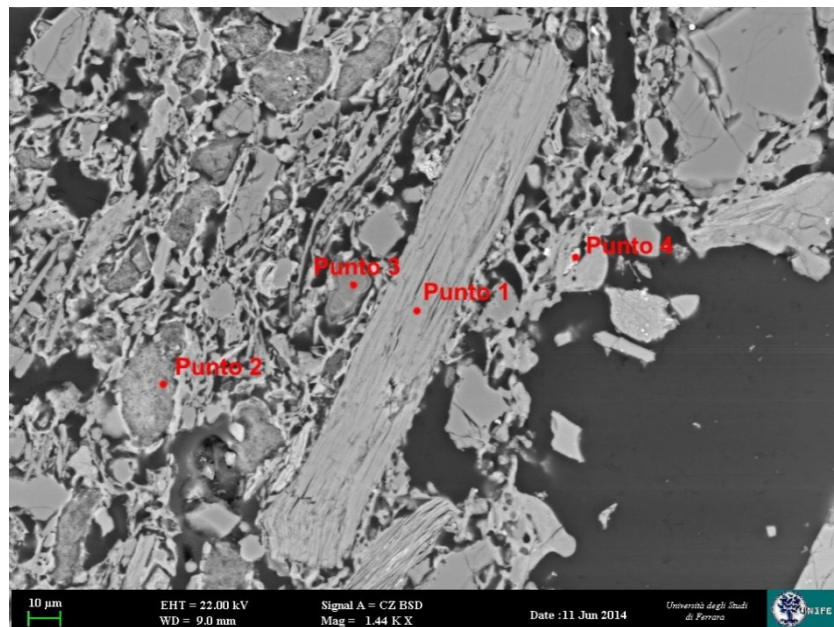


Figura 79: Caratterizzazione del vetrino al SEM in una zona decentrata



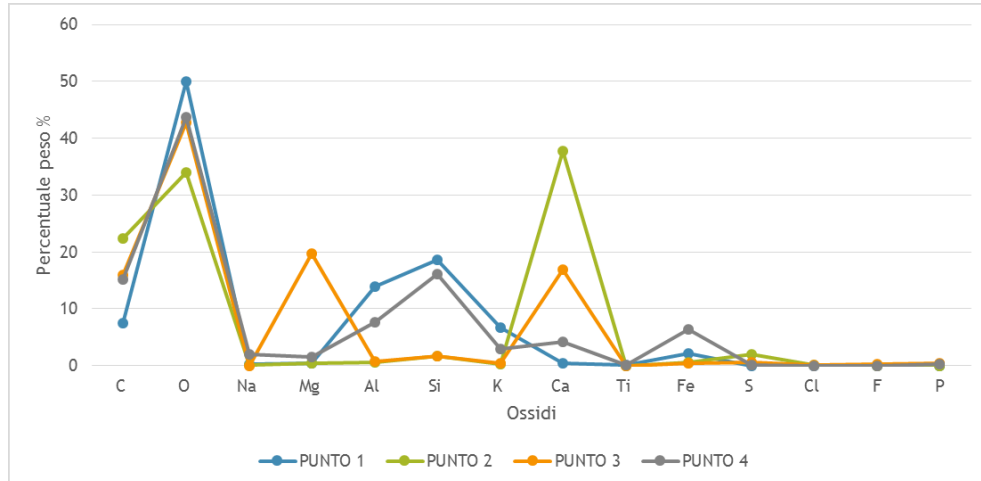


Figura 80: Diagramma delle percentuali peso degli ossidi di Figura 79

La Figura 81 mostra una particella di composizione prevalente di Fe, mentre la Figura 82 riporta nella parte centrale una particella di Ca e Mg all'interno di un fuso molto eterogeneo.

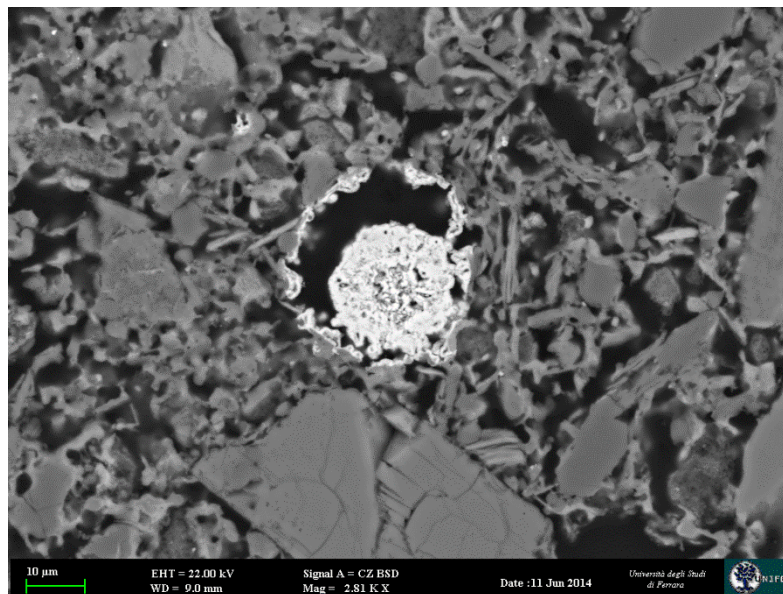
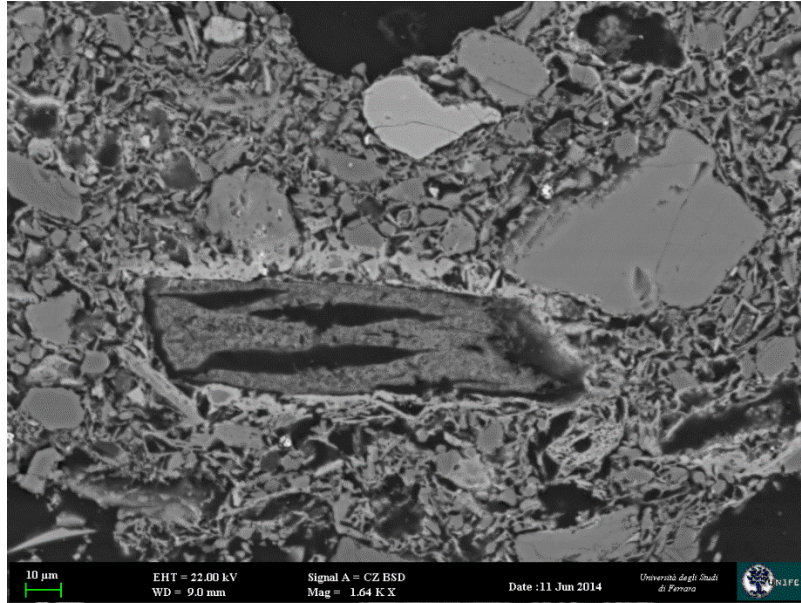


Figura 81: Frammento composto da Fe (48%)

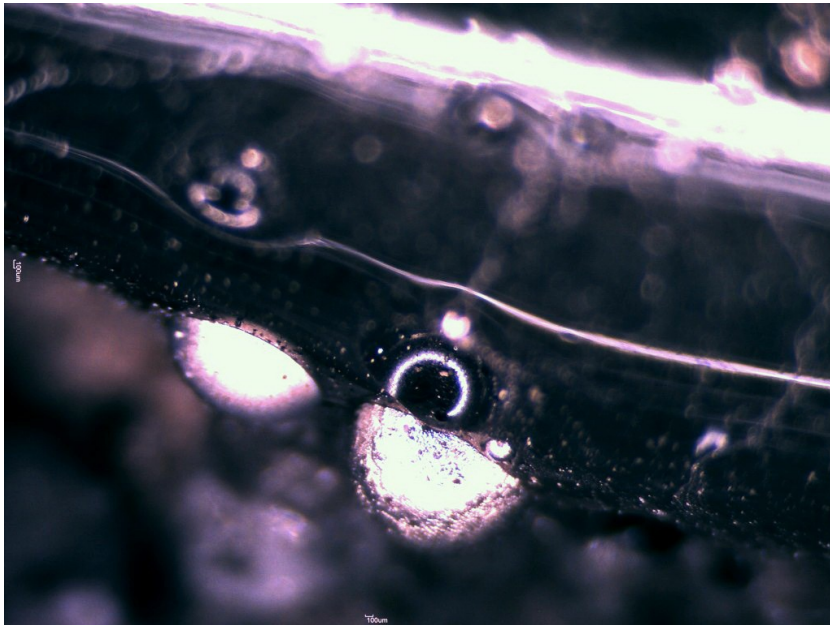


*Figura 82: Cristallo di Ca (8%) e Mg (22%)*

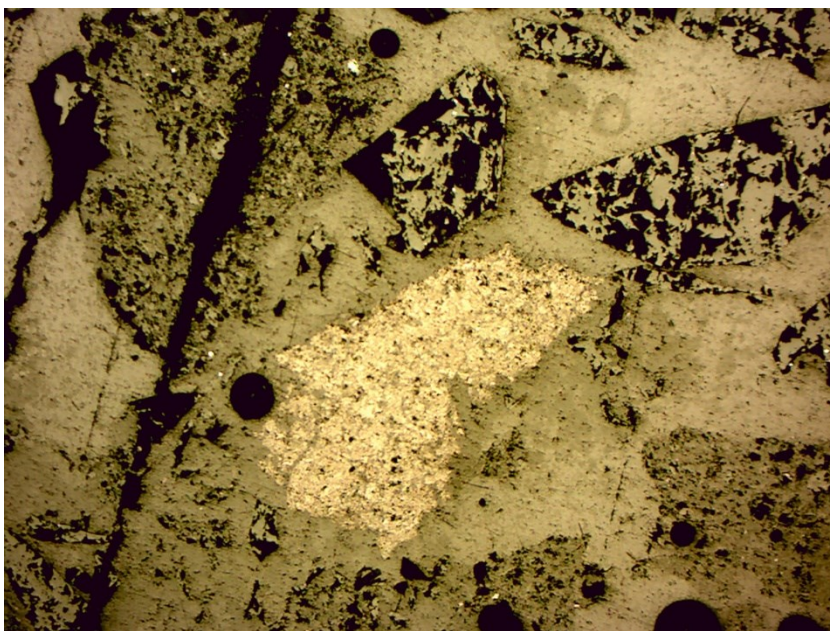
Di seguito sono riportate due immagini, ricavate dalle osservazioni al microscopio polarizzatore, del materiale sciolto e del vetrino derivanti dal processo di vetrificazione. I campioni osservati sono gli stessi analizzati anche al SEM, quindi si tratta di sedimenti di silt/argilla della categoria EMR-P-ROSSO.

La Figura 83 mostra un'immagine, ad ingrandimento di 10x, delle sfere di composizione FeSi che sono state estratte dal resto del fuso vetroso.

In Figura 84 e Figura 85, rispettivamente un'immagine a nicol paralleli ed una a nicol incrociati, che descrivono bene la struttura del fuso vetroso e dove si possono apprezzare le presenze di vari cristalli.

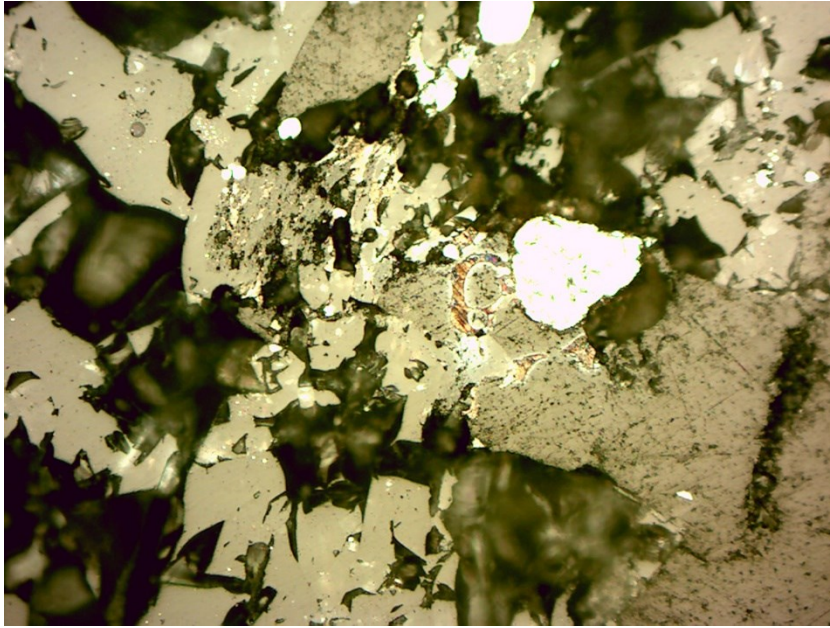


*Figura 83: Sferula metallica su matrice vetrosa, dopo il trattamento di vetrificazione*



*Figura 84: Immagine a nicol paralleli del campione di vetrificazione. Il fuso appare molto eterogeneo*





*Figura 85: Immagine a nicol incrociati del campione di vetrificazione. Si possono osservare più fasi metalliche sia di ossidi di ferro che di solfuri*

#### *Riassumendo:*

I risultati ottenuti indicano durante la vetrificazione oltre alla distruzione degli inquinanti organici si ha per la componente inorganica la formazione di nuove fasi metalliche i metalli che erano stati adsorbiti nelle fasi argillose o nella componente organica che aderisce alle superfici dei granuli nei sedimenti dragati.

Queste trasformazioni confinano nel vetro e nelle fasi di neoformazione i componenti chimici inquinanti per cui riducono i possibili rischi di rilascio dei contaminanti per interazioni acqua roccia e questo fa sì che i valori di rilascio di metalli pesanti nei percolati siano al di sotto dei limiti di legge.

Inoltre, le analisi SEM/EDS evidenziano, in accordo con i diagrammi di immiscibilità fra i fusi silicatici (diagrammi pseudo-ternari di Greig relativi alla immiscibilità nel sistema Silice Ferro Carbonio), la separazione di sfere silicio-ferro di lucentezza metallica composte principalmente da Fe, Si e C che con ulteriori sistemi possono essere separate in modo da estrarre il silicio per scopi industriali mentre la componente ricca in ferro potrebbe essere inserita nel processo di scorificazione del ferro a scopi siderurgici dato che le sferule possono contenere fino al 50% di Fe e 35 % di Si.

In merito all'alluminio, il trattamento di carboriduzione evita che si possa formare l'ossido di alluminio per cui è presente all'interno del fuso come elemento costruttore di struttura. Le potenzialità economiche richiedono ulteriori approfondimenti, non previsti per questa tesi, utili a stimare la quantità di silicio che può essere estratta da questi

sedimenti, valutazione che con i dati disponibili non è possibile ottenere date le interazioni chimiche tra i diversi elementi che costituiscono i sedimenti originali.

Si può concludere che i risultati di tutti i test effettuati sono stati assolutamente necessari per ottimizzare le condizioni operative del processo al plasma. Dalle analisi effettuate si possono ricavare alcune considerazioni:

- tutti i sedimenti sono stati trattati con una sorgente di plasma, anche la frazione più fine e più inquinata;
- dopo il trattamento, ogni singola categoria di sedimenti è inerte e non presenta alcuna traccia di idrocarburi;
- la vetrificazione omogenea è facilmente ottenibile con una sorgente di plasma, anche con una separazione parziale di alcuni elementi metallici (Ferro, Alluminio);
- le analisi hanno mostrato una parziale estrazione di silicio nelle prove di riduzione carbotermica.

### 5.1.6 I piccoli porti

I campioni prelevati dai piccoli porti dell'Emilia-Romagna (Figura 26) sono stati caratterizzati per gli aspetti sedimentologici (morfologici e tessiturali) e composizionali (chimismo). In base a tali aspetti si è proceduto all'applicazione di un trattamento di decontaminazione, consistente in una fase di sorting eseguita tramite setacciature dei sedimenti nativi. La caratterizzazione dei sedimenti è stata ripetuta dopo i trattamenti eseguendo nuovamente le indagini (Appendice 11.2.3).

#### 5.1.6.1 Sedimenti nativi

Le caratteristiche dei sedimenti portuali al momento del dragaggio sono descritte in questo Paragrafo.

##### 5.1.6.1.1 Analisi Tessiturali

Per una migliore rappresentazione di questi risultati, si espongono i dati con classificazione dei parametri in micron e non in  $\phi$ .

I campioni selezionati all'imboccatura portuale presentano tutti come frazione prevalente quella sabbiosa con percentuali superiori all'83% (campione di Bellaria), fino ad un massimo di circa 92 % rinvenuto nel campione di Porto Garibaldi (Tabella 19). La classe granulometrica più rappresentata è quella della sabbia da media a molto fine che ricade nell'intervallo dimensionale da 500 a 63  $\mu\text{m}$  (Figura 86).

Le indagini tessiturali hanno permesso di valutare anche il contenuto della frazioni granulometriche meno rappresentate quantitativamente, ossia la frazione grossolana che consiste prevalentemente in frammenti organici (alghe, conchiglie, legno ecc.) e la frazione più fine. La frazione grossolana ( $> 500 \mu\text{m}$ ), è presente con percentuali di 3-5 % nei campioni portuali di Porto Garibaldi, Cervia e Cesenatico, mentre è maggiormente presente nel campione del porto di Bellaria con un contenuto di circa 15 %. La percentuale di silt e argilla in questi campioni è molto bassa per il porto di Bellaria (circa 1 %), di circa il 4 % per Porto Garibaldi e Cervia, mentre è maggiormente presente nel campione del porto di Cesenatico (9 %).

Tabella 19: Distribuzione percentuale della classi granulometriche dei campioni nativi secondo Wentworth (1922)

Campioni	Frammenti organici% (>500 $\mu\text{m}$ )	Sabbia % (500-63 $\mu\text{m}$ )	Silt-Argilla% (<63 $\mu\text{m}$ )
EMR-P-Porto Garibaldi	3,31	92,06	4,63
EMR-P-Cervia	4,8	90,86	4,34
EMR-P-Cesenatico	5,34	84,8	9,86
EMR-P-Bellaria	15,18	83,12	1,7

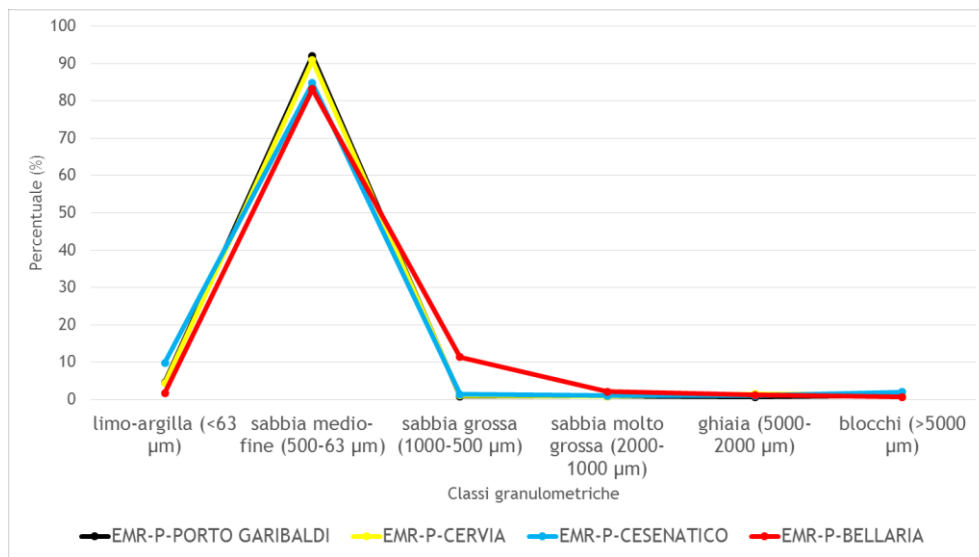


Figura 86: Frequenza percentuale delle classi granulometriche dei campioni portuali (tal quali)

Da questi valori si evince che i campioni sono caratterizzati mediamente da valori percentuali più alti della frazione sabbiosa e rispettivamente più bassi della frazione fine. I campioni sono molto simili tessituralmente tra di loro anche perché sono stati tutti prelevati nella zona di avamposto.

#### 5.1.6.1.2 Analisi chimiche PRE TRATTAMENTO

I sedimenti sono stati analizzati presso i laboratori dell'Università di Cagliari per il contenuto di carbonio, presso l'Università di Ferrara, l'Università di Roma, ISPRA per l'analisi di inquinanti organici, inorganici ed elementi in traccia.

La caratterizzazione geochimica dei sedimenti è stata realizzata mediante l'esame dei risultati delle analisi XRF.

La composizione dei campioni portuali, come è riportato in Tabella 20, è generalmente silicatica con presenza di  $\text{SiO}_2$  oltre il 50 % per i sedimenti di Porto Garibaldi e Cervia e circa il 30 % per i sedimenti di Cesenatico e Bellaria. Il contenuto di  $\text{Al}_2\text{O}_3$  varia da 7-8 % in tutti i campioni a parte i sedimenti del porto di Bellaria che presentano concentrazioni dell'ossido di Alluminio del 3 %. In correlazione con il contenuto di Alluminio, anche l'ossido di Ferro è maggiormente concentrato nei campioni di Porto Garibaldi, Cervia e Cesenatico (circa il 3 %), mentre è meno presente nei campioni di Bellaria (circa 1 %). Il contenuto di ossido di Calcio è molto elevato in tutti i sedimenti (> del 15 %), con un picco massimo del 32 % rinvenuto nei sedimenti del porto di Bellaria, riconducibile alla elevata percentuale di frammenti organici rinvenuti nei sedimenti.

Tabella 20: Percentuali degli ossidi presenti nei campioni nativi dei piccoli porti

CAMPIONI	$\text{SiO}_2\%$	$\text{TiO}_2\%$	$\text{Al}_2\text{O}_3\%$	$\text{Fe}_2\text{O}_3\%$	$\text{MnO}\%$	$\text{MgO}\%$	$\text{CaO}\%$	$\text{Na}_2\text{O}\%$	$\text{K}_2\text{O}\%$	$\text{P}_2\text{O}_5\%$
<b>EMR-P- Porto Garibaldi- TQ</b>	53,86	0,38	8,52	3,08	0,12	2,40	15,49	3,30	2,16	0,09
<b>EMR-P- Cervia-TQ</b>	50,83	0,26	7,28	2,27	0,10	2,44	19,09	2,67	1,99	0,08
<b>EMR-P- Cesenatico -TQ</b>	36,97	0,37	7,32	2,50	0,13	2,52	22,14	5,09	1,80	0,13
<b>EMR-P- Bellaria- TQ</b>	34,95	0,15	3,57	1,61	0,20	1,30	32,29	1,31	0,94	0,06

#### 5.1.6.1.3 Stato ambientale dei sedimenti rispetto ai limiti di legge

Considerando i sedimenti raccolti, i risultati delle analisi degli inquinanti organici e inorganici in particolare, permettono di suddividere i sedimenti in base al loro stato ambientale. Il superamento dei limiti rispetto alla tabella 1 colonna A del D.Lgs.152/2006 è di:

- Benzo Pyrene e Benzo perilene nei sedimenti del porto di Cesenatico e Tributyltin nei sedimenti di Porto Garibaldi.
- Cromo, Vanadio e Cobalto per i sedimenti del porto di Cesenatico (Figura 87);



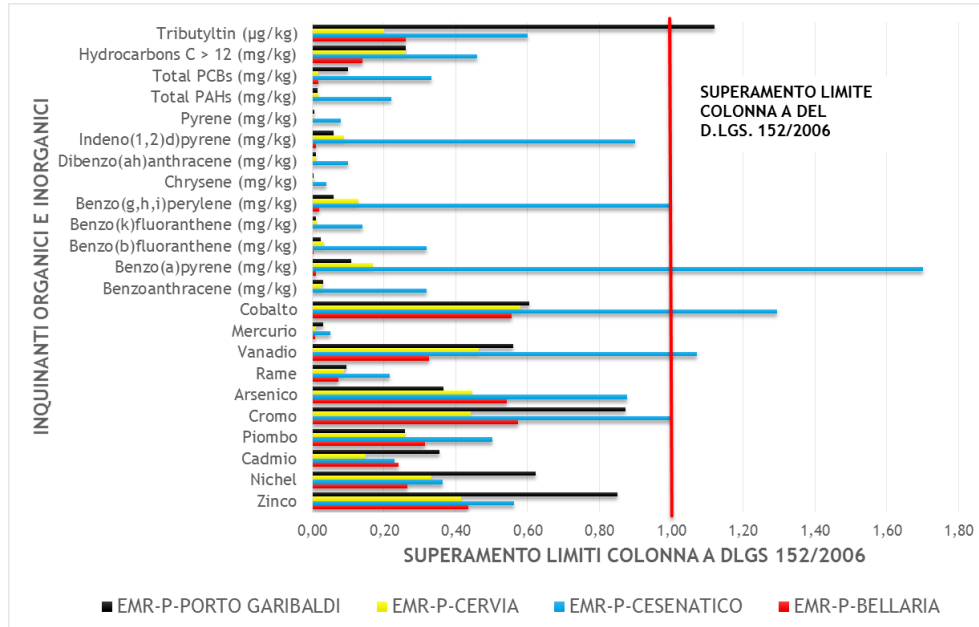


Figura 87: Diagramma del superamento del contenuto di inquinanti organici e inorganici rispetto ai limiti della Tabella A del D.Lgs. 152/2006

### 5.1.6.2 Sedimenti trattati con sorting

Il trattamento effettuato sui sedimenti consiste in una separazione dimensionale delle frazioni granulometriche, individuate in base a criteri tessiturali e allo stato ambientale dei campioni. La separazione viene eseguita principalmente da processi di setacciatura successivi, effettuati con l'utilizzo di vagli e di idrocycloni.

Il trattamento di separazione produce diverse frazioni che possono essere caratterizzate chimicamente e tessituralmente, rendendo possibile la valutazione del contenuto di eventuali inquinanti nonché l'osservazione delle proprietà macroscopiche (contenuto di conchiglie, materia organica, ecc). La conoscenza della distribuzione delle dimensioni e del contenuto di inquinanti in ciascuna frazione dimensionale, guida la scelta dei dispositivi adatti negli impianti di trattamento. Inoltre, queste fasi di separazione del sedimento consentono di individuare la frazione sabbiosa e di separarla dalle frazioni rimanenti, per convogliarla successivamente in depositi/accumuli pronti per il riutilizzo, obiettivo principale del processo.

Per ogni sedimento trattato sono state selezionate le dimensioni delle frazioni prodotte sulla base dell'incidenza percentuale di ogni frazione e delle sue caratteristiche macroscopiche.

Le frazioni selezionate in base alle caratteristiche comuni dei campioni portuali e alla loro distribuzione granulometrica sono riportate in Tabella 21.

Tabella 21: Dimensione delle frazioni granulometriche individuate per la separazione e caratteristiche macroscopiche

Frazioni granulometriche	Caratteristiche generali
> 5000 $\mu\text{m}$	Materiale organico e conchiglie
5000 $\mu\text{m}$ < diametro < 2000 $\mu\text{m}$	Materiale organico e conchiglie
2000 $\mu\text{m}$ < diametro < 1000 $\mu\text{m}$	Materiale organico
1000 $\mu\text{m}$ < diametro < 500 $\mu\text{m}$	Materiale organico e miche
500 $\mu\text{m}$ < diametro < 63 $\mu\text{m}$	Sabbia
< 63 $\mu\text{m}$	Silt e argilla

#### 5.1.6.2.1 Analisi chimiche a fluorescenza a raggi x

Le analisi condotte con fluorescenza a raggi X, hanno permesso di valutare le variazioni sul chimismo intercorse dopo il trattamento di separazione. Dato che lo scopo della separazione è quello di ottenere una frazione sabbiosa decontaminata, sono state prese in considerazione solamente le frazioni granulometriche comprese nell'intervallo 500-63  $\mu\text{m}$  (sabbia medio-fine). La classe granulometrica della sabbia grossa e molto grossa (secondo Wentworth, 1922), non è stata considerata in quanto effettivamente costituita da materiale organico e non da sabbia, come descritto in Tabella 21.

In Tabella 22 sono riportati i valori di concentrazione percentuale degli ossidi principali e degli elementi in traccia rinvenuti nei sedimenti tal quali e nei sedimenti trattati. Dal confronto dei valori è possibile stabilire che il trattamento non ha modificato le caratteristiche composizionali della sabbia, nonostante vi siano delle piccole variazioni nella concentrazione degli ossidi principali dell'ordine dell'1 %, da imputarsi probabilmente alle frazioni del sedimento non considerate (frazione grossolana e fine). La variazione maggiore che si riscontra è nella percentuale di  $\text{Na}_2\text{O}$ , che diminuisce in tutti i campioni dopo il trattamento, in particolare nel campione del porto di Cesenatico (-4 %). Questa diminuzione è probabilmente legata alla separazione della frazione fine, presente per il 9 % della distribuzione granulometrica dei sedimenti, ed in particolare a minerali argillosi contenenti Sodio (ad es. argille sodiche).

A riguardo delle concentrazioni degli elementi in traccia (ppm) si riscontra un aumento relativo dopo il trattamento delle concentrazioni di Bario, Nichel, Scandio, Thorio, Ittrio. Le concentrazioni degli altri elementi rimangono tendenzialmente simili alle concentrazioni dei sedimenti tal quali, tranne per gli elementi Cromo, Vanadio e Zinco che subiscono delle diminuzioni. Per questi elementi in particolare vedere il Paragrafo successivo dedicato alla valutazione dello stato ambientale dei sedimenti.

Tabella 22: Valori delle concentrazioni percentuali di ossidi e elementi in traccia, prima e dopo il processo di trattamento

Parametri	PRE-TRATTAMENTO				POST-TRATTAMENTO (frazione 500-63 µm)			
	EMR-P- Porto Garibaldi- TQ	EMR-P- Cervia- TQ	EMR-P- Cesenatico -TQ	EMR-P- Bellaria- TQ	EMR-P- Porto Garibaldi	EMR-P- Cervia	EMR-P- Cesenatico	EMR-P- Bellaria
SiO <sub>2</sub> %	53,86	50,83	36,97	34,95	54,82	51,62	39,42	35,39
TiO <sub>2</sub> %	0,38	0,26	0,37	0,15	0,35	0,31	0,40	0,17
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> %	8,52	7,28	7,32	3,57	8,08	7,35	7,86	3,51
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> %	3,08	2,27	2,50	1,61	3,41	2,63	4,46	1,63
MnO%	0,12	0,10	0,13	0,20	0,15	0,14	0,18	0,30
MgO%	2,40	2,44	2,52	1,30	2,42	2,57	3,00	1,21
CaO%	15,49	19,09	22,14	32,29	14,84	20,53	22,36	32,43
Na <sub>2</sub> O%	3,30	2,67	5,09	1,31	1,59	1,52	1,09	0,82
K <sub>2</sub> O%	2,16	1,99	1,80	0,94	2,39	2,10	2,31	0,90
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> %	0,09	0,08	0,13	0,06	0,10	0,09	0,18	0,07
Ba	293	264	328	374	321	274	302	435
Ce	30	18	27	14	32	18	26	21
Co	12	12	26	11	21	13	25	13
Cr	131	66	150	86	96	58	102	78
Cu	12	11	26	9	15	10	24	16
Ga	11	11	16	7	12	11	14	9
Hf	3	2	0	0	5	2	0	0
La	16	4	13	11	16	14	8	13
Nb	7	6	10	5	15	3	9	14
Nd	13	6	5	2	16	5	7	5
Ni	37	26	44	27	47	38	75	34
Pb	18	19	24	11	23	24	25	19
Rb	64	51	68	22	62	51	87	21
S	2250	2446	5639	1123	2752	1365	4378	305
Sc	11	8	12	8	17	9	15	10
Sr	356	449	573	723	382	478	652	762
Th	5	3	4	1	6	6	5	2
V	50	42	96	29	56	43	77	30
Y	14	9	10	8	18	10	10	7
Zn	127,7	62,26	84,47	65,33	56	51	59	15
Zr	116	54	56	43	95	46	61	40

## 5.1.6.2.2 Stato ambientale dei sedimenti trattati rispetto ai limiti di legge

La valutazione dello stato ambientale dei sedimenti è stata effettuata attraverso analisi chimiche sulle frazioni più rappresentative del sedimento, ossia nella frazione superiore a 500 µm (materia organica), nella frazione compresa tra i 500 µm e i 63 µm (sabbia) e nella frazione fine (diametro inferiore a 63 µm).

La frazione grossolana, con diametri superiori a 500  $\mu\text{m}$ , presenta dei superamenti dei limiti normativi (Tabella A del D.Lgs.152/2006) molto importanti, fino a 13 volte la soglia consentita (Figura 88). Nei campioni di Porto Garibaldi, sono stati riscontrati dei superamenti dei limiti normativi per i contaminanti inorganici (Zinco, Nichel, CaD.M.io, Cromo), per gli IPA totali e singoli (Benzoantracene, Benzo pyrene, Benzo fluoranthene, Benzo perylene, Dibenzo anthracene, Indeno), e per la concentrazione di Idrocarburi C>12. Questo risultato potrebbe essere spiegato dalla presenza significativa nella frazione >500  $\mu\text{m}$  costituita da materia organica naturale che è noto avere una forte affinità per adsorbimento con gli inquinanti. I sedimenti di Cervia e Bellaria non presentano contaminazioni in questa frazione granulometrica, né per gli inquinanti organici né per quelli organici. Al contrario, i campioni del porto di Cesenatico presentano contaminazioni per gli IPA totali e singoli ad esclusione del Crisene e per il contenuto di Arsenico, superiori ai limiti normativi.

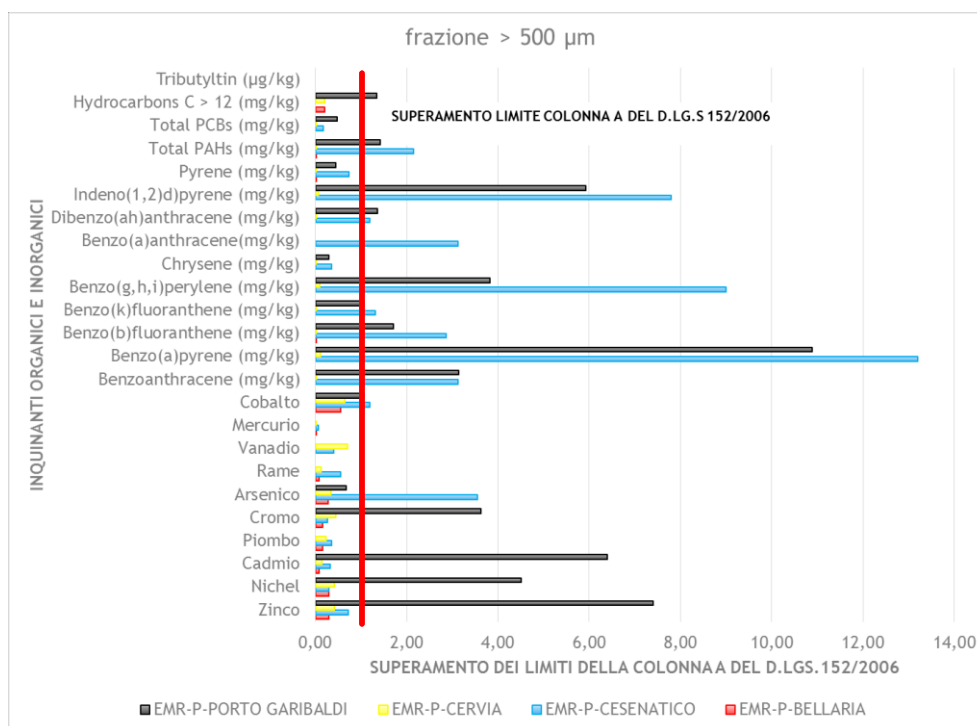


Figura 88: Superamento dei limiti della Colonna A del D.Lgs.152/2006 degli inquinanti organici e inorganici nella frazione >500  $\mu\text{m}$

La frazione granulometrica con diametri compresi tra i 500  $\mu\text{m}$  e i 63  $\mu\text{m}$ , ossia la frazione sabbiosa percentualmente più abbondante in tutti i campioni analizzati, risulta generalmente in buono stato ambientale in quanto tutti i valori di concentrazione sono inferiori ai corrispondenti limiti normativi (Tabella A del D.Lgs.152/2006). Le uniche eccezioni al trend generale, sono riscontrate nei campioni del porto di Cesenatico per gli inquinanti Benzo perylene, Benzo pyrene e Cobalto (Figura 89).

La frazione pelitica (frazione fine  $<63 \mu\text{m}$ ) è caratterizzata da un generico buono stato ambientale, in quanto i superamenti dei limiti normativi si riferiscono esclusivamente agli Idrocarburi C>12 (solo nei campioni di Cervia) e alla concentrazione di Zinco (porti di Porto Garibaldi e Bellaria) e Vanadio (porti di Cervia e Bellaria) (Figura 89). Questa frazione rappresenta una percentuale limitata del sedimento totale (da 1 a 9 %), quindi la contaminazione è molto circoscritta anche dal punto di vista volumetrico.

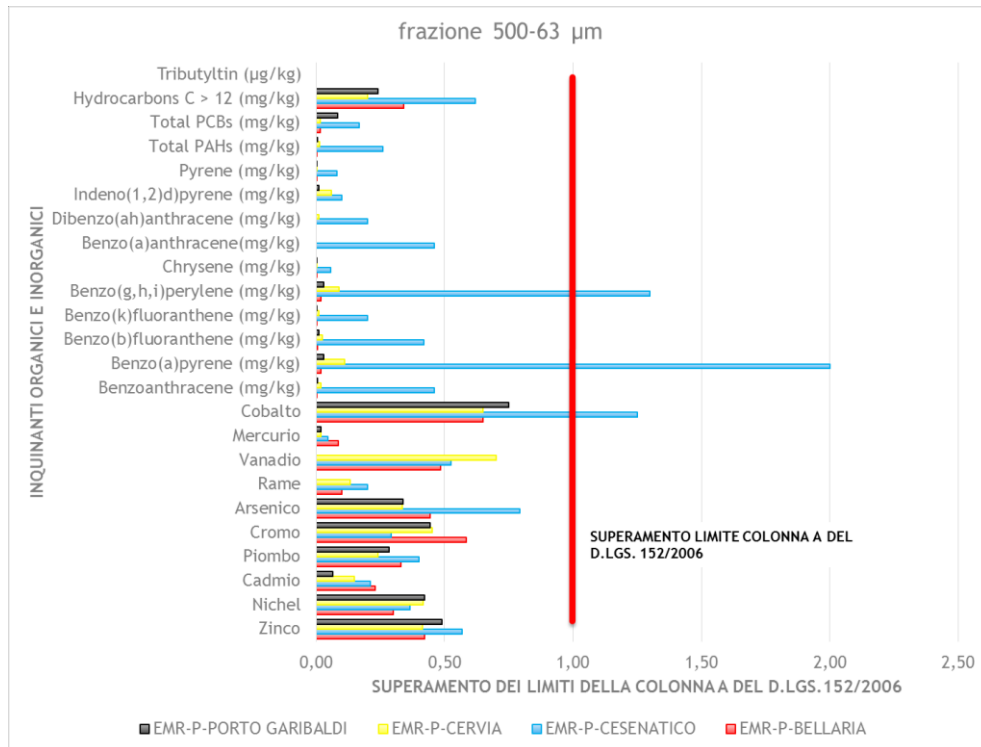


Figura 89: Superamento dei limiti della Colonna A del D.Lgs. 152/2006 degli inquinanti organici e inorganici nella frazione compresa tra 500 e 63  $\mu\text{m}$

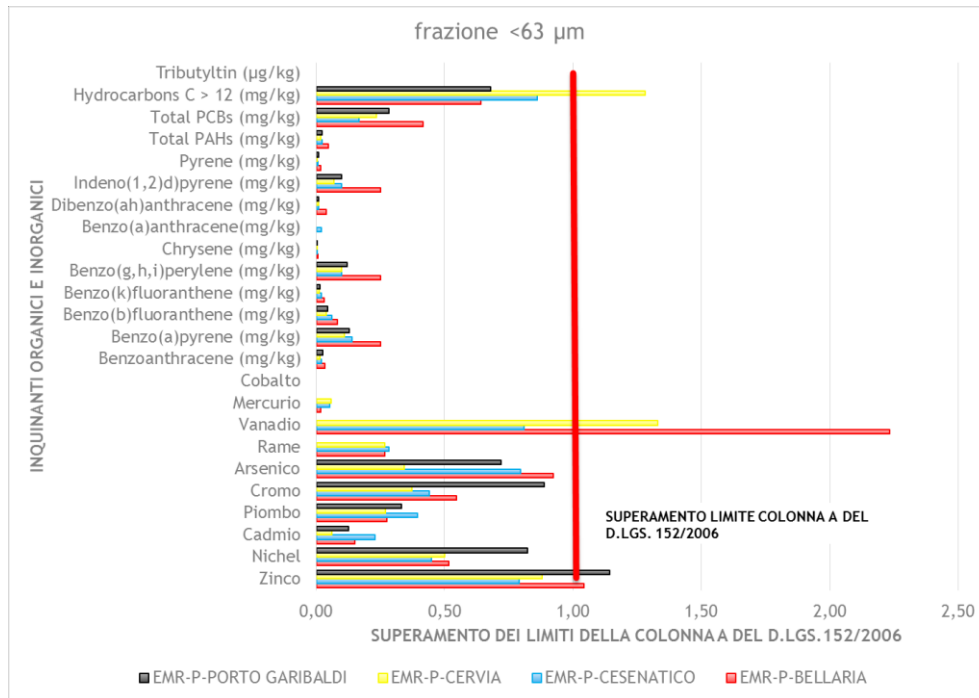


Figura 90: Superamento dei limiti della Colonna A del D.Lgs. 152/2006 degli inquinanti organici e inorganici nella frazione inferiore a 63  $\mu\text{m}$

Sulla base di queste considerazioni, delle caratteristiche sedimentologiche e dei risultati ottenuti dal trattamento di separazione eseguito, lo schema di decontaminazione proponibile è composto delle seguenti fasi:

- La prima unità di trattamento comprende un setaccio grossolano (dimensioni delle aperture setaccio: 4.000 - 5.000  $\mu\text{m}$ ) al fine di rimuovere le particelle più grandi (conchiglie, ciottoli, alghe) che possono influenzare le prestazioni dell'unità di separazione a valle;
  - La frazione sottovaglio può essere convogliata in un classificatore a spirale, che rappresenta l'unità di separazione principale necessaria per il recupero sabbia. Il classificatore a spirale separa il materiale della frazione 5.000/63  $\mu\text{m}$  dalla frazione fine (<63  $\mu\text{m}$ );
  - Il sedimento della frazione 5.000/63  $\mu\text{m}$  è diretto ad una vasca di stoccaggio, mentre il sedimento della frazione fine (<63  $\mu\text{m}$ ) viene trattato da un densificatore e da una unità di centrifugazione per disidratazione e, infine, arriva ad un serbatoio di stoccaggio finale;
- 5.1.7 Ulteriori unità di trattamento comprendono: un idro-ciclone per il trattamento della frazione overflow proveniente dalla spirale; un ulteriore trattamento di setacciatura della frazione sabbiosa, eventualmente utilizzando lo stesso dispositivo utilizzato per la vagliatura grossolana, dopo la modifica della dimensione di apertura da 4.000 - 5.000  $\mu\text{m}$  a 2.000  $\mu\text{m}$ , e/o un trattamento

specifico che mira a ridurre il contenuto di eventuali inquinanti residui nella sabbia recuperata (ad esempio cella di attrizione).

### 5.1.8 Le indagini sul litorale

Durante il periodo di studio sono state condotte due campagne di campionamento sulle spiagge del litorale emiliano-romagnolo, nel mese di Novembre 2010 e di Maggio 2011, per raccogliere informazioni rappresentative del punto di vista sedimentologico.

Nella prima campagna sono stati raccolti campioni nel tratto litoraneo compreso tra la foce del Fiume Reno (Ra) e Lido di Dante (Ra), esteso circa 19 km. Nella seconda campagna sono stati prelevati campioni di spiaggia emersa nel tratto compreso tra la foce del Fiume Reno (Ra) e il porto di Rimini. I dettagli dei campionamenti sono riportati nel Capitolo 4, Paragrafo 4.1.3.).

L'ubicazione dei campioni raccolti e le tabelle riportanti i parametri tessiturali sono riportate in Appendice 11.2.4.

Le analisi granulometriche effettuate hanno avuto lo scopo di caratterizzare le spiagge presenti per ottenere un quadro sedimentologico completo ed omogeneo delle spiagge del litorale ravennate.

Sulla base delle percentuali relative a ciascuna classe granulometrica sono stati tracciati gli istogrammi di frequenza, mentre sulla base dei parametri tessiturali ricavati sono stati tracciati i diagrammi di dispersione dei singoli campioni.

#### 5.1.8.1 *Analisi tessitoriale dei campioni prelevati in Novembre 2010*

Le analisi granulometriche, riportate in Appendice 11.2.4, mettono in evidenza una omogeneità generale dei parametri tessiturali dei campioni raccolti. I sedimenti presentano percentuali di sabbia superiori al 95% con percentuali di fango esigue, mediamente di circa 1-2 % (Figura 91). Dall'analisi e dal diagramma si può notare come, lungo il litorale, la distribuzione granulometrica vari sensibilmente ed in modo simmetrico lungo l'asse duna-spiaggia-battigia. In tutti i transetti, tranne i numeri 5 e 9 che si presentano molto omogenei, la percentuale di pelite diminuisce progressivamente passando dalla posizione di duna fino ai minimi rinvenuti nelle posizioni di battigia.

I diametri medi ricadono nel range dimensionale di 2-2,5  $\phi$  (quindi sabbie a granulometria fine secondo la classificazione di Wentworth, 1922) e presentano una buona classazione (circa 0,4-0,5  $\phi$ ), (Figura 91). Il parametro di Curtosi che ne deriva è mediamente di 1,22, quindi le curve granulometriche di questi campioni sono leptocurtiche, con coefficiente di Simmetria di 0,22 che discrimina delle curve di tipo simmetrico.

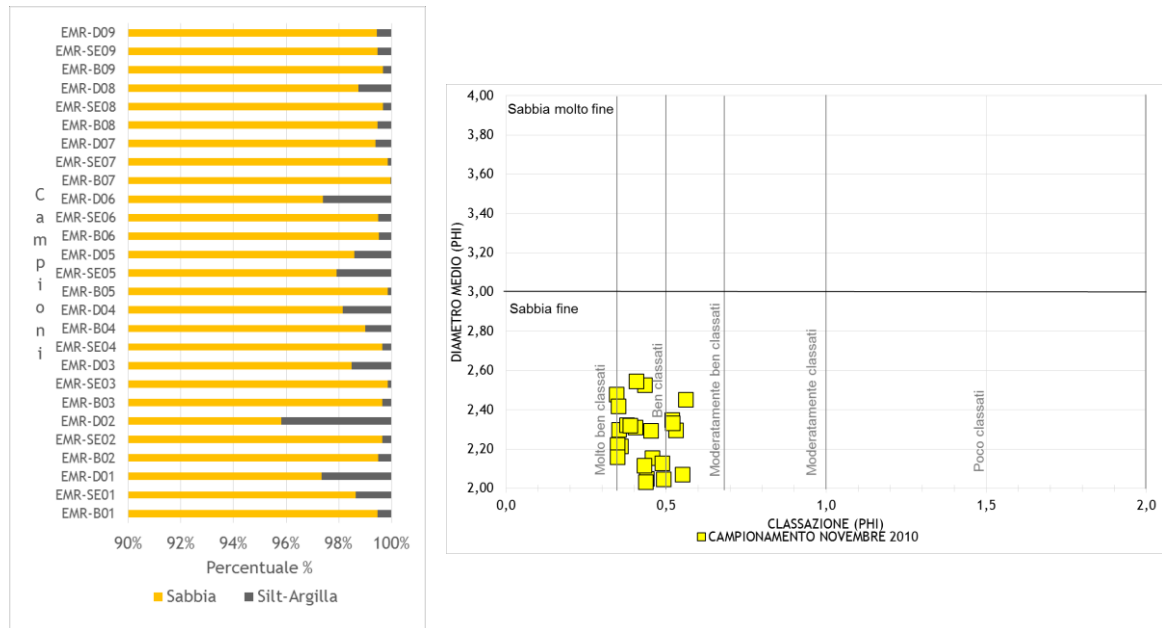


Figura 91: (a sinistra) Istogramma della distribuzione percentuale da sabbia e fango. (a destra) Diagramma del diametro medio e della classazione (Folk & Ward, 1957) dei sedimenti prelevati in Novembre 2010

### 5.1.8.2 Analisi tessiturale dei campioni prelevati in Maggio 2011

Nel tratto litoraneo compreso tra la foce del Fiume Reno (Ra) e la provincia di Rimini, avente una estensione di circa 60 km, si è proceduto ad un secondo campionamento a mano di 55 campioni di sedimento sempre lungo sezioni perpendicolari alla spiaggia, nelle posizioni di cresta della duna, spiaggia e battigia.

Le analisi granulometriche, riportate in Appendice 11.2.4, sono integrative alle analisi risultanti dal primo campionamento di Novembre 2010. I campioni raccolti nelle spiagge presentano percentuali di sabbia superiori al 95 % (Figura 92) e percentuali di frazione fine in media di 1,2 %. Le classi granulometriche prevalenti sono quelle della sabbia fine (56 %) e della sabbia media (32 %). Generalmente, come osservato dalle analisi della precedente campagna, la percentuale siltoso - argillosa è maggiore nelle zone di duna e diminuisce progressivamente lungo il profilo fino alla zona di battigia.

I diametri medi dei sedimenti sono compresi in un range da 1,5 a 2,8  $\phi$  (quindi sabbie a granulometria medio-fine) ad eccezione di un campione avente diametro di 1  $\phi$  (sabbie grossolane). La classazione anche per questi sedimenti è buona (in media 0,4-0,5  $\phi$ ), con massima variabilità riscontrata nei campioni di battigia (classazione da 0,3 a 0,8  $\phi$ , sedimento da molto ben classato a moderatamente classato).



Le analisi mettono in evidenza come nella spiaggia emersa la granulometria del sedimento varia in maniera crescente dalla zona di duna a quella di battigia, così anche la classazione tende ad aumentare. I valori dei diametri medi, infatti, vanno da 2,19  $\phi$  per le dune (con classazione di 0,4), a 2,034  $\phi$  per la spiaggia emersa (classazione di 0,41), fino alla zona di battigia con 2  $\phi$  (con classazione di 0,51).

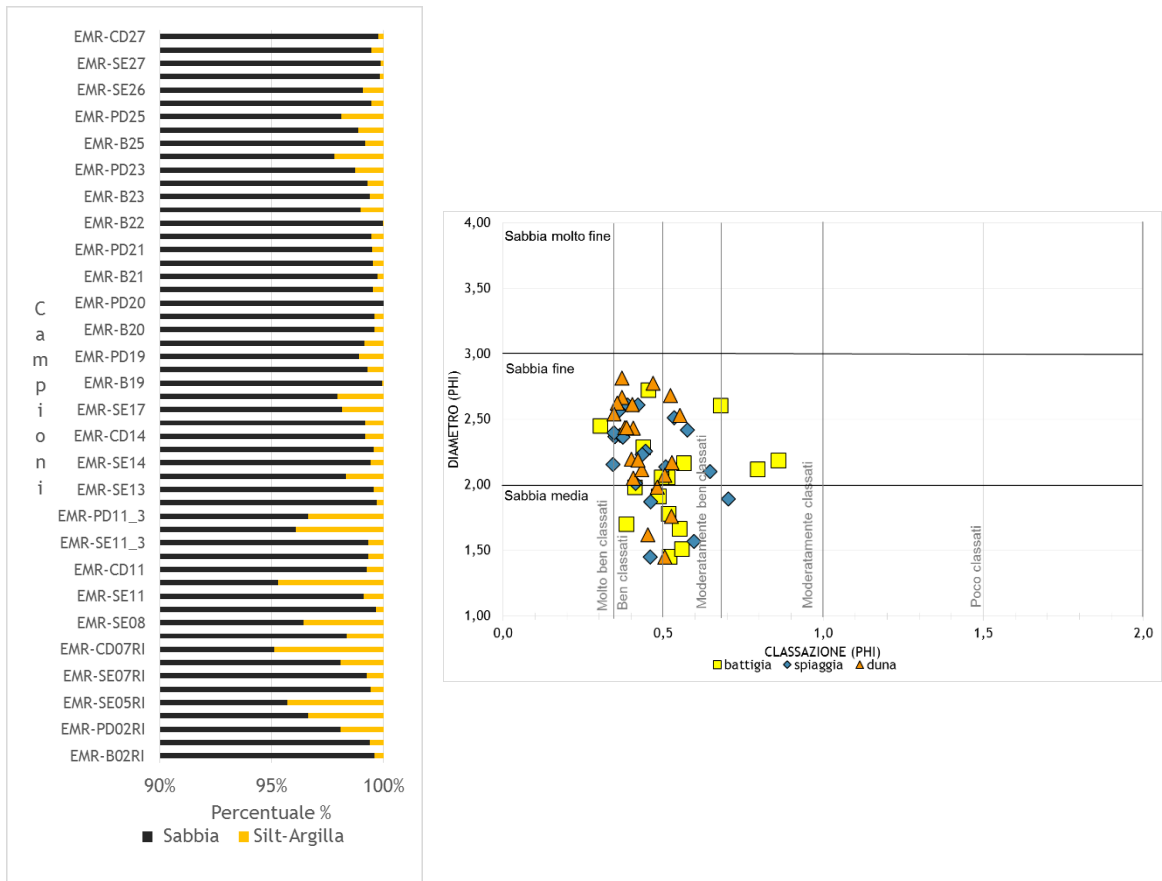


Figura 92: (a sinistra) Istogramma della distribuzione percentuale da sabbia e fango. (a destra) Diagramma del diametro medio e della classazione (Folk & Ward, 1957) dei sedimenti prelevati in Maggio 2011

### 5.1.8.3 Litorale di Marina Romea

L'andamento delle isobate in questo paraggio risulta essere molto regolare, con assenza sostanzialmente di cambi di pendenza nel fondale dalla isobata -2,5 m alla -7 m.

A ridosso nel molo nord di Porto Corsini si rileva una lieve riduzione di pendenza del fondale, dovuta all'interferenza della diga foranea. I fondali sotto costa nel litorale compreso tra i profili ra39bis e ra43, tra la linea di riva e la isobata - 2,5 m, mostrano la presenza di una barra sommersa che dista circa 180 m dalla linea di riva, interrotta nella parte centrale da un varco di circa 190 m. La prima parte di barra a nord presenta una lunghezza di circa 780 m e larghezza di circa 25-30 m, mentre la seconda parte ha una lunghezza di circa 130 m e larghezza di circa 15-18 m. (Figura 93).

In questo tratto di litorale, generalmente, gli interventi antropici rappresentati dai moli foranei del porto di Ravenna e della foce armata del fiume Lamone, hanno provocato fenomeni di accumulo e di erosione della spiaggia emersa ma non hanno determinato grosse interferenze nei fondali dal punto di vista morfologico.

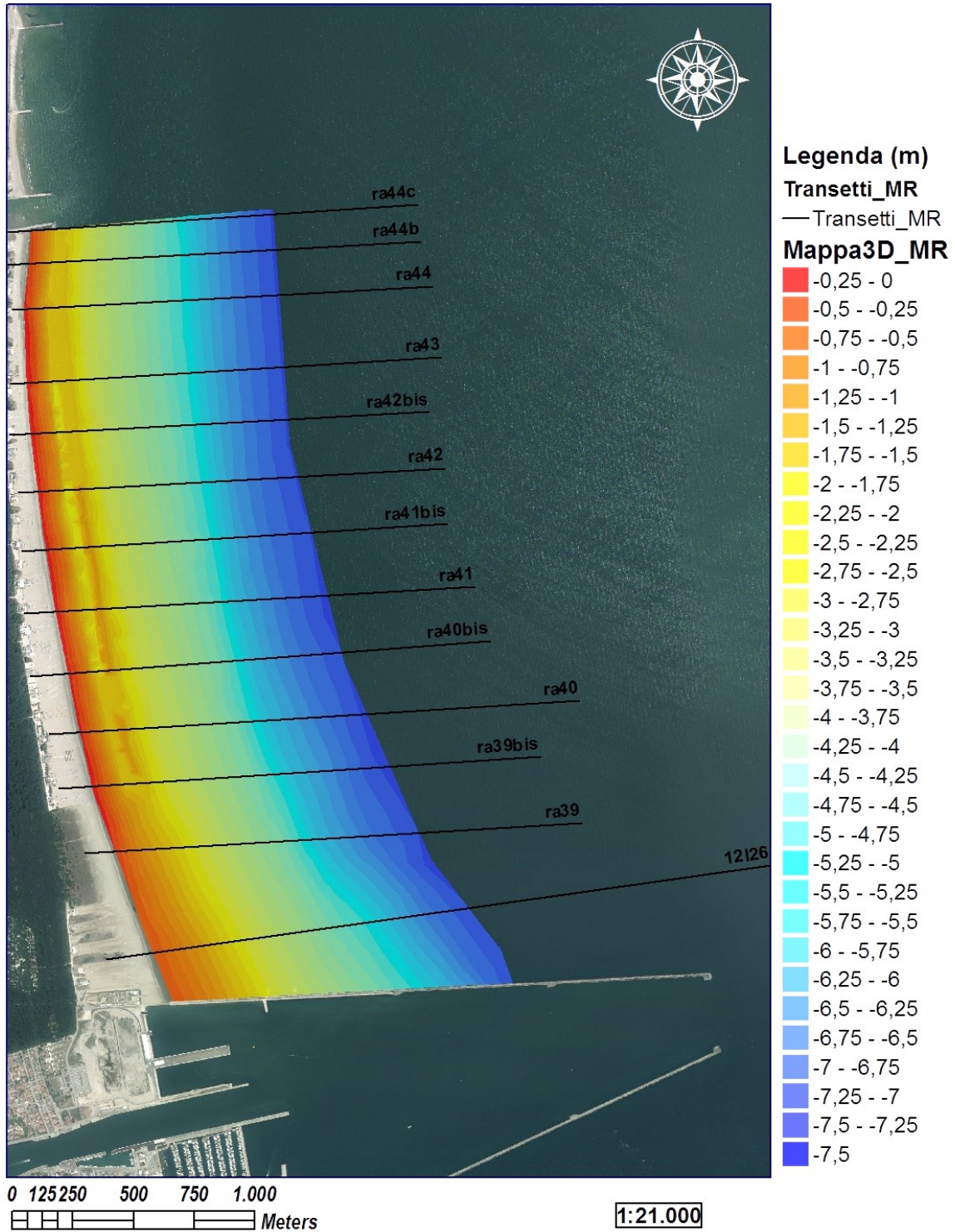


Figura 93: Batimetria del litorale di Marina Romea (RA)

Dalla mappa della distribuzione del Diametro Medio (Figura 94) si evince una diminuzione progressiva del diametro dei sedimenti all'aumentare della profondità, con un range di valori che varia da 2  $\phi$  in zona di spiaggia emersa a circa 5  $\phi$  alla batimetrica -7 metri. Nello specifico si può notare una distribuzione dei diametri suddivisa in tre fasce principali: la prima nella zona corrispondente alla spiaggia emersa e fino alla batimetrica -1 con diametri medi compresi tra 2 e 2,5  $\phi$ ; la seconda nei fondali da -1 a - 3,5 metri con diametri medi compresi tra 2,5 e 3,5  $\phi$  e l'ultima nei fondali dai - 3,5 ai -7 metri con valori di diametro medio compresi tra 3,5 e 5  $\phi$ .

In Figura 8 è, inoltre, chiaramente visibile l'azione di sbarramento sedimentario prodotta dal molo nord di Porto Corsini. A ridosso delle opere, infatti, oltre ad essere evidente un innalzamento dei fondali, è anche riscontrata la presenza di sedimenti di dimensioni medio fini (tra 2,5 e 3,5  $\phi$ ) fino alla batimetrica - 3,5 metri, posta a circa 900 metri dalla linea di riva. Nel tratto intermedio di litorale, invece, dove l'azione dei moli non è molto influente, i sedimenti medio fini sono presenti fino a circa 650 - 700 metri dalla linea di riva, passando poi progressivamente a sedimenti finissimi (dai 3,5 ai 5  $\phi$ ).

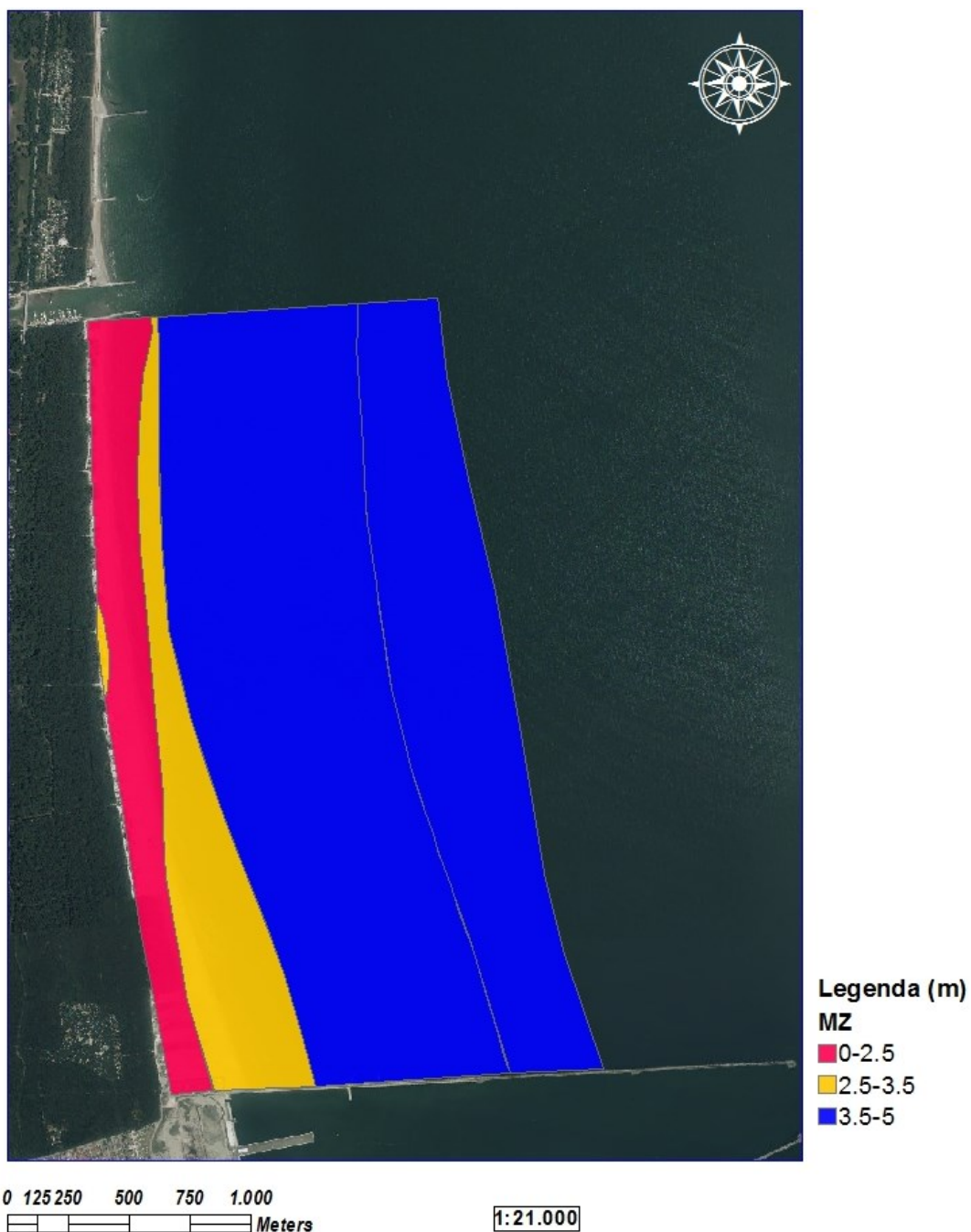


Figura 94: Diametro Medio dei sedimenti della spiaggia emersa e sommersa di Marina Romea

### 5.1.9 Le indagini nell'entroterra

Le indagini eseguite nell'entroterra della provincia di Ferrara hanno riguardato il fiume Po, le Dune di Massenzatica ed altre spiagge e dune del litorale, e la Cave Morina, Bosca e Stazzona (Provincia di Ravenna).

### 5.1.9.1 Il fiume Po e le Dune di Massenzatica

I sedimenti raccolti su ambienti deposizionali diversi, non mettono in evidenza grandi eterogeneità dei parametri tessiturali. I sedimenti, infatti, presentano tutti percentuali di sabbia superiori al 96% con percentuali di frazione fine esigue, mediamente di circa 1 - 4 %. Solamente il campione EMR-F1, corrispondente a sedimento raccolto nell'alveo del fiume Po in corrispondenza della località di Ravalle (FE), presenta un contenuto di ghiaia dell'ordine del 3 % circa.

Secondo i valori dei diametri medi dei sedimenti, si possono individuare due raggruppamenti:

- campioni fluviali: range dimensionale delle sabbie a granulometria media (secondo la classificazione di Wentworth, 1922), a buona classazione (circa 0,4 - 0,5  $\phi$ );
- campioni di duna e di spiaggia: range dimensionale della sabbia a granulometria media e fine (secondo la classificazione di Wentworth, 1922). I sedimenti presentano una classazione variabile da moderatamente ben classati a molto ben classati (da 0,4 a 0,7  $\phi$ ). (Figura 95).

In Figura 96 sono riportate le curve granulometriche dei campioni in cui si evince che i sedimenti campionati ricadono principalmente nella frazione granulometrica delle sabbie medio-fine. Le linee in blu, che descrivono i campioni del fiume Po, sono più spostate verso valori di diametro medio di 1-1,5  $\phi$ , e tendenzialmente sono al limite tra sabbia a granulometria media e grossolana. Le curve granulometriche sono simmetriche (tranne il campione EMR-F1 che invece ha una simmetria coarse skewed) e molto leptocurtiche. Questi parametri, non riscontrati per i campioni fluviali del Veneto, stanno ad indicare che il campione è stato raccolto in un punto dell'alveo fluviale in cui le dinamiche tendono a selezionare molto bene i sedimenti.

I campioni di spiaggia (in giallo) e di duna (in verde) sono caratterizzati da curve granulometriche più spostate verso il limite delle sabbie fini e molto fini e sono anch'esse simmetriche, ma presentano una curtosi che varia da mesocurtica e leptocurtica. Non è stata riscontrata una correlazione diretta tra i sedimenti di duna o spiaggia con classazione e curtosi.

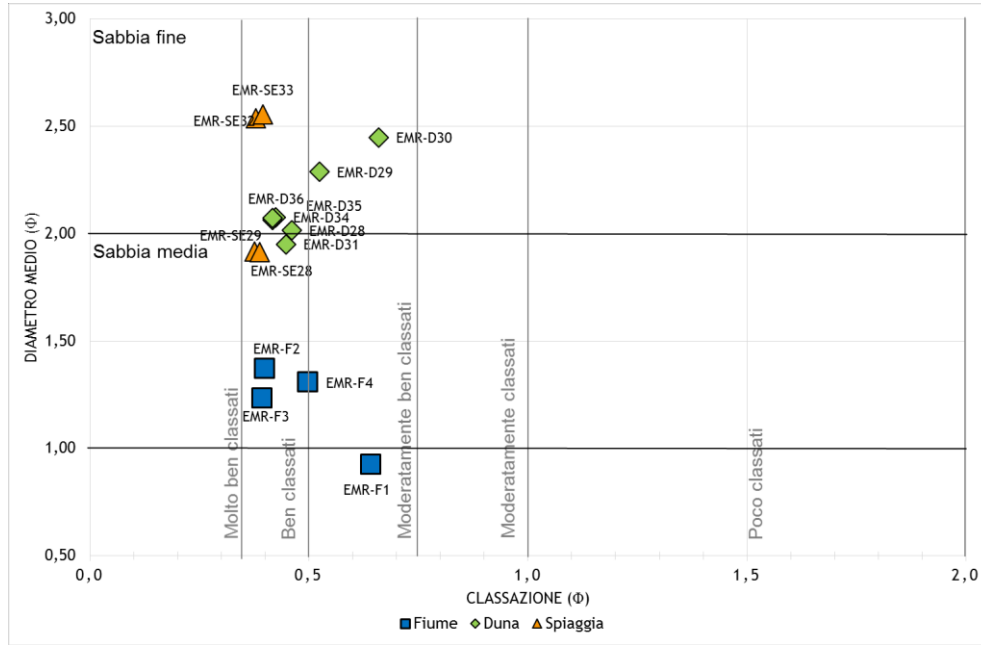


Figura 95: Diagramma della distribuzione del Diametro Medio e della Classazione dei sedimenti

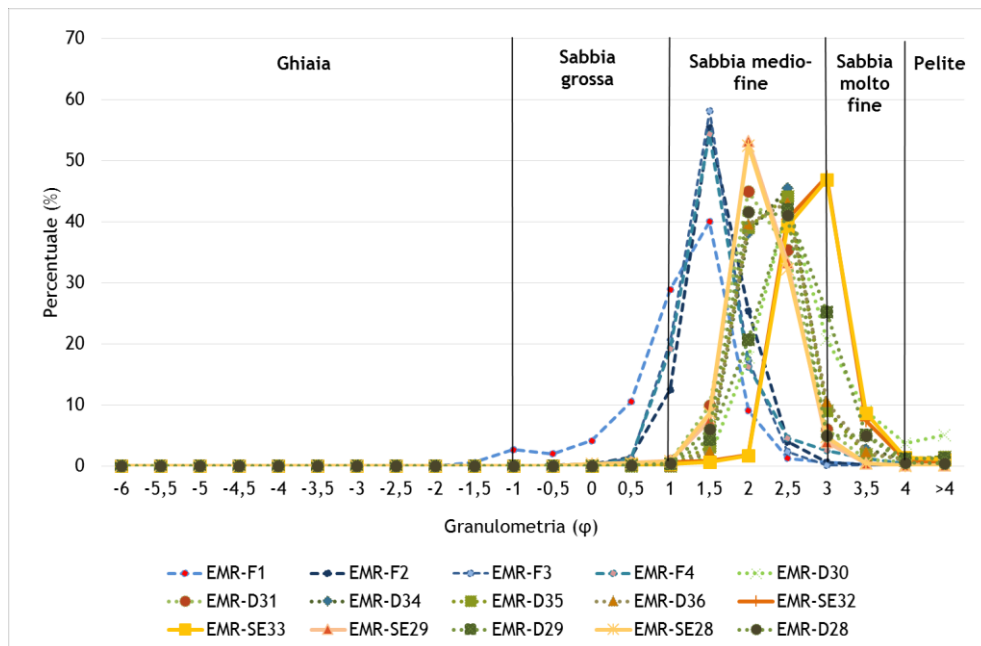


Figura 96: Curve di distribuzione granulometrica dei campioni prelevati nelle zone di Po (in blu); nelle dune di Massenzatica, Lido di Volano, Punta Marina, Lido degli Estensi e Lido di Spina (in verde); nelle spiagge di Lido degli Estensi, Lido di Spina, Milano Marittima e Lido di Savio (in giallo).



### 5.1.9.2 Cave della Provincia di Ravenna

Nella cava Morina le profondità raggiunte e rilevate sono di 8 m (Figura 97), riscontrate nella parte settentrionale e centrale del bacino. Le indagini rivelano la presenza di due penisole (una al centro e un nella zona meridionale del bacino), predisposte rispettivamente per le manovre di dragaggio e per l'impianto di un boschetto.

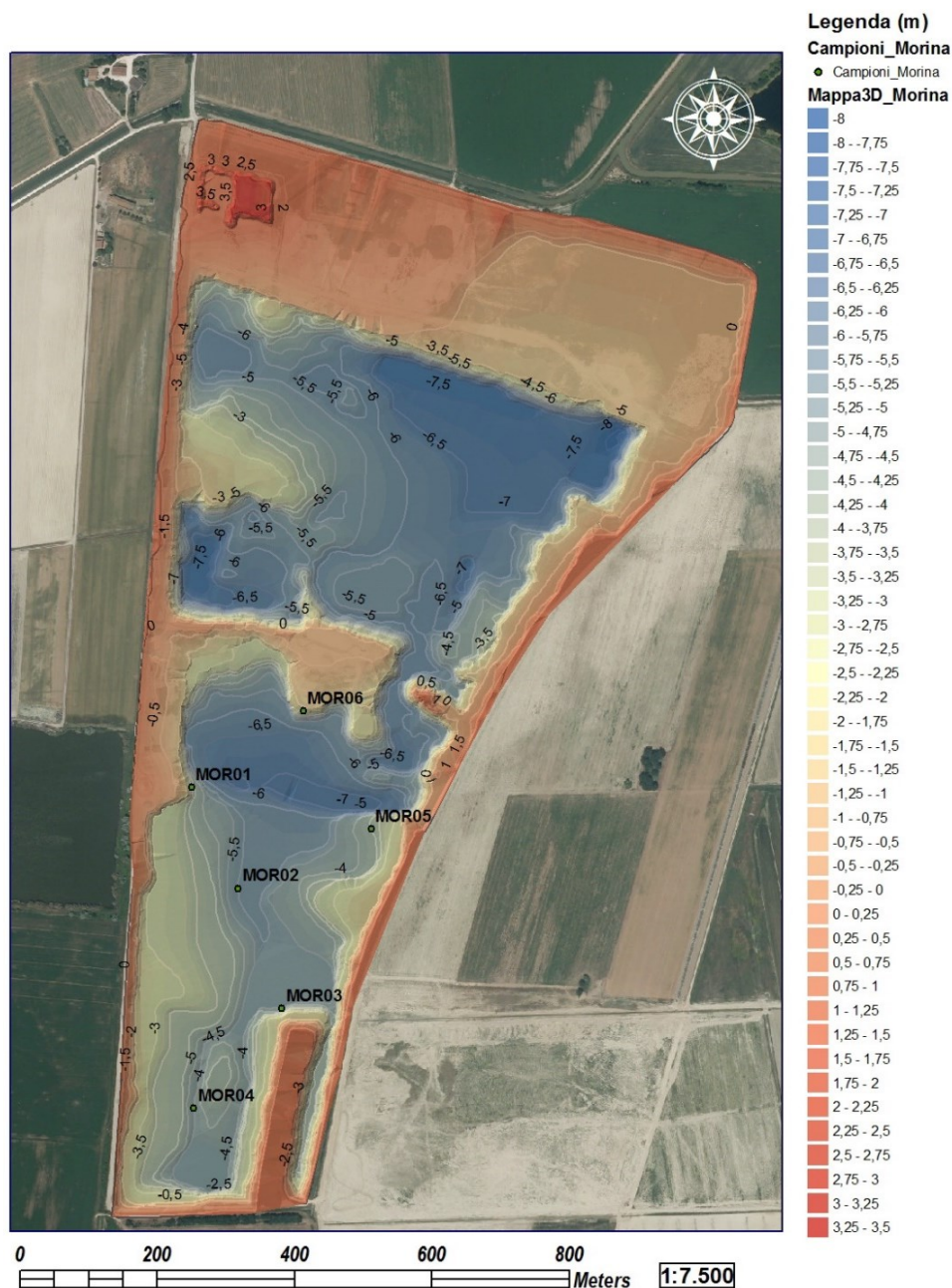


Figura 97: Rilievo batimetrico di Cava Morina(RA)

I rilievi di Cava Bosca hanno evidenziato maggiori approfondimenti nel Lago Nord (fino a - 20 m) e approfondimenti inferiori nel Lago Sud (fino a - 10 m) (Figura 98).

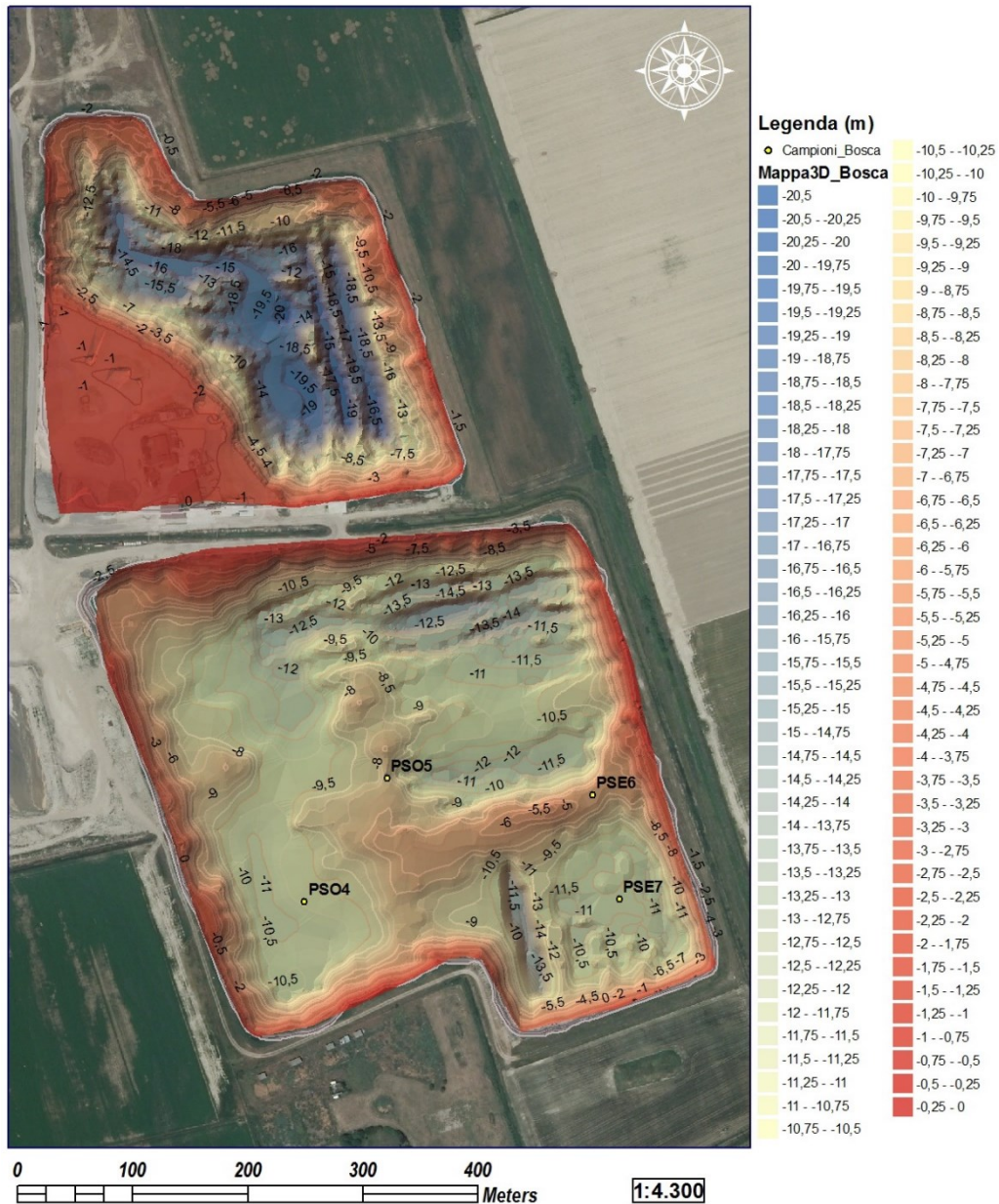


Figura 98: Rilievo batimetrico di Cava Bosca (RA)

I rilievi eseguiti nei tre laghi di Cava Stazzona creati dalle escavazioni hanno messo in evidenza diverse profondità dei fondali. Il lago Nord di cava Stazzona, il più profondo, presenta fondali con profondità fino a - 10,5 m; il lago Centrale raggiunge quote del fondale fino a - 9,5 m mentre il lago Sud, il meno profondo, fino a quote di - 8 m (Figura 99).



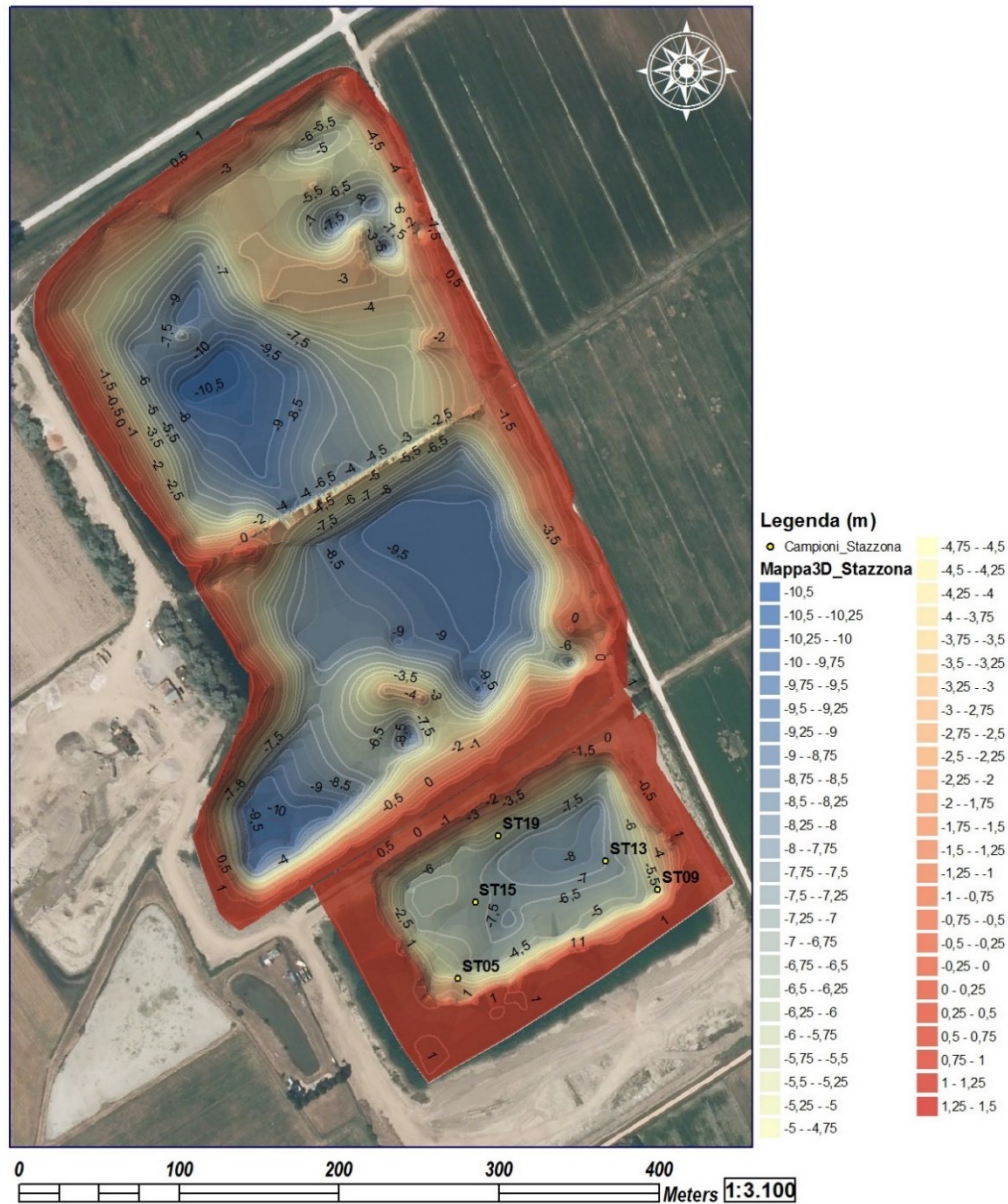


Figura 99: Batimetria di Cava Stazzona (RA)

Dalle analisi condotte emerge che i sedimenti raccolti (Figura 100) sono generalmente corrispondenti alla frazione granulometrica di silt e argilla (da 4 a 9,5  $\phi$ ). Dal diagramma binario Diametro Medio-Classazione si distinguono i sedimenti campionati in:

- Cava Bosca, sedimenti granulometricamente corrispondenti ad argille ( $\phi > 8$ ) e molto scarsamente classati (oltre 2  $\phi$ );
- Cava Morina e Cava Stazzona i cui sedimenti sono molto simili e sono classificati come silt ( $\phi > 4$ ) molto scarsamente classati (da 2,3 a 3,5  $\phi$ );

Solamente un campione, prelevato in Cava Stazzona e denominato EMR-C15-ST, corrisponde a sedimento di sabbia molto fine e moderatamente ben classato.

Le percentuali di sabbia e pelite, di conseguenza, sono rivolte verso un contenuto molto elevato di pelite (dal 42 al 99%) ed a un contenuto di sabbia percentuale molto basso ( )

I risultati delle analisi condotte sui sedimenti campionati sullo strato più superficiale dei fondali delle cave (eseguito con benna Van Veen, come riportato nel Capitolo 4), presuppongono che vi sia presenza di sedimento mal classato o molto fine alla base delle aree di scavo.

In tutti i punti di campionamento effettuati sul fondale, infatti, è presente uno strato di materiali fini, non corrispondente alla tipologia di sedimento indicato dalle indagini geognostiche pregresse eseguite nelle tre cave. Questo induce a pensare che sui fondali sia depositato del sedimento argilloso-limoso probabilmente perso dalla benna durante gli scavi, che ha creato una impermeabilizzazione dei bacini di cava.

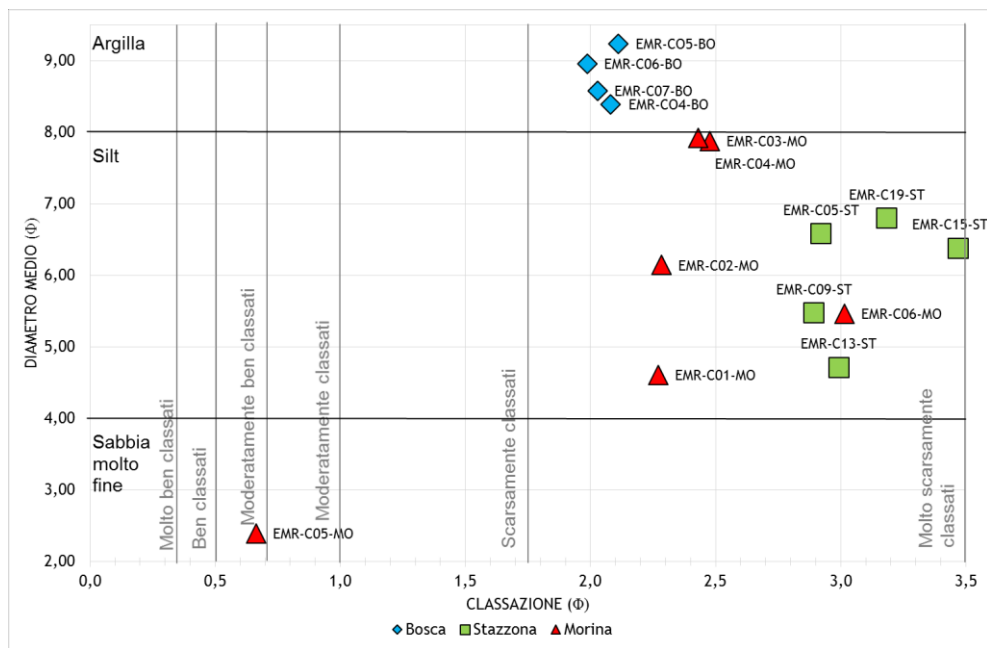


Figura 100: Diagramma del diametro medio e della classazione (Folk & Ward, 1957) dei sedimenti prelevati nelle Cave della Provincia di Ravenna

## 5.2 TOSCANA

### 5.2.1 Il porto di Livorno

I sedimenti dragati da Darsena Toscana nel porto di Livorno, i cui punti di prelievo sono riportati nel Capitolo 4, Paragrafo 4.2.1, sono stati caratterizzati per gli aspetti sedimentologici (morfologici e tessiturali) e composizionali (chimismo).

Sui sedimenti, dopo la valutazione dello stato ambientale, è stato applicato un trattamento di decontaminazione, consistente in una fase di sorting dei sedimenti nativi (eseguita tramite vagliature) e una fase di attrizione solamente della frazione sabbiosa separata, attraverso cella di attrizione.

La caratterizzazione dei sedimenti è stata ripetuta dopo i trattamenti eseguendo nuovamente le indagini.

#### *5.2.1.1 Indagini pre trattamento*

##### 5.2.1.1.1 Analisi tessiturali

I sedimenti oggetto di dragaggio nei fondali di Darsena Toscana, quindi i sedimenti quali, sono stati sottoposti ad uno studio granulometrico e morfologico.

Per ogni punto di prelievo si è proceduto a suddividere ulteriormente i sedimenti in 3 sottogruppi, con successive quartature, garantendo una maggiore caratterizzazione dei grandi volumi di materiale dragato per queste indagini. In definitiva sono stati analizzati 6 campioni di sedimenti, di cui si riportano solamente i valori medi in quanto non sono apprezzabili eterogeneità rilevanti nei parametri tessiturali.

Ai fini della valutazione, i sedimenti sono stati sottoposti a una serie di repliche delle analisi sedimentologiche e le stime sono state effettuate con criteri statistici.

Le percentuali delle classi granulometriche rinvenute nelle varie repliche dei campioni sono riportate in Figura 101 (ed in Appendice 11.3.1).

I valori ricavati dalla media delle repliche analitiche, si possono riassumere nel seguente modo:

- T-P1: 2,5% di ghiaia, circa 56% di sabbia e 41% di limo e argilla;
- T-P2: 3% di ghiaia, circa 50% di sabbia e 46% di limo e argilla.

Da questi valori si evince che il campione medio T-P1 è caratterizzato mediamente da valori percentuali più alti della frazione sabbiosa e rispettivamente più bassi della frazione fine. Il campione medio T-P2 presenta invece percentuali relativamente simili di sabbia, silt e argilla.

La tabella “Parametri tessiturali prima del trattamento” (Appendice 11.3.1) riassume i principali parametri tessiturali di Folk and Ward (1957), da cui si può apprezzare che i sedimenti presentano diametri medi generalmente compresi tra 3,5  $\phi$  e 3,6  $\phi$  ed i sedimenti si presentano mediamente mal classati (1,2  $\phi$ ).

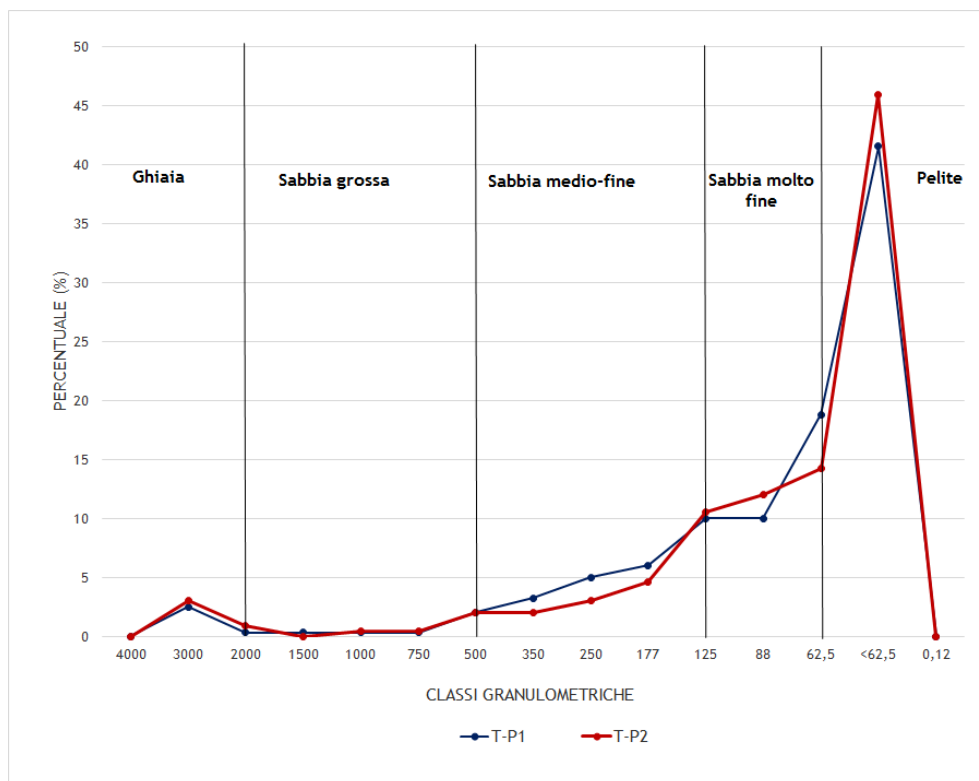


Figura 101: Distribuzione granulometrica dei sedimenti prelevati in darsena Toscana

### 5.2.1.2 Indagini post trattamento

Il trattamento di soil washing, applicato ai campioni del porto di Livorno, è stato eseguito presso l'impianto pilota dell'ex società Diemme Soilwashing di Lugo (RA).

L'impianto pilota industriale è stato utilizzato sui sedimenti dragati di entrambi i punti di prelievo. A scopo sperimentale, è stato aggiunto al trattamento di soil washing/sorting anche il trattamento con cella di attrizione delle sabbie, utilizzato per verificare se vi erano ricadute nella concentrazione di inquinanti inorganici.

### 5.2.1.3 Cella di attrizione

Il processo di decontaminazione con cella di attrizione è stato eseguito solamente nelle frazioni sabbiose dei sedimenti, come è illustrato nello schema dell'impianto pilota di Figura 4.

#### 5.2.1.3.1.1 Analisi tessiturali

Le analisi tessiturali condotte dopo il processo di soil washing e sorting, ovvero di separazione delle frazioni sabbiose da quelle pelitiche, sono state eseguite rinvenendo le percentuali tessiturali al termine del trattamento.

Come riportato in Appendice 11.3.2 in “Tessitura dei sedimenti dopo il trattamento”, nonostante la separazione delle due frazioni principali, ossia sabbia e fango, sia stata eseguita con buoni risultati, il processo non è stato in grado di creare due frazioni pure al 100 %. Dal grafico di Figura 102, riportante le sabbie separate, si può notare che tutti i campioni presentano percentuali di sabbia dall'89 % al 97 %, con un minimo della percentuale di pelite del 2,9 % (campione T-P1) ed un massimo del 10,7 % (campione T-P2).

La distribuzione granulometrica delle sabbie, dopo il trattamento di attrizione, è molto simile per il campione T-P1, come si può osservare dalle curve blu della Figura 102. Per questo campione i valori percentuali della classi granulometriche sono pressoché uguali prima e dopo il trattamento. La tessitura del campione è invariata dopo l'attrizione ed il sedimento consiste di sabbia fine (circa 2,9  $\phi$ ) moderatamente classata (circa 0,5  $\phi$ ).

Il campione T-P2, al contrario del precedente, ha risentito del trattamento di attrizione (curve granulometriche in rosso, Figura 102), in particolare nella classe granulometrica della sabbia molto fine che presenta un aumento percentuale di circa il 7 % (dal 76 % all'83%). Le classi granulometriche che discretizzano il resto della curva hanno subito delle lievi diminuzioni da 1,5 % al 2,5 %.

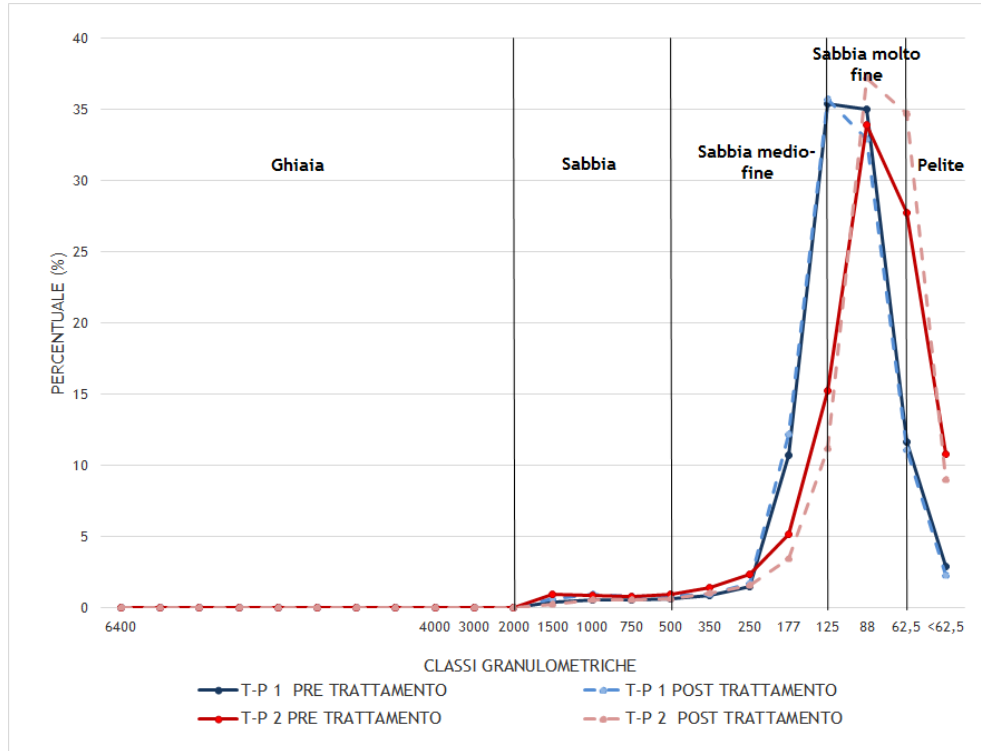


Figura 102: Distribuzione granulometrica delle frazioni sabbiose separate, prima e dopo il trattamento di attrizione

#### 5.2.1.3.1.2 Analisi chimica a fluorescenza a raggi x

I sedimenti del porto di Livorno sono sabbie molto quarzifere con presenza di  $\text{SiO}_2$  rilevante. Nei sedimenti tal quali la percentuale di  $\text{SiO}_2$  è del 50 % circa, mentre nelle sabbie ricavate pre e post trattamento la percentuale di  $\text{SiO}_2$  è maggiore, fino al 63% per il campione T-P1 e al 79 % per il campione T-P2. Nello specifico, la fase di trattamento delle sabbie tramite attrizione induce nelle frazioni sabbiose un aumento relativo di  $\text{SiO}_2$  di circa il 4-5 %. Il contenuto di  $\text{Al}_2\text{O}_3$  è concentrato maggiormente nei campioni tal quali, con percentuali dal 12 al 16 %, in corrispondenza del maggior contenuto percentuale di frazione pelitica caratterizzata generalmente da minerali fillosilicatici. L'ossido di Alluminio nei campioni di sabbie separate e successivamente attrizionate diminuisce notevolmente fino a percentuali di 6 - 8 %.

Nel campione T-P1 tal quale, l'Ossido di Calcio è presente in percentuale del 10 % e viene concentrato nelle sabbie pre - trattamento fino a circa il 14 %. La fase di trattamento provoca una diminuzione della percentuale di  $\text{CaO}$ , con una diminuzione fino al 12 %. Lo stesso accade per il campione T-P2 in cui il  $\text{CaO}$  è presente per il 4 % nel campione tal quale, aumenta nelle sabbie pre - trattamento fino al 5 %, per diminuire successivamente dopo il trattamento fino al 3 %.

L'ossido di Ferro risulta essere concentrato principalmente nella frazione pelitica e pertanto è maggiormente rinvenuto nei campioni tal quale (circa il 7 %). Nelle sabbie la percentuale di FeO diminuisce fino al 2,5 % circa e cala ulteriormente con il trattamento con cella di attrizione, fino ad una percentuale di 1,6 % circa.

Gli altri ossidi non presentano variazioni significative durante la fase di trattamento. I risultati delle analisi sono riportati in Appendice 11.3.2, alla tabella "Analisi chimica a fluorescenza a raggi x".

#### *5.2.1.3.1.3 Stato ambientale dei campioni rispetto ai limiti di legge (prima e dopo il trattamento)*

I campioni tal quali risultano inquinati per alcuni inquinanti inorganici, con superamento dei limiti della colonna A del D.Lgs.152/2006 che riguardano il contenuto di Co, Cr, V e Zn in entrambi i campioni nativi. Il campione T-P2, in aggiunta, è inquinato anche per il contenuto di Pb. Il contenuto di Zn è il maggiore rispetto agli altri inquinanti inorganici e supera il limite normativo fino a 4,7 volte.

I superamenti di Zn sono riscontrati anche nella frazione sabbiosa T-P1 pre e post trattamento di attrizione, anche se le concentrazioni di questo elemento diminuiscono da 672 ppm del campione nativo, a 324 ppm delle sabbie pre-trattamento, a 283 ppm delle sabbie post-trattamento.

I valori di Ba, anche se non indicati nei vari limiti di legge, sono molto rilevanti nei campioni tal quali (intorno a 300 ppm), mentre diminuiscono nelle sabbie pre-trattamento (a circa 270 ppm) e nelle sabbie post-trattamento, a circa 240 ppm e 190 ppm.

In Figura 103, sono riportati i superamenti del Limite della colonna A del D.Lgs152/2006 per i campioni tal quale e che hanno subito il trattamento di decontaminazione.

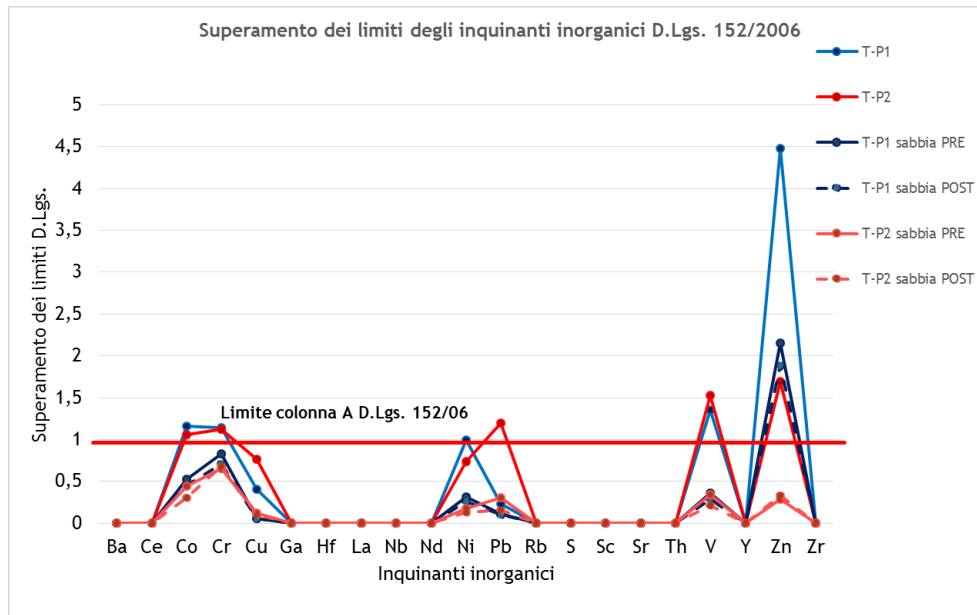


Figura 103: Stato ambientale dei sedimenti prima e dopo il trattamento

A seguito di questo tipo di trattamento, il contenuto di inquinanti inorganici e di elementi in traccia nella frazione sabbiosa è variato. La Figura 104 riassume le variazioni percentuali per ogni elemento, sia negli incrementi che nelle riduzioni delle concentrazioni. Gli incrementi maggiori si riscontrano nelle concentrazioni di Afnio, Lantanio, Neodimio, Scandio (nel campione T-P2), Torio (nel campione T-P1), Zinco e Zirconio (nel campione T-P2).

Le riduzioni principali nelle concentrazioni si riscontrano per molti elementi, ma in maniera maggiore per Cobalto, Nichel, Piombo, Vanadio e Stronzio.



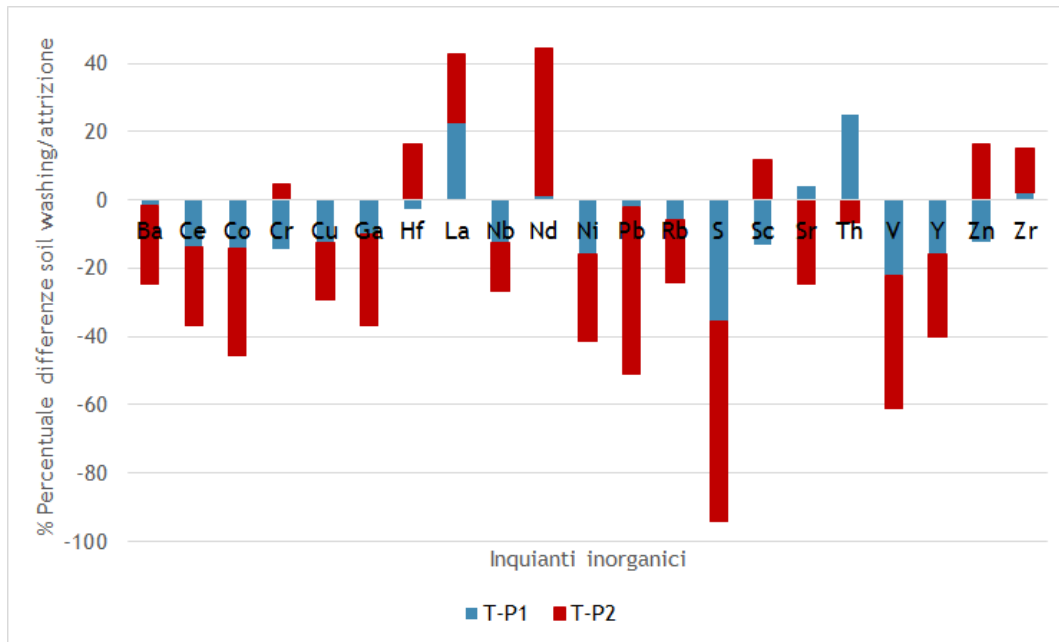


Figura 104: Differenze percentuali degli inquinanti inorganici dopo il processo di attrizione

### 5.2.2 Il litorale toscano

Nel litorale toscano sono stati campionati, nell'estate del 2012, i sedimenti della spiaggia emersa nella località di Ronchi di Marina di Massa (nella provincia di Massa-Carrara).

Le analisi granulometriche effettuate hanno avuto lo scopo di caratterizzare le spiagge presenti e di avere un quadro sedimentologico della spiaggia in esame.

Sulla base delle percentuali relative a ciascuna classe granulometrica, sono stati tracciati i diagrammi di frequenza. Sulla base dei parametri ricavati con il metodo di Folk & Ward (1957), sono stati tracciati i diagrammi di dispersione dei singoli campioni.

#### 5.2.2.1 Analisi tessiturale dei campioni prelevati in Agosto 2012

Le analisi granulometriche, riportate in Appendice 11.3.3, mettono in evidenza una omogeneità generale dei parametri tessiturali dei campioni raccolti. I sedimenti presentano percentuali di sabbia dal 98 % al 100 %, con percentuali di fango esigue mediamente di circa 1-2 %. I sedimenti cadono nel range dimensionale della sabbia medio-fine (da 500 a 125  $\mu\text{m}$ - da 1 a 3  $\phi$ ), sia per i campioni prelevati in zona di spiaggia che di battigia. Nei campioni di battigia si riscontra una leggera prevalenza della percentuale di sabbia grossa rispetto ai campioni di spiaggia, nell'ordine del 5% (Figura 105). Dall'analisi si può notare come lungo il litorale e lungo l'asse spiaggia-battigia, la distribuzione granulometrica non presenta variazioni considerevoli.

I diametri medi ricadono nel range dimensionale di 1,3-1,5  $\phi$  (quindi sabbie a granulometria media, secondo la classificazione di Wentworth, 1922) e presentano una buona classazione (circa 0,4 - 0,5  $\phi$ ). Il parametro di Curtosi che ne deriva è mediamente di 1,1, quindi le curve granulometriche di questi campioni sono leptocurtiche, con coefficiente di simmetria di 0,02 che discrimina delle curve di tipo simmetrico.

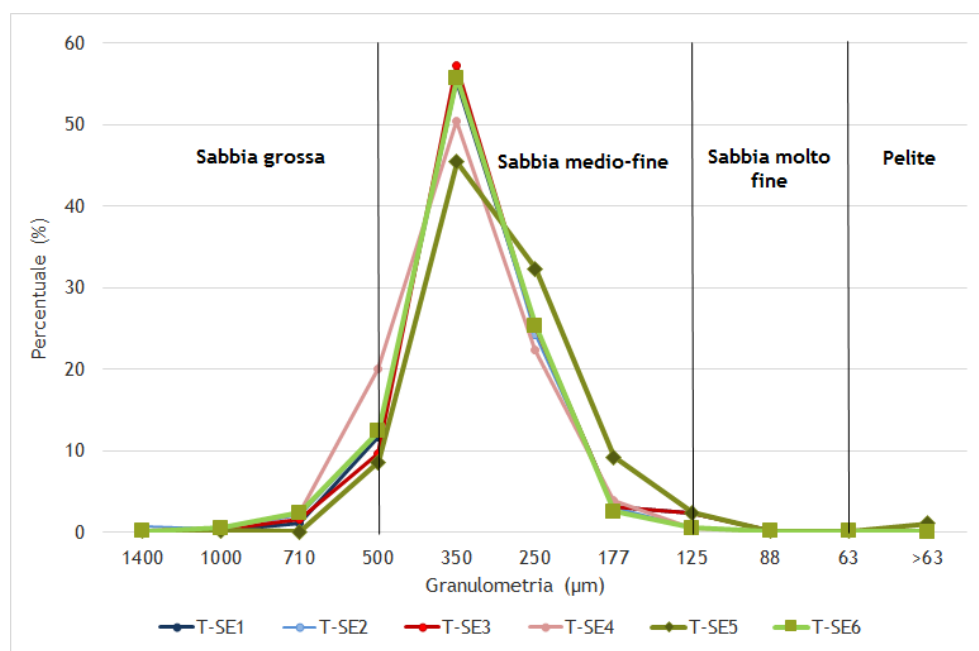


Figura 105: Distribuzione granulometrica dei sedimenti del litorale di Marina di Massa

### 5.3 PROVINCIA DI CONSTANTA (ROMANIA)

Nella città di Constanta sono state svolte, nell'ambito del Progetto Life Sediportsil, due campagne di campionamento del porto di Midia (nel 2011 e nel 2012), nell'ambito delle quali sono stati raccolti ed elaborati i campioni portuali descritti in questo studio di ricerca.

Le indagini sono state svolte anche nel litorale limitrofo al porto di Midia, con selezione di due profili significativi della spiaggia, scelti in due località caratteristiche quali Chituc e Edighiol (cittadina di Corbu).

#### 5.3.1 Il porto di Midia

I campioni prelevati dal porto di Midia (Figura 34) sono stati descritti nei caratteri sedimentologici (morfologici e tessiturali) e composizionali, per valutare lo stato ambientale dei sedimenti e verificarne l'impatto antropico. L'obiettivo principale di questi test è di individuare il livello di inquinamento dei contaminanti registrato nei sedimenti. Le principali fonti di inquinanti nel Porto di Midia sono le attività industriali, in particolare l'attività petrolifera esistente nell'area perimetrale del porto, le operazioni di scarico e carico delle navi, fonti locali di inquinamento, gli agenti atmosferici che prendono in carico gli inquinanti e li rilasciano successivamente in questa area.

Sulla base dei dati raccolti sono stati individuati i sedimenti sui quali si è proceduto all'applicazione di tre tipi di trattamento di decontaminazione (soil washing, cella di attrizione, fusione con torcia al plasma). La caratterizzazione di ogni gruppo di sedimenti è stata ripetuta dopo i trattamenti eseguendo nuovamente le indagini tessiturali, chimiche e microscopiche. Il confronto comparativo dei tre metodi di decontaminazione, ha messo in evidenza peculiarità per ogni tipologia di trattamento.

Su tutti i campioni sono stati determinati i contaminanti inorganici mediante fluorescenza di raggi x presso il Dipartimento di Fisica e Scienze della Terra dell'Università di Ferrara, ed il contenuto di idrocarburi e altri contaminanti organici nei laboratori del CRSA Med Ingegneria di Marina di Ravenna.

### 5.3.1.1 Indagini pre - trattamento (campionamento 2011)

#### 5.3.1.1.1 Analisi Tessiturali

I sedimenti sono tendenzialmente classificabili come sabbia molto fine e silt grossolano, con percentuali di pelite considerevoli (dal 7% al 42%). In Figura 106 sono riportate le percentuali tessiturali dei sedimenti, descritte ulteriormente in Appendice 11.4.1.

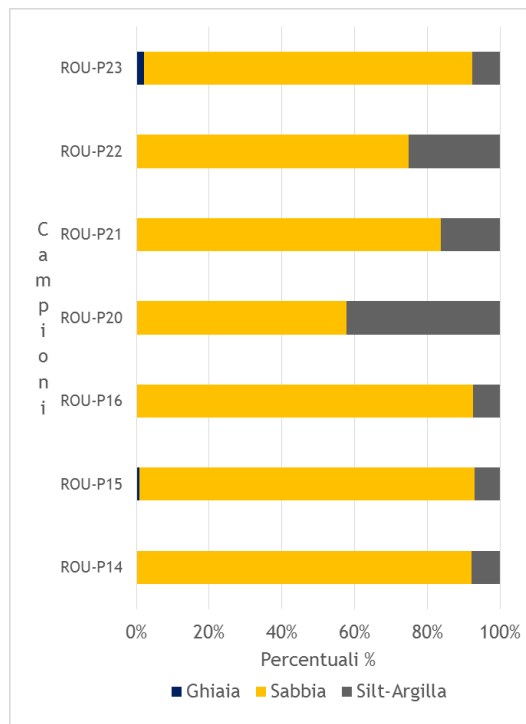


Figura 106: Percentuali tessiturali dei campioni del porto di Midia del 2011

Osservando i punti di prelievo (Figura 34), sia nella zona esterna alla bocca orientale del Porto di Midia sia all'interno dell'area portuale, le sabbie hanno caratteristiche dimensionali molto simili tra di loro (i diametri medi ricadono tutti in un range da 3 a 4  $\phi$ , con classazione variabile da 0,3 a 0,6  $\phi$ ). Il campione prelevato in corrispondenza della Bocca occidentale e quindi del Canale Danubio (ROU-P23), ha una granulometria corrispondente alle sabbie fini, con diametro medio di 2,8  $\phi$  ed è scarsamente classato (1,2  $\phi$ ).

Osservando l'andamento delle curve granulometriche (Figura 107) si deduce che:

- Nella zona di Terminal (campione ROU-P 16), i sedimenti in "sospensione" che hanno diametri molto fini (inferiori a 63 micron), coprono un intervallo del 50% della distribuzione totale. Dal punto di vista idrodinamico anche le sabbie molto

fini e fini (49%) si comportano alla stessa maniera. I sedimenti più grossolani, che tendenzialmente si muovono sul fondale, sono praticamente assenti in questa area portuale. La deposizione di questi sedimenti molto fini sul fondale indica che questa parte del bacino è assolutamente calma e non soggetta a correnti, nonostante la profondità sia compresa tra - 2,1 e - 3,4 m. Un altro fattore importante che mostra la prevalenza dei processi gravitativi è rappresentato dalla fauna (molluschi) che è quasi presente in tutti i punti di campionamento.

- Nella zona di transito navale (campioni ROU-P 15, 20, 21, 22, 23) i sedimenti hanno una distribuzione delle curve granulometriche che varia da frazioni molto fini (silt-argilla), a frazioni di sabbia molto fine, fine e media. La presenza di sedimento leggermente più grossolano indica che, in questo settore, sono presenti correnti interne al bacino, dovute probabilmente all'allineamento delle bocche occidentale ed orientale, che inducono il naturale scambio idrico, ed al maggiore traffico di navi su questo tratto. Di queste curve granulometriche, la più diversa corrisponde al campione ROU-P23. Questo campione è il più vicino al Canale Danubio ed è probabilmente interessato dalle correnti prodotte a causa di meccanismi di aspirazione e scarico delle pompe. Tuttavia in tutti i campioni prevale la frazione limosa.
- Nella zona di area marina, il campione ROU-P 14 è stato raccolto a una distanza di oltre 2 miglia dalla costa, i sedimenti sono caratterizzati da una dominanza della frazione fine, riscontrata anche da precedenti campagne di rilievo, per l'esistenza di condizioni di sedimentazione calme registrate anche a grande profondità.

In conclusione, l'area interna del porto Midia è caratterizzata da un'area settentrionale in cui prevalgono fenomeni di sedimentazione e da una meridionale in cui insistono correnti locali. La maggior parte dei fondali dell'area interna del porto è caratterizzato da sedimenti prevalentemente di tipo limosi.

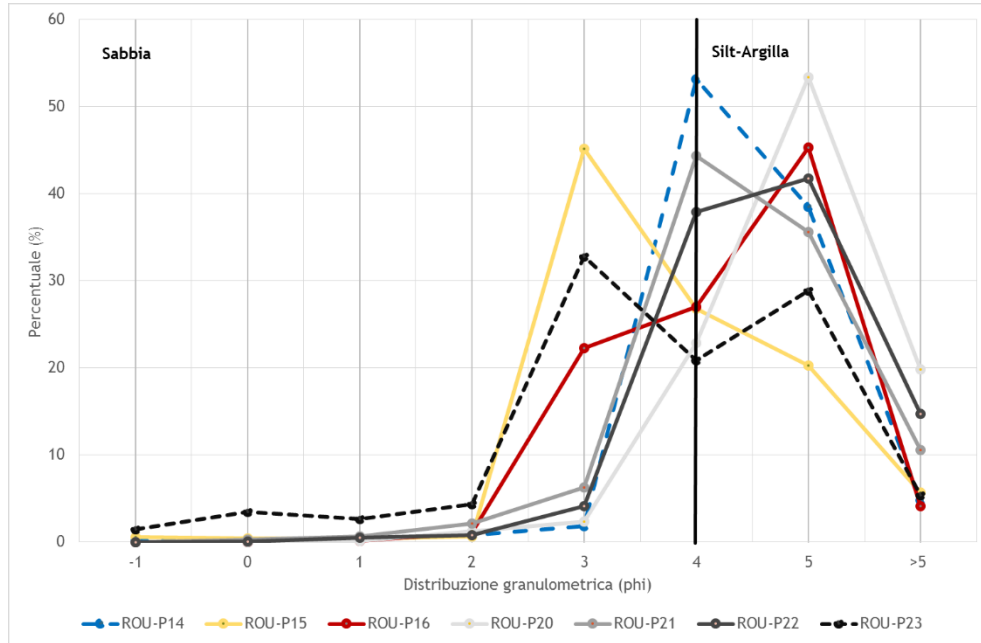


Figura 107: Curve granulometriche dei campioni prelevati nel campionamento del 2011

#### 5.3.1.1.2 Stato ambientale dei sedimenti rispetto ai limiti di legge italiani

Considerando i sedimenti raccolti, i risultati delle analisi dei metalli e degli idrocarburi in particolare, permettono di caratterizzare i sedimenti in base al loro stato ambientale (vedere Appendice 11.4.1, “Analisi chimiche PRE trattamento”). Il superamento dei limiti rispetto alla tabella A del D.Lgs.152/2006 è:

- 1) area di transito navale: Rame, Zinco, Arsenico, gli IPA, tutti gli idrocarburi aromatici singoli e totali (supera anche la tabella B);
- 2) area marina: tutti gli idrocarburi aromatici ad eccezione del pirene, gli idrocarburi totali, gli IPA;
- 3) area di carico: gli IPA, tutti gli idrocarburi aromatici singoli e totali.

Gli inquinanti inorganici che superano i limiti della colonna A del D.Lgs.152/2006 di circa 1,2 volte, sono descritti in Figura 108.

I sedimenti risultano quasi tutti contaminati da idrocarburi con superamenti anche della Col. B, Tab. 1, Annex 5, del D.Lgs.152/06 oltre che della Col. A e del D.M.367/2003 Table 2. Anche gli IPA hanno concentrazioni sopra i limiti della Col. B, Tab. 1, Annex 5, D.Lgs.152/06 oltre che della Col. A e del D.M.367/2003 Table 2. Solamente la zona marina esterna al bacino portuale non ha contaminazione da IPA (Figura 109).

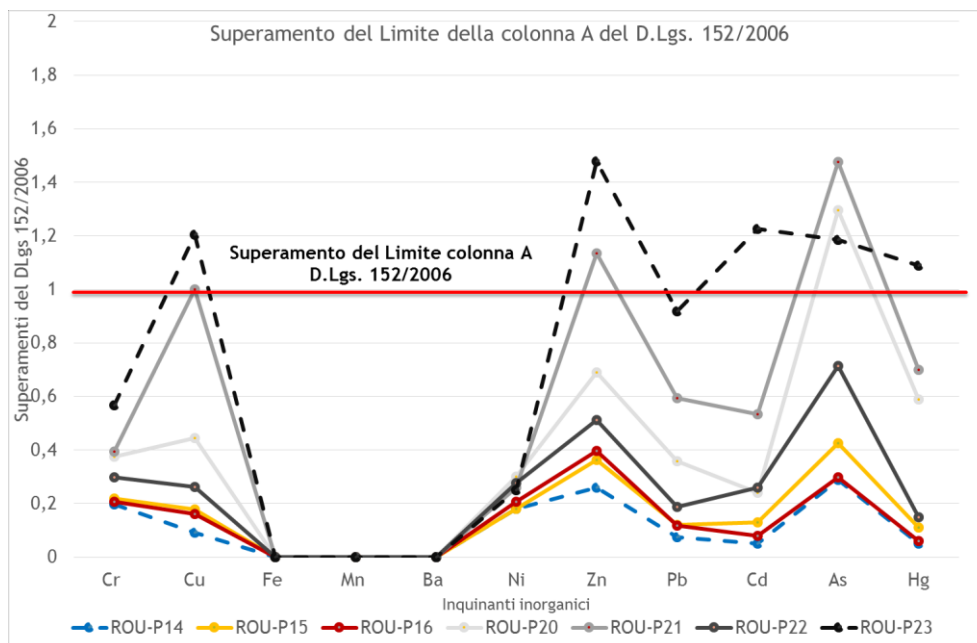


Figura 108: Superamenti del contenuto di inquinanti inorganici rispetto alla colonna A del D.Lgs.152/2006

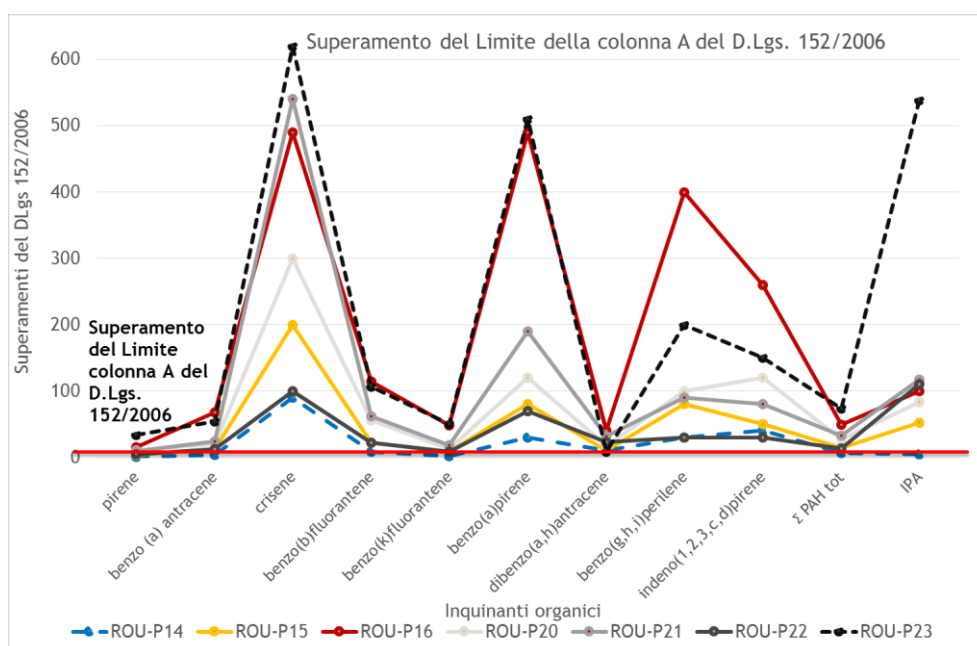


Figura 109: Superamenti del contenuto di inquinanti organici rispetto alla colonna A del D.Lgs.152/2006

In Tabella 23 sono riportati a confronti i superamenti dei limiti normativi rispetto alle colonne A e B del D.Lgs.152/2006 e rispetto alla tabella 2 del D.M. 367/2003.

Dal confronto emerge chiaramente che è presente una contaminazione anche se lieve, secondo la colonna A del D.Lgs.152/2006, solamente di alcuni contaminanti inorganici (Cu, Zn, Cd, As, Hg), mentre rispetto agli altri limiti normativi non vi è contaminazione.

Molto diversa è, invece, la contaminazione da inquinanti organici in quanto il grado di contaminazione è elevatissimo (fino a 8000 volte rispetto al D.M. 367/2003) ed esteso a quasi tutti i composti. In particolare, l'inquinamento dei campioni è molto elevato per tutti gli IPA singoli e totali e raggiunge tenori ancora più elevati di PCB. Il campione ROU-P14, prelevato fuori dal bacino portuale, è l'unico a presentare superamenti per la colonna A ma non per la colonna B del D.Lgs.152/2006.



Tabella 23: Superamenti del contenuto di inquinanti inorganici e organici rispetto alla colonna A e B del D.Lgs.152/2006 e rispetto alla tabella 2 del D.M. 367/2003. In rosso sono riportati i valori che superano i limiti normativi.

PARAMETRI	Colonna A D.Lgs.152/2006								Colonna B D.Lgs.152/2006								Tabella 2 D.M. 367/2003							
	RO U- P1	RO U- P1	RO U- P1	RO U- P2	RO U- P2	RO U- P2	RO U- P2	RO U- P2	RO U- P1	RO U- P1	RO U- P1	RO U- P2	RO U- P2	RO U- P2	RO U- P2	RO U- P1	RO U- P1	RO U- P1	RO U- P2	RO U- P2	RO U- P2	RO U- P2		
Cr	0,19	0,22	0,03	0,07	0,39	0,29	0,56	0,07	0,04	0,04	0,07	0,07	0,05	0,10	0,59	0,65	0,63	0,12	0,18	0,89	0,70	0,01	0,03	
Cu	0,09	0,17	0,19	0,44	0,00	0,26	0,20	0,01	0,03	0,03	0,08	0,20	0,05	0,24	0,02	0,09	0,09	0,06	0,07	0,05	0,02	0,01	0,00	
Ni	0,18	0,18	0,15	0,30	0,25	0,27	0,24	0,04	0,04	0,03	0,07	0,06	0,06	0,06	0,72	0,72	0,62	0,19	0,03	0,10	0,99	0,04	0,08	
Zn	0,25	0,36	0,40	0,69	0,13	0,51	0,47	0,02	0,03	0,04	0,06	0,11	0,05	0,14	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Pb	0,07	0,12	0,10	0,35	0,59	0,18	0,91	0,00	0,01	0,01	0,03	0,05	0,01	0,09	0,06	0,40	0,35	0,19	0,98	0,62	0,06	0,33	0,01	
Cd	0,04	0,12	0,18	0,24	0,53	0,26	0,22	0,00	0,01	0,02	0,03	0,07	0,03	0,16	0,32	0,85	0,24	0,60	0,57	0,74	0,17	0,33	0,03	
As	0,08	0,42	0,05	0,29	0,47	0,71	0,18	0,11	0,17	0,14	0,51	0,59	0,28	0,47	0,00	0,70	0,58	0,25	0,46	0,19	0,97	0,05	0,05	
Hg	0,05	0,10	0,08	0,58	0,69	0,14	0,09	0,01	0,02	0,01	0,11	0,13	0,03	0,21	0,16	0,35	0,27	0,95	0,32	0,49	0,63	0,07	0,04	
Idrocarburi C>12	0,22	0,01	0,12	0,83	0,3	0,45	0,45	0,01	0,16	0,54	0,27	0,4	0,71	0,10	0,22	0,16	0,12	0,84	0,41	0,44	0,75	0,00	0,06	
pirene	0,89	0,04	0,81	0,4	0,70	0,53	0,3	0,08	0,40	0,68	0,04	0,97	0,45	0,33	0,89	0,04	0,81	0,4	0,70	0,53	0,3	0,30	0,03	
benzo(a)antrace	3,80	12,1	27,7	20,3	23,5	12,2	53,6	0,19	0,61	38,8	1,01	1,17	0,61	2,68	3,80	12,2	27,7	20,3	23,5	12,2	53,6	0,19	0,21	
crisene	93,9	19,5	21,1	29,6	53,5	98,2	62,9	0,18	0,39	0,42	0,59	0,07	0,19	0,25	94,0	19,0	21,0	29,0	53,0	98,0	62,0	5,0	0,62	
benzo(b)fluorantene	7,94	21,7	55,7	55,6	62,1	6,8	75,6	0,39	0,09	0,78	0,78	0,10	0,09	0,33	99,3	27,3	69,3	69,3	77,3	27,3	13,3	0,34	0,04	
benzo(k)fluorantene	2,58	8,55	21,6	12,7	18,1	7,06	50,2	0,12	0,42	0,08	0,64	0,90	0,35	0,51	64,5	21,5	54,5	31,5	45,5	17,5	12,5	0,6	0,63	
benzo(a)pirene	26,9	80,2	0,59	11,85	19,72	70,5	50,48	0,26	0,80	10,10	1,9	1,90	0,70	5,06	89,7	26,7	70,7	39,6	63,5	23,5	16,88	0,2	0,96	
dibenz(a,h)antracene	9,76	9,70	8,84	16,5	32,1	23,1	7,88	0,09	0,09	0,08	0,16	0,32	0,23	0,07	9,77	9,70	8,85	16,5	32,1	23,1	7,88	0,89	0,02	
benzo(g,h,i)perilene	34,7	76,9	15,08	10,31	88,6	33,7	19,92	0,34	0,76	53,1	1,01	0,88	0,33	1,96	63,2	13,3	27,3	18,2	16,0	61,5	35,03	0,8	0,08	
indeno(1,2,3,c,d)pirene	38,0	51,8	19,26	12,36	83,2	33,4	14,63	0,76	1,03	3,92	2,40	1,66	0,66	2,93	54,3	74,0	28,38	17,94	11,87	47,7	20,47	0,3	0,3	
IPA tot	6,38	14,0	25,7	26,5	32,5	13,9	73,5	0,63	1,40	2,51	2,65	3,25	1,30	7,35	31,22	70,05	12,7	13,5	16,1	65,43	36,7	0,7	0,7	
PCB tot	4,74	0,62	18,58	83,7	6,05	0,88	1,35	0,05	0,62	1,48	4,76	3,76	1,31	6,46	0,99	71,7	18,58	18,61	16,06	44,82	80,9	0,8	0,03	

### 5.3.2 Indagini post trattamento (campionamento 2011)

I sedimenti hanno subito due trattamenti principali:

- sorting e soil washing a scala di laboratorio, per separare le frazioni granulometriche più fini;
- fusione tramite torcia al plasma effettuata con crogioli in grafite.

Le analisi post trattamento dei sedimenti sono state effettuate nei laboratori del Dipartimento di Fisica e Scienze della Terra dell'Università di Ferrara (analisi tessiturali e fluorescenza a raggi x) e nei laboratori di ISPRA e CRSA (Med Ingegneria) per le analisi sui composti organici e sulle analisi microbiologiche.

I campioni sui quali sono stati eseguiti i trattamenti di decontaminazione sono suddivisibili in:

- Area marina: campione ROU-P14;
- Area portuale: campioni ROU-P15, ROU-P16, ROU-P20, ROU-P21, ROU-P22, ROU-P23.

I risultati acquisiti sono stati confrontati in base alle norme romene e italiane per l'acqua e la qualità dei sedimenti quali: normativa 161/2006 (standard di classificazione della qualità delle acque per la determinazione dello stato ecologico dei corpi idrici), Allegato C - Elementi e standard di qualità fisico-chimica in acqua, e l'allegato D -Microbiologia elementi di qualità, EPA 3051A 2007 + EPA 6010C 2007 EPA 3060A 1996 + EPA 7196A 1992 ISO16703: 2004, EPA 5035A 2002 + EPA 8260C 2006 EPA 3550C 2007 + EPA 8270D 2007 EPA 3550C 2007 + EPA 8082A 2007, UNI EN ISO 7899-2: 2003, MU 1185: 00, Manuale Tecnico ICRAM 2007, m.u. 959: 94, m.u. 961/1: 01, decreto ministeriale romeno 756/1997, recante approvazione del regolamento per la valutazione dell'inquinamento ambientale.

#### 5.3.2.1 *Trattamento con Soil Washing*

Si riportano i risultati delle analisi effettuate sulle acque solventi e sui sedimenti dopo il trattamento.

##### 5.3.2.1.1 Analisi sulle acque

I Parametri delle acque (secondo il D. Lgs. 161/2006 sulla classificazione della qualità delle acque per la determinazione dello stato ecologico dei corpi idrici), Allegato C - Elementi e standard di qualità fisico-chimiche in acqua, e l'allegato D - Microbiologia elementi di qualità), si possono riassumere in:

- **pH:** Il pH dell'acqua ha valori compresi fra 8,13 e 8,36 (in generale , il pH è leggermente alcalino);
- **Regime ossigeno:** l'ossigeno disciolto (mg/l) nelle acque superficiali è stato determinato in situ con un dispositivo multiparametrico WTW Multiline P4, dotato di sensori adeguati.

Le concentrazioni di ossigeno disciolto nelle acque del Porto di Midia hanno valori che vanno da 7,22 a 9,02. In base a questi valori, l'acqua può essere classificata nella categoria di qualità Ist (che corrisponde ad uno stato ecologico molto buono) e Classe di qualità II<sup>o</sup>;

- **Saturazione di ossigeno disciolto (%):** le concentrazioni di saturazione di ossigeno disciolto variano da 84,7 a 106,5 (%);
- **Nutrienti:** I risultati del test riportano la concentrazione in azoto da nitrati (N - NO<sub>3</sub>), azoto da nitriti (N - NO<sub>2</sub>)
- **Regime di salinità:** I valori determinati per la conducibilità sono piuttosto elevati e variano da 19,06 a 26, 2 (ms/cm). Ciò è comprensibile perché la determinazione è fatta su una miscela di acqua con valori record di salinità, e come noto, l'acqua salata incorpora una quantità di sali, che comportano maggiore conducibilità. In tutti i campioni di acqua analizzati, i valori rilevati di solfati superano il limite massimo consentito e variano da 365 (mg/l) a 565 (mg/l).
- **Inquinanti: *Inquinanti inorganici (metalli pesanti):*** la maggioranza dei campioni di acqua analizzati mostrano valori che si trovano al di sotto del massimo consentito, tranne per As, B e Se che hanno valori molto elevati in tutti i campioni. Prendendo in considerazione il fatto che nel porto di Midia si verificano un sacco di attività umane che coinvolgono le operazioni con i vari composti quali i prodotti chimici, prodotti petroliferi, concimi, i rottami ferrosi, rifiuti elettronici, rifiuti industriali, siamo in grado di spiegare il elevati valori di questi elementi.

*Inquinanti organici:* I campioni di acqua sono stati valutati per una serie di composti organici (idrocarburi aromatici - BTEX, grassi e oli, oli minerali, fenoli totali, aldeidi, solventi organici azotati, fosforo pesticidi, solventi clorurati,) e gli aumenti delle concentrazioni massime ammissibili in conformità con i limiti normativi di regolamento non sono stati identificati. Analisi microbiologiche ed ecotossicologiche eseguite in Italia per tutti i campioni, non rivelano superamenti significativi per questi parametri indagati, a dimostrazione di una qualità dell'acqua buona.

### 5.3.2.1.2 Analisi tessiturali

Le analisi tessiturali condotte dopo il processo di soil washing e sorting, ovvero di separazione delle frazioni sabbiose da quelle pelitiche, sono state eseguite rinvenendo le percentuali tessiturali al termine del trattamento.

Come riportato in Figura 110, il processo di sorting ha prodotto la separazione della frazione pelitica rispetto alla frazione sabbiosa. Nei campioni dell'area marina è stata separata una percentuale di pelite di circa il 36 % del sedimento totale, mentre nei campioni dell'area portuale è stata separata mediamente una frazione del 51 % di pelite.

Confrontando le percentuali tessiturali con quelle dei campioni tal quali, si riscontra una diminuzione della percentuale di pelite sia nei campioni portuali (-11 %) che di area marina (-8 %). La perdita di una parte della frazione siltoso/argillosa sta a significare che il processo di separazione non è avvenuto completamente.

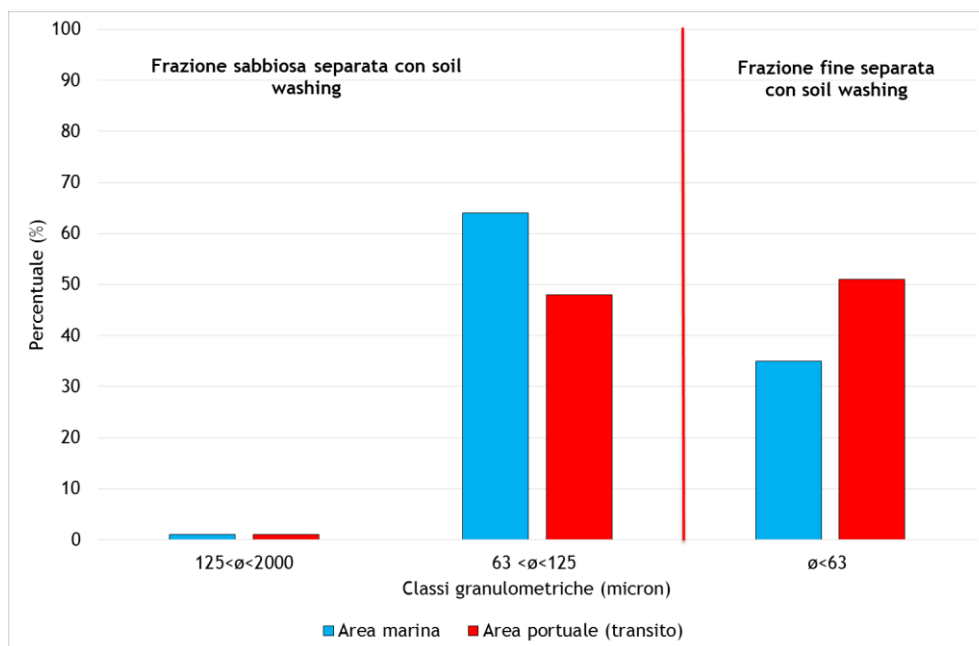


Figura 110: Percentuali delle frazioni sabbiosa e pelitica separate nei campioni portuali

### 5.3.2.1.3 Analisi chimiche a fluorescenza a raggi x

Le analisi condotte con il metodo di fluorescenza a raggi x, sulle frazioni granulometriche del sedimento portuale separato in sabbia e pelite, hanno permesso di valutare il

contenuto di metalli presenti e degli inquinanti organici principali. I risultati delle analisi sono riportati in Appendice 11.4.1 (Analisi a fluorescenza POST soil washing).

#### 5.3.2.1.4 Stato ambientale dei sedimenti rispetto ai limiti di legge

I metalli pesanti, dopo il processo di trattamento di soil washing, sono completamente rimossi dalla frazione sabbiosa e anche dalla frazione fine (Figura 111), per cui non sono più presenti contaminazioni superiori ai limiti della Colonna A del D.Lgs. 152/2006.

I contaminanti organici, invece, sono ancora presenti dopo il trattamento nella frazione pelitica dei campioni prelevati all'interno del bacino portuale. Le contaminazioni presenti sono di Benzo pirene, Benzo perilene, Crisene, PCB ( supera di circa 20 volte il limite normativo). Le frazioni sabbiose non presentano contaminazioni, così come i campioni prelevati fuori dall'area portuale (Figura 112).

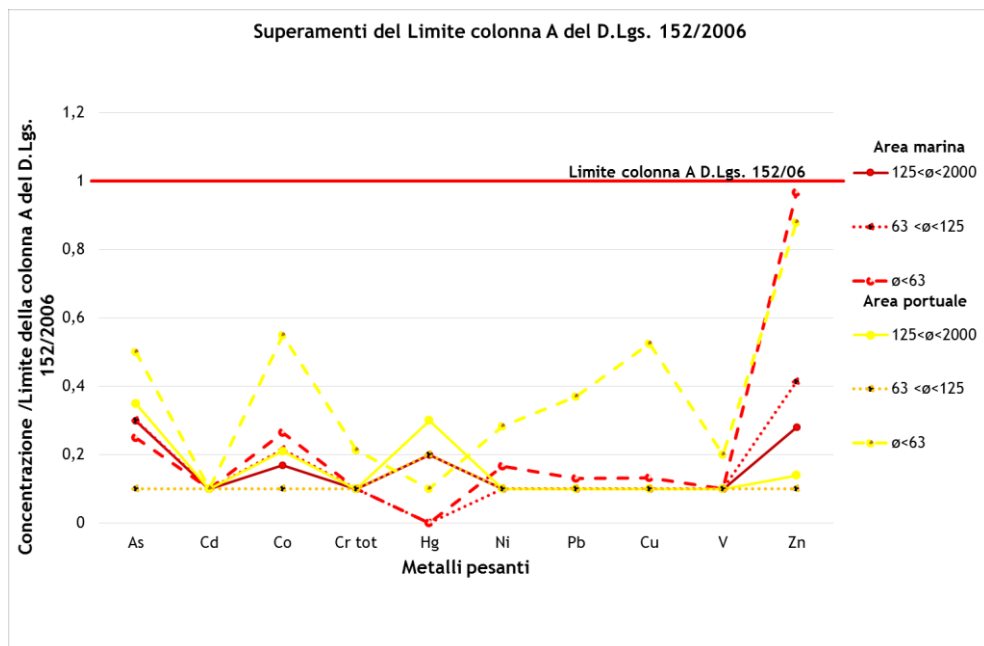


Figura 111: Superamenti del contenuto di inquinanti inorganici rispetto alla colonna A del D.Lgs.152/2006

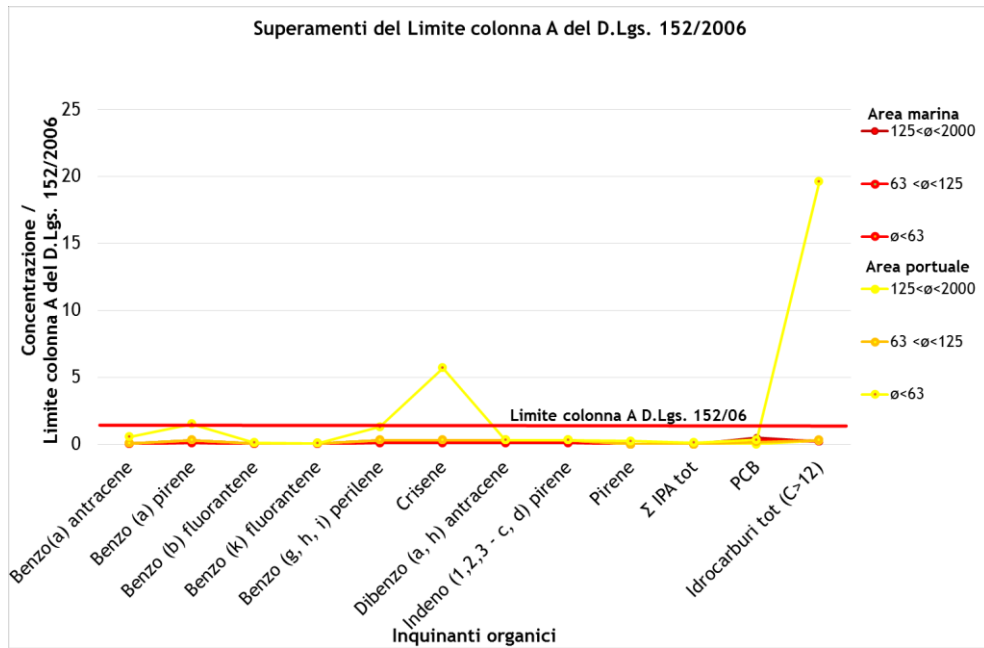


Figura 112: Superamenti del contenuto di inquinanti organici rispetto alla colonna A del D.Lgs.152/2006

### 5.3.2.2 Trattamento con Torcia al Plasma

Le prime analisi chimiche hanno dimostrato che i sedimenti del porto di Midia hanno una concentrazione molto elevata di idrocarburi. In base a questa concentrazione sono stati suddivisi i campioni in:

- Area marina: contaminazione da idrocarburi per la colonna A del D.Lgs.152/2006;
- Area portuale di transito navale: contaminazione da idrocarburi per la colonna A e B del D.Lgs.152/2006.

I campioni analizzati hanno già subito il processo di soil washing (Impianto Diemme Soilwashing), in cui ciascuna categoria è stata divisa in tre diversi sottogruppi a seconda della loro granulometria: sabbia ( $2000 \mu\text{m} < \text{diametro} < 125 \mu\text{m}$ ), sabbia molto fine ( $125 \mu\text{m} < \text{diametro} < 63 \mu\text{m}$ ) e silt/argilla (diametro  $< 63 \mu\text{m}$ ).

Per contro, la quantità di metalli pesanti è notevolmente inferiore rispetto ai sedimenti dal porto di Ravenna, che hanno subito lo stesso tipo di trattamento di soil washing e di fusione.

Dalle analisi effettuate sui sedimenti trattati del porto di Ravenna, è noto che tutti gli idrocarburi vengono scomposti dopo il trattamento di torcia al plasma. Pertanto, per i campioni del Porto di Midia, il trattamento di fusione verterà sul raggiungimento della miglior correlazione tra la quantità di sedimenti da inserire nel crogiolo e la percentuale idonea di carbonio da aggiungere per ottenere una reazione adeguata di riduzione

carbotermica. La reazione complessiva della formula di riduzione considerata è riportata in Equazione 2.

Per evitare il consumo indesiderato del Si (s, l) a temperature elevate (2100 K), è essenziale che non rimangano tracce di SiO<sub>2</sub> dopo le reazioni intermedie precedenti (Equazione 1). Ad una temperatura di 2000 K dopo 5 minuti di fusione, nella posizione del crogiolo più alta, si attiva immediatamente la reazione di estrazione del silicio: SiO (g) + SiC (s) → 2Si (s,l) + CO (g).

Per determinare la quantità di carbonio necessaria per separare il silicio dal sedimento, sono state effettuate analisi XRF per valutare le diverse composizioni delle due categorie di sedimenti del Porto di Midia e per stimare il contenuto di SiO<sub>2</sub> da cui estrarre il silicio.

- Fusione sul campione di area marina (solo frazione fine)

Sedimento: 18,5g frazione pelitica+ 2,5g C (80 % stechiometrico) = 21g

Dimensione del crogiolo: 80mm x 30mm (l x h)

- Fusione sul campione di area portuale (solo frazione fine)

Sedimento: 19,5g frazione pelitica + 3g C (95 % stechiometrico) = 22,5g

Dimensione del crogiolo: 80mm x 30mm (l x h).

I parametri utilizzati per la fusione di entrambe le categorie di sedimenti sono riportati nella Tabella 24.

Tabella 24: Configurazione fusione del campione di area marina

<b>Gas plasma</b>	<b>Argon</b>	<b>15 slpm</b>
<b>Gas guaina</b>	Argo + Idrogeno	30 slpm Ar + 30 slpm H <sub>2</sub>
<b>Gas vettore</b>	Argo	3 slpm
<b>Potenza della piastra</b>	28 kW	(8 kV x 3,5 A)
<b>Pressione</b>	14 psi	
<b>Tempo di esposizione</b>	0-8 min: Ar+H <sub>2</sub>	<i>OPTIMAL_2 POSITION (92mm)</i>

#### 5.3.2.2.1 Microanalisi SEM/EDS

Le analisi a microscopio elettronico a scansione (SEM), dotato di spettrometro a dispersione di energia (EDS) sono state condotte su varie zone dei fusi risultanti dai test sperimentali. Le analisi sono state compiute su particelle singole (in punti).

Le analisi eseguite con l'utilizzo di SEM / EDS, mettono in evidenza i pesi percentuali degli elementi nei sedimenti, informazione fondamentale per conoscere le potenzialità delle tre categorie individuate e valutare i campioni più idonei per l'estrazione di silicio attraverso il trattamento di fusione con torcia al plasma.

Dalle figure sottostanti si può chiaramente apprezzare come la sua percentuale di Si tenda a variare da un punto ad un altro del campione. Ad esempio, nel campione di area marina (Figura 113), il range di contenuto del Si varia dal 3 % all'80 %. La stessa valutazione si può fare per il contenuto di Si della Figura 114. È importante ricordare, però, che questo tipo di analisi fornisce non uno studio quantitativo ma qualitativo. Il trattamento al plasma termico deve comunque essere in grado di estrarre dai sedimenti una percentuale media di circa 50 % - 70 %.

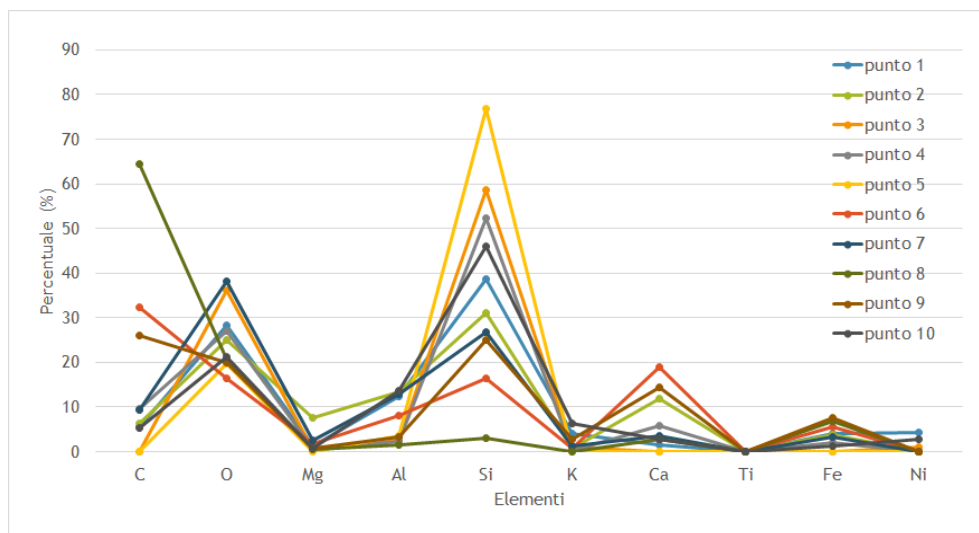


Figura 113: Percentuale degli elementi del test sui campioni dell'Area Marina (frazione fine)



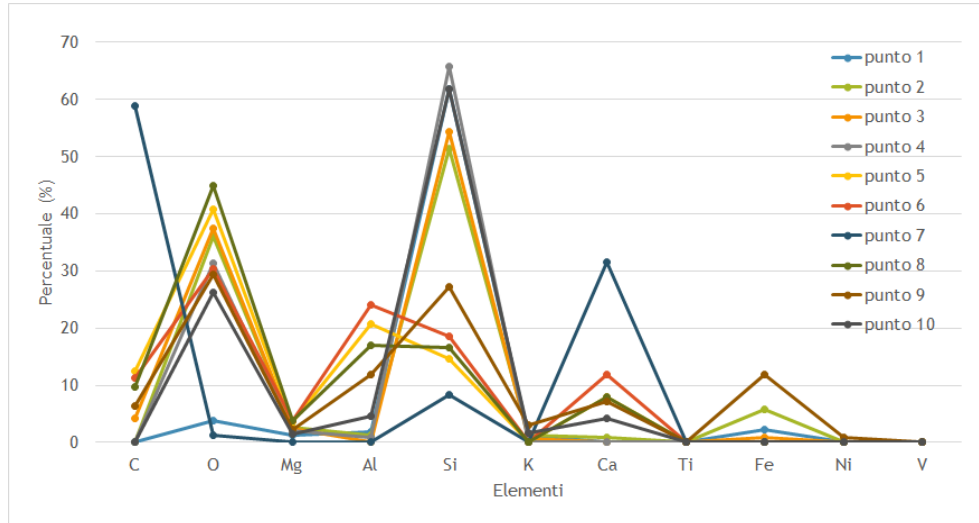


Figura 114: Percentuale degli elementi del test sui campioni dell'Area Portuale (frazione fine)

#### 5.3.2.2.2 Analisi chimica a fluorescenza a raggi X

Confrontando questi risultati con la precedente analisi XRF prima del trattamento termico, possiamo concludere che alcuni degli elementi rimasti nel materiale finale (e conseguentemente i loro ossidi) aumentano significativamente dopo la fusione. Per esempio il Si ha un incremento tra il 5-7 %, il Ca tra il 2-3 %. L'Al tende a diminuire nel campione di are marina e invece ad aumentare nel campione di area portuale (da 9 a 11 %). D'altra parte la percentuale di Fe diminuisce dal 3-3,8 % al 1,8-2,4 %. Altri elementi come Ti, K e Mg rimangono approssimativamente nelle percentuali di partenza (Tabella 25).

Tabella 25: Percentuali di ossidi rinvenute prima e dopo la fusione nelle frazioni fini dei sedimenti

Campioni	SiO <sub>2</sub>	TiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	MnO	MgO	CaO	Na <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> O	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	LOI
Area marina PRE	64,7	0,6	9,03	2,93	0,11	3,06	8,03	1,53	1,46	0,15	8,39
Area marina POST	72,7	0,6	8,6	1,8	0,1	3,1	10,6	1,3	1,3	0,1	0
Area portuale PRE	60,97	0,58	9,85	3,77	0,11	2,99	8,9	1,43	1,76	0,18	9,48
Area portuale POST	66,6	1	11,5	2,4	0,1	3,8	12,2	1,2	1,1	0,1	0

## 5.3.2.2.3 Test di lisciviazione

Tutte le prove sono state analizzate con il test di lisciviazione. I risultati sono stati positivi: i campioni a fine fusione sono privi di idrocarburi e i materiali hanno mostrato concentrazioni di metalli pesanti nei percolati di sotto dei limiti di legge. Di conseguenza, il materiale rimasto dopo la fusione si può considerare un inerte perché rispetta la tabella 2 del D.M. 27/09/2010 e i limiti della Tabella 5 per i rifiuti non pericolosi (Tabella 26).

Tabella 26: Stato ambientale dei sedimenti dopo la fusione

Parametri	Unità di misura	Limit DM 27/09/2010 Tab. 2 Inerte	Limit DM 27/09/2010 Tab. 5 Rifiuto non pericoloso	Limit DM 05/04/2006 all.3 n.186	Area marina (frazione fine)	Area portuale (frazione fine)
Al	mg/l	–	–	–	1,89	3,17
As	mg/l	0,05	0,2	0,05	<0,05	0,006
Ba	mg/l	2	10	1	<0,1	<0,1
B	mg/l	–	–	–	0,25	0,3
Cd	mg/l	0,004	0,1	0,005	<0,0005	<0,0005
Cr TOT	mg/l	0,05	1	0,05	<0,005	<0,005
Cr VI	mg/l	–	–	–	0,004	0,24
Fe	mg/l	–	–	–	0,001	<0,001
Mn	mg/l	–	–	–	0,001	<0,001
Hg	mg/l	0,001	0,02	0,001	0,0004	<0,001
Ni	mg/l	0,04	–	–	–	0,001
Pb	mg/l	0,05	–	–	–	<0,005
Cu	mg/l	0,2	–	–	–	<0,005
Se	mg/l	0,01	–	–	0,002	0,012
Sn	mg/l	–	–	–	<0,001	<0,001
Zn	mg/l	0,4	5	3	<0,04	<0,04
Idrocarburi TOT (C>12)	mg/l	–	–	–	<10	<10
Materia organica	mg/l	–	–	–	<10	<10

## 5.4 IL LITORALE DI CHITUC E EDIGHIOL

Nel mese di Maggio 2012 è stata condotta una campagna di campionamento sulle spiagge del litorale romeno, nelle località di Chituc e Edighiol, in maniera da caratterizzare dal punto di vista sedimentologico le spiagge indagate. I dettagli dei punti di campionamento sono riportati in Figura 35.

I risultati delle analisi tessiturali sono stati elaborati e graficati con criteri statistici.

### 5.4.1 Analisi tessiturale dei campioni prelevati in Maggio 2012

Le analisi granulometriche, riportate in Appendice 11.4.2, mettono in evidenza una omogeneità generale dei parametri tessiturali di tutti i campioni raccolti. I sedimenti presentano percentuali di sabbia che variano dall'86 % al 100 %, con percentuali di fango esigue mediamente inferiori all'1 % (Figura 115). I campioni prelevati ad Edighiol, nelle posizioni di duna e spiaggia intermedia (fino alla linea di riva), ed il campione ROU-SE Chituc5, presentano percentuali di frammenti organici (superiori a  $-1 \varphi$ ) rilevanti, da 1% a 14%. Dalle analisi composizionali, riportate nel Paragrafo successivo, si riscontra l'elevata concentrazione di carbonato di calcio, composto che discrimina il contenuto di frammenti conchigliari.

Dall'analisi e dal diagramma, si può notare come lungo il litorale la distribuzione granulometrica vari sensibilmente ed in modo simmetrico, lungo l'asse duna-spiaggia-battigia. In tutti i transetti, tranne i numeri 5 e 9 che si presentano molto omogenei, la percentuale di pelite diminuisce progressivamente passando dalla posizione di duna fino ai minimi rinvenuti nelle posizioni di battigia.

I diametri medi ricadono in un range dimensionale ampio, che comprende sabbie molto grosse (di circa  $0,5 \varphi$ ), sabbie a diametro medio (da 1 a  $2 \varphi$ ) e sabbie fini (da 2 a  $3 \varphi$ ). La classazione delle sabbie molto grosse, corrispondenti a campioni di Edighiol di duna e spiaggia e a un campione di Chituc di spiaggia, è di circa  $1 \varphi$ , ossia sedimenti moderatamente classati (secondo Folk and Ward, 1957). I campioni di sabbia media e fine presentano classazioni molto eterogenee, da ben classati a poco classati (da  $0,4$  a  $1,3 \varphi$ ) (Figura 116).

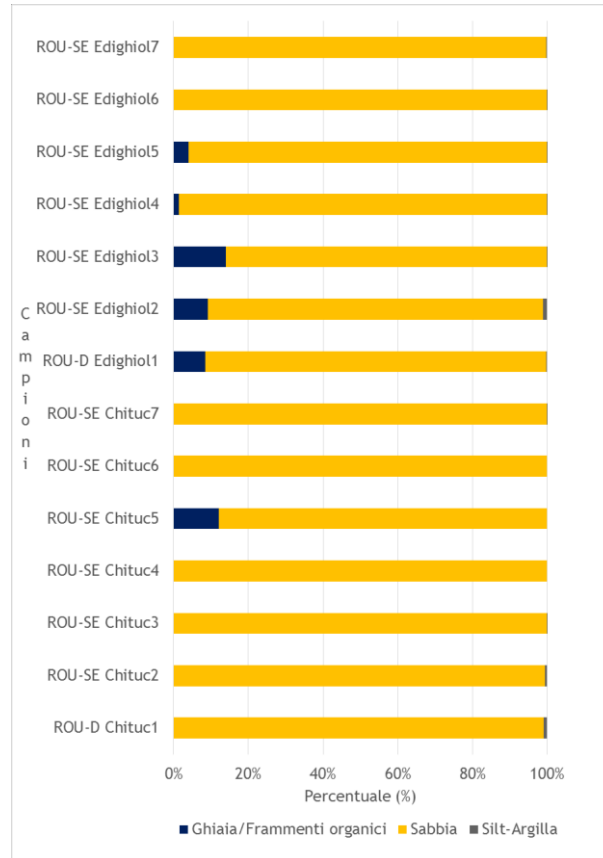


Figura 115: Percentuali di ghiaia, sabbia e silt-argilla risultanti dalle analisi tessurali

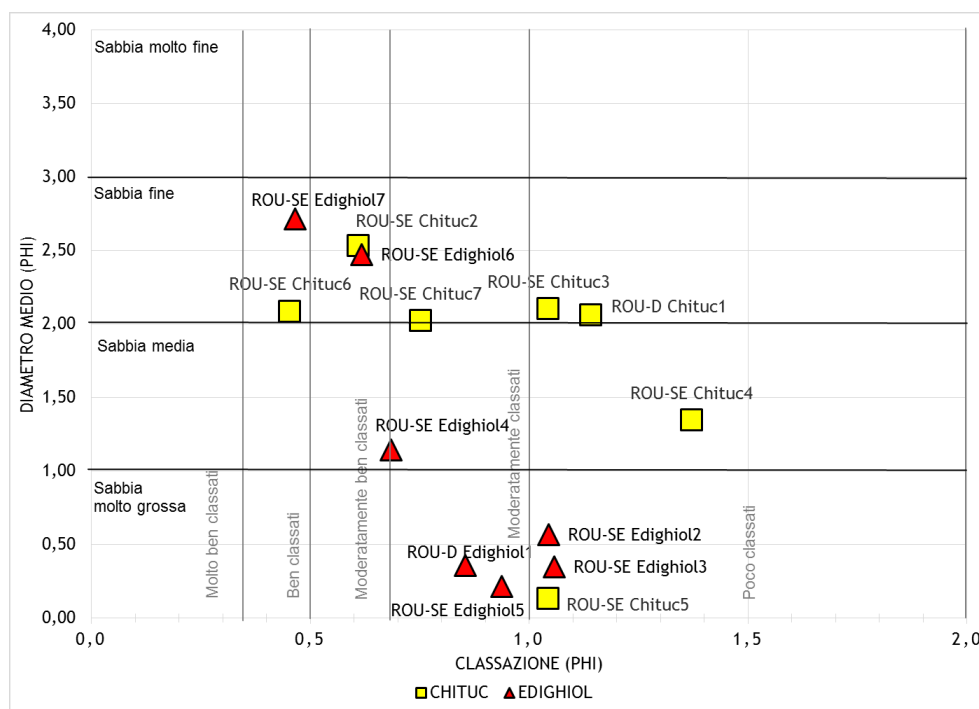


Figura 116: Diagramma di classazione e diametro medio dei sedimenti del litorale

Le curve della distribuzione granulometrica dei sedimenti, sono molto eterogenee sia per i campioni di Chituc che di Edighiol.

La Figura 117 illustra le curve granulometriche dei sedimenti prelevati lungo il profilo di spiaggia di Chituc.

Gli andamenti delle curve granulometriche che si distinguono dal grafico sono tre:

- curve molto leptocurtiche che corrispondono ai campioni prelevati alle profondità di circa 0,5 e 1,5 m, i quali hanno concentrazioni percentuali di sabbia fine molto elevate (circa il 60 %) a discapito delle restanti classi granulometriche;
- curve leptocurtiche, che caratterizzano i sedimenti di retro duna, cresta della duna e piede, e descrivono sabbie da fini a medie, con percentuali discrete di sabbia grossolana (fino all'8 %);

- curve mesocurtiche, che descrivono i campioni prelevati in corrispondenza della berma ordinaria e nel limite superiore della battigia o limite di alta marea, sono caratterizzate da una classazione mediocre e da percentuali granulometriche comparabili di sabbia molto grossa, grossa e media.

La Figura 118 mostra le curve granulometriche dei campioni prelevati nella spiaggia di Edighiol, che si possono suddividere in due gruppi principali:

- curve molto leptocurtiche, che corrispondono come per i campioni di Chituc, alle profondità di circa 0,5 e 1,5 m. Tali campioni hanno concentrazioni percentuali di sabbia fine ( $3 \phi$ ) molto elevate (circa il 60 %);
- curve mesocurtiche, che descrivono i campioni prelevati dalla zona di retro duna fino al limite superiore della battigia, aventi una classazione moderata e una distribuzione delle percentuali granulometriche molto eterogenea.

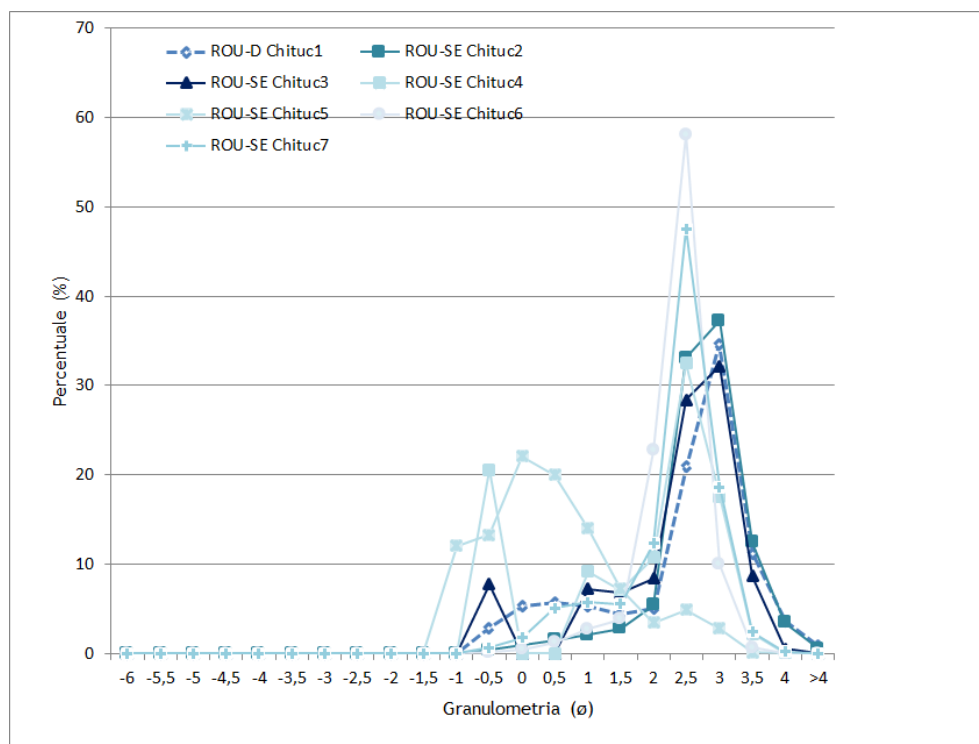


Figura 117: Distribuzione granulometrica dei sedimenti raccolti a Chituc

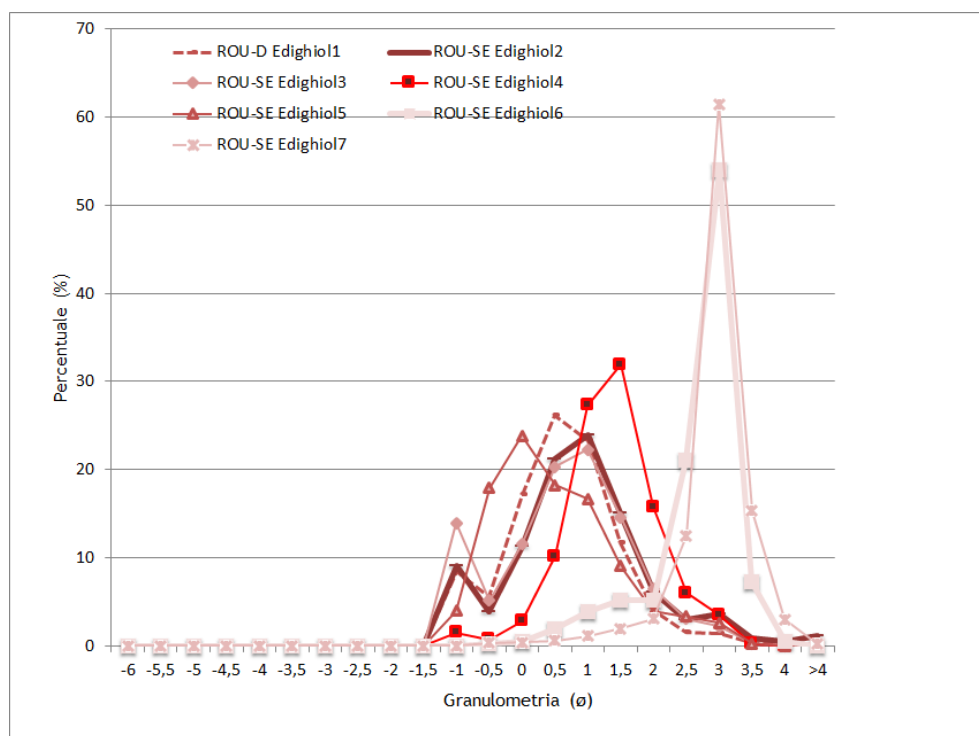


Figura 118: Distribuzione granulometrica dei sedimenti raccolti a Edighiol

#### 5.4.2 Analisi chimica a fluorescenza a raggi x

I sedimenti presentano tutti rilevanti concentrazioni di CaO dovute alla forte abbondanza di resti organici, conchiglie ecc. (ricadenti nella frazione granulometrica delle sabbie). Questo presume che i campioni in questione siano di neoformazione. I campioni ROU-D-Chituc1 e ROU-D-Edighiol 1-2-5-6 hanno comunque predominanza silicatica con percentuali che oscillano da 52 % a 67 %, con percentuali di CaO che vanno da 11 % a 22 %. I campioni invece ROU-D-Edighiol 3- 1-4 presentano una predominanza di CaO per il 45 % circa.





## CAPITOLO 6 - INDAGINI MORFOLOGICHE

---

Dopo una revisione dei metodi di classificazione della forma delle particelle, in questo capitolo viene esposta la caratterizzazione morfologica dei sedimenti di origine portuale, che hanno subito i processi di trattamento descritti nel Capitolo 5. Questa analisi è volta alla comprensione delle variazioni morfologiche intercorse durante le fasi di decontaminazione, le quali inducono nel sedimento modifiche chimiche e tessiturali considerevoli.

Inoltre, sono stati caratterizzati campioni di ambienti deposizionali raccolti in spiagge, dune e alvei fluviali, allo scopo di confrontare i parametri morfologici ricavati dalla letteratura con i parametri misurati e validarne i risultati.

Le analisi sono state condotte attraverso l'utilizzo del microscopio Morphologi G3, descritto nelle sue specifiche al Capitolo 3 - Paragrafo 3.3.1. Ulteriori analisi di comparazione sono state eseguite attraverso il microscopio Optika SZ-CTV con webcam, descritto al Capitolo 3 - Paragrafo 3.3.2.

## **6.1 BACKGROUND**

La caratterizzazione delle particelle, ossia la determinazione delle loro dimensioni e della forma, ancora oggi riceve l'attenzione di molti gruppi di ricerca, a causa dell'influenza di queste caratteristiche sul comportamento del sedimento e del suolo.

Le problematiche ambientali recenti relative agli impatti ambientali e lo sviluppo di nuovi materiali, contribuiscono al progresso di questo settore di ricerca e, di conseguenza, il numero di strumenti disponibili sul mercato per le analisi di routine sta crescendo rapidamente, fornendo misurazioni più veloci dei tradizionali metodi, eseguite su dimensioni più ampie di particelle.

Con queste tecniche, i risultati degli studi condotti dal punto di vista granulometrico, sono generalmente presentati in termini di diametro sferico equivalente.

Nel corso degli anni, gli studi comparativi delle analisi granulometriche sono stati numerosi e si è iniziato a studiare anche quelle che sono le implicazioni delle forme geometriche delle singole particelle sulla tessitura globale del sedimento (Seville, 1984; Davies e Collins, 1988; Jimbo et al., 1991; Barth e Flippen, 1995; Efzler e Sanderson, 1995; Brewer e Ramsland,

1995). Questi studi sono stati di fondamentale aiuto per valutare le differenze di forma delle particelle tenendo presenti le strette correlazioni esistenti tra i parametri di forma e le dimensioni (Novak e Thompson, 1986; Nafhier-Dufour, 1993; Hostomsky, 1986; Clift, 1988; Baudet et al., 1993).

Come evidenziato da ISO (2006), ci sono differenti metodi per la rappresentazione descrittiva e quantitativa della forma delle particelle.

Barret (1980) afferma che “*la forma interna include ogni aspetto della morfologia esterna*” e che i tre aspetti indipendenti della forma sono: forma, rotondità e struttura superficiale. L’aggettivo “*indipendente*” è importante perché indica la possibilità di variazione di ciascuno di questi parametri senza produrre effetti sugli altri due parametri. Nel suo lavoro Barret riassume una serie di definizioni diverse di forma e rotondità proposti in letteratura, mentre non sono citati i metodi per la misurazione della superficie.

Il concetto di Barret di “indipendenza” e le sue definizioni dei tre aspetti della forma sono stati adottati da ISO (2006). In questo standard, le definizioni di forma, rotondità e struttura superficiale di Barret, sono considerati come caratteristiche di una proiezione 2D di una particella.

Per *Forma* si intende una rappresentazione delle proporzioni geometriche di una particella rappresentata in termini di sfericità e che misura il grado di somiglianza tra una particella e una sfera. La *Rotondità* è la proprietà che riflette la forma della particella alla scala delle sue asperità. La *Struttura superficiale* o *Rugosità*, sovrappone le aree convesse e quelle concave della stessa particella.

ISO (2006) propone alcuni criteri per la valutazione efficace dei metodi di descrizione della forma come segue:

- *Metodi di descrizione per la valutazione della forma:*
  1. Accessibilità: facilità di computazione e tempo di calcolo;
  2. Campo di applicazione: la proprietà della forma che il metodo si propone di descrivere (es. rotondità);
  3. Unicità: la mappatura univoca tra forma e descrittore;

4. Stabilità e sensibilità: la qualità della descrizione per quanto riguarda i piccoli cambiamenti nella forma.
- *Criteri di descrizione della forma*:
  1. Rotazione e invarianza: coerenza alle modifiche dell'orientamento di forma;
  2. Invarianza di scala: invariabilità di forme identiche di dimensioni differenti;
  3. Indipendenza: scartando un descrittore gli altri non devono essere ricalcolati;
  4. Parsimonia: parsimonia nel numero di termini usati per descrivere una forma.

## 6.2 DIMENSIONI E FORMA

La dimensione delle particelle è una proprietà di base utilizzata per caratterizzare materiali granulari in applicazioni geologiche ed ingegneristiche. Inoltre, le definizioni di dimensioni rappresentative sono importanti nel descrivere la geometria 3D di una data particella (Endoh, 2006). Quindi, anche se non è strettamente legato ai parametri di forma, è appropriato discutere delle dimensioni dei sedimenti prima di esaminare le proprietà morfologiche delle particelle.

Se si lasciano cadere su un piano orizzontale alcune particelle di terreno, dopo la dispersione, si può osservare che generalmente queste si trovano con il loro lato minore perpendicolare a tale piano (Figura 119). Questo orientamento corrisponde alla posizione potenziale di più bassa energia della particella su quel piano, che è stato chiamato da Fedà (1982) il “*piano di massima stabilità*”. La particella in Figura 119, si trova sul piano x-y ed è circondata dal suo più piccolo parallelepipedo circoscrivibile (SCC). La geometria del SCC è stata definita come in Blott e Pye (2008).

In Figura 119 (a) e (b) sono rappresentate due viste assonometriche della particella inscritta nel SCC. Queste due viste sono eseguite dalla parte superiore (a) e dal basso (b). Facendo riferimento a queste due figure, il semplice contatto geometrico “cinematicamente coerente” è un insieme triangolare di punti che, da definizione, sono i vertici di un triangolo contenente la proiezione del centro di gravità di quella particella.

La quantificazione della forma richiede la misurazione della lunghezza, larghezza e spessore di una particella.

Un certo numero di diverse notazioni sono state storicamente utilizzate per fare riferimento a queste tre misure, tra cui  $D'$ ,  $D''$ ,  $D'''$  (Wentworth, 1922, b),  $a$ ,  $b$ ,  $c$  (Zingg, 1935; Krumbein & Pettijohn, 1938) e  $L$ ,  $I$  e  $S$  (Sneed e Folk, 1958). Anche se non sempre esplicitamente definito in passato, la maggior parte dei ricercatori hanno convenuto che le tre dimensioni dovrebbero essere perpendicolari (ortogonali) tra loro, anche se non c'è necessità che le misure si intersechino in un punto comune (Krumbein, 1941).

In Figura 119 (d) e (e), sono rappresentate le tre proiezioni principali della particella.

Le dimensioni dei tre assi ortogonali di SCC sono designati **lungo (L)**, **intermedio (I)** e **corto (S)**. Questi assi non specificano la particella in modo univoco, dal momento che un numero indefinito di particelle di forma diverse potrebbe essere descritto all'interno dello stesso parallelepipedo. Tuttavia, per una data particella ci può essere solo un parallelepipedo (Cavaretta, 2009).

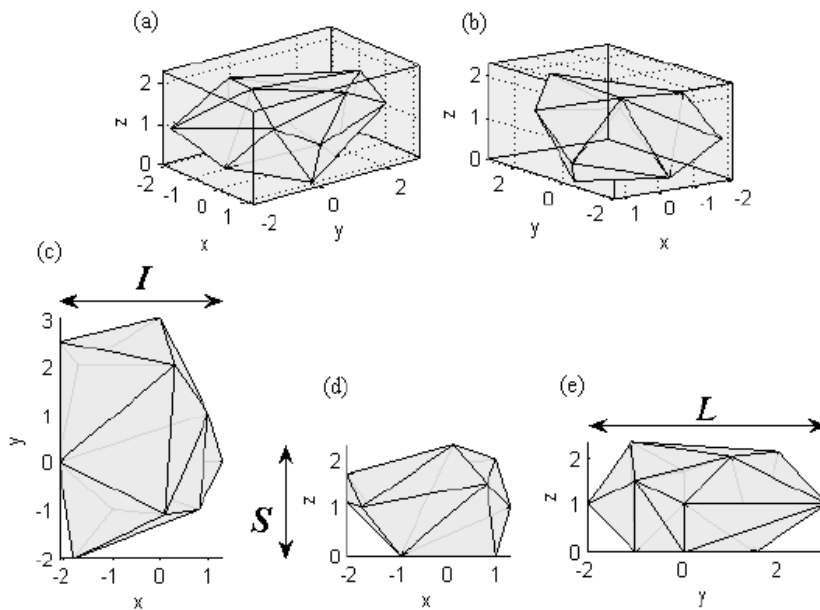


Figura 119: Concetto di “Smallest Circumscribed Cuboid” SCC (Cavaretta, 2009)

Wentworth (1922 b) fece uno dei primi tentativi di quantificazione di forma delle particelle con una combinazione delle tre dimensioni assiali. L'autore ha ideato un indice di planarità definito come  $(D + D''')/2D'''$ , o utilizzando la notazione L, I e S, come  $(L + I)/2S$ .

La formula è stata adottata dal Cailleux (1945), a cui è talvolta erroneamente attribuito l'”*Indice di Planarità di Cailleux*”.

Zingg (1935) fu il primo a tracciare i rapporti di larghezza - lunghezza ( $b/a$  o  $I/L$ ) e spessore - larghezza ( $c/b$  o  $S/I$ ) su un diagramma bivariato, utilizzando valori di rapporto 2:3 definendo quattro classi di forma per le particelle (Figura 120).

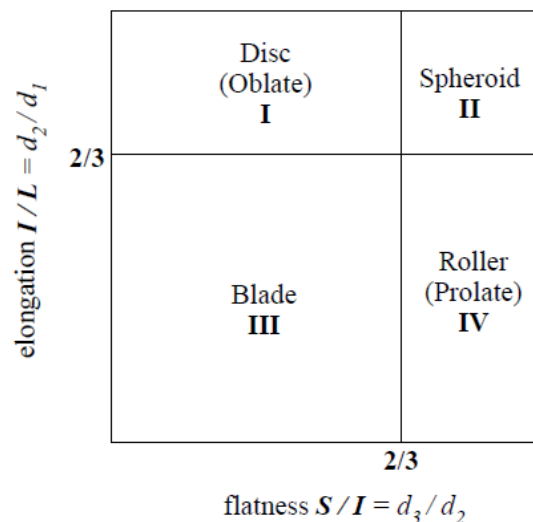


Figura 120: Classificazione di Zingg (1935)

Le classi sono state rinominate da Krumbein & Pettijohn (1938) e Krumbein (1941) come “discoidale”, “sferica”, “lamellare” e “astiforme”. Brewer (1964) ha fatto ulteriori modifiche e rinominato le classi “oblata”, “equa”, “triassiale” e “allungata”.

Diverse altre terminologie sono state utilizzate successivamente da altri autori, per esempio Lees (1964) a, b; Allen (1985); Benn e Ballantyne (1993); Janoo (1998); Oakey et al (2005).

Sneed e Folk (1958) hanno considerato il diagramma di Zingg inadeguato, in quanto conteneva solo quattro classi di forma che dividevano il campo di variazione in molto diseguale. Sneed e Folk (1958) hanno concluso che per l'analisi dei sistemi trivarianti, la maggior parte delle forme può ricadere ed essere ben descritta con un diagramma triangolare. Tuttavia, come  $I/L$ ,  $S/I$  e  $S/L$  non raggiungono 1,0, i rapporti non possono essere tracciati lungo i lati di un diagramma triangolare in modo convenzionale. Gli autori hanno pertanto optato per tracciare  $S/L$  sul lato sinistro del triangolo e il termine  $(L-I)/(L-S)$  radialmente dal vertice. Il triangolo è stato poi suddiviso in 10 campi usando tre divisioni del rapporto  $S/L$  (0,3, 0,5 e 0,7), e due divisioni del parametro  $(L-I)/(L-S)$  ossia (0,33 e 0,67), che hanno selezionato per facilitare il plottaggio della forma discoidale sulla forma astiforme di una particella.

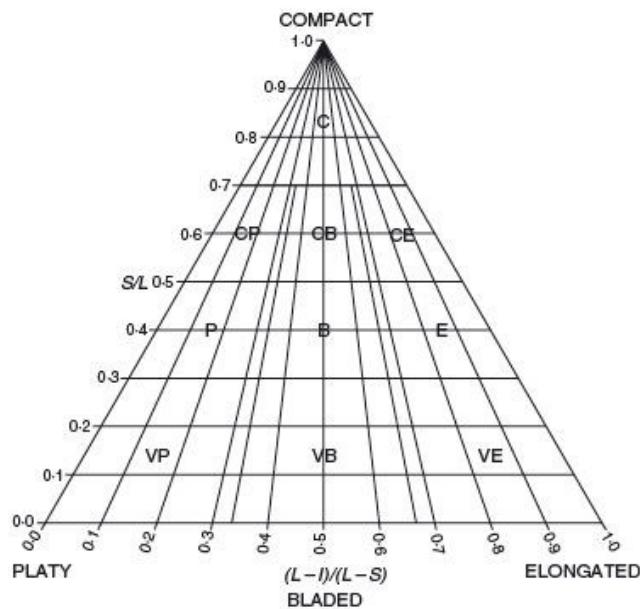


Figura 121: Diagramma di Sneed e Folk (1958) con 10 classi: C (compact), CP (compact-platy), CB (compact-bladed), CE (compact-elongate), P (platy), B (bladed), E (elongate), VP (very platy), VB (very bladed), VE (very elongate).

Hockey (1970) ha rilevato che è possibile tracciare  $I/L$  e  $(I-S)/L$  sullo stesso diagramma. Infatti, utilizzando il metodo di Hockey, possono essere calcolati e tracciate, sia parallelamente ai lati del triangolo o radialmente dagli angoli, sei diversi parametri:

isolinee parallele al lato del triangolo:

$$\frac{S}{L} \quad \frac{I}{L} \quad \frac{(I-S)}{L}$$

isolinee radiali all'angolo del triangolo:

$$\frac{S}{I} \quad \frac{(L-I)}{(L-S)} \quad \frac{S}{(L+S-I)}$$

Questi parametri definiscono sei diversi aspetti della forma di una particella, anche se solo due parametri sono necessari per localizzare una particella nel diagramma triangolare o un diagramma di tipo Zingg (Figura 122).

Il rapporto  $S/L$  è stato usato come una misura di planarità da vari autori (Luttig, 1956; Barrett, 1980; Ballantyne, 1982; Howard, 1992) ma, come mostrato in Figura 122, particelle con un rapporto  $S/L$  di 0,2 comprendono forme che possono variare da quadrate a piatte (ad esempio una piastra quadrata di dimensioni 10, 10, 2) a forme molto allungati (ad esempio un'asta quadrata con dimensioni 10, 2, 2). Le linee di uguale  $S/L$  sono disposte parallelamente all'asse di riferimento, quindi,  $S/L$  è definita dagli autori in maniera molto più precisa come una misura di uguaglianza (Illenberger, 1992).

La vera misura di planarità, invece, è definita dal rapporto  $S/I$ .

Il rapporto  $I/L$  è stato a lungo utilizzato come una misura di allungamento (Luttig, 1956). L'allungamento massimo si verifica nell'angolo destro del diagramma triangolare, con linee di uguale allungamento parallelo a questo vertice. Come risultato, le particelle con allungamento zero ( $I/L = 0$ ) si collocano lungo il lato sinistro del diagramma. Il parametro  $(I-S)/L$  è stato anche considerato un indice di planarità (Illenberger, 1992).



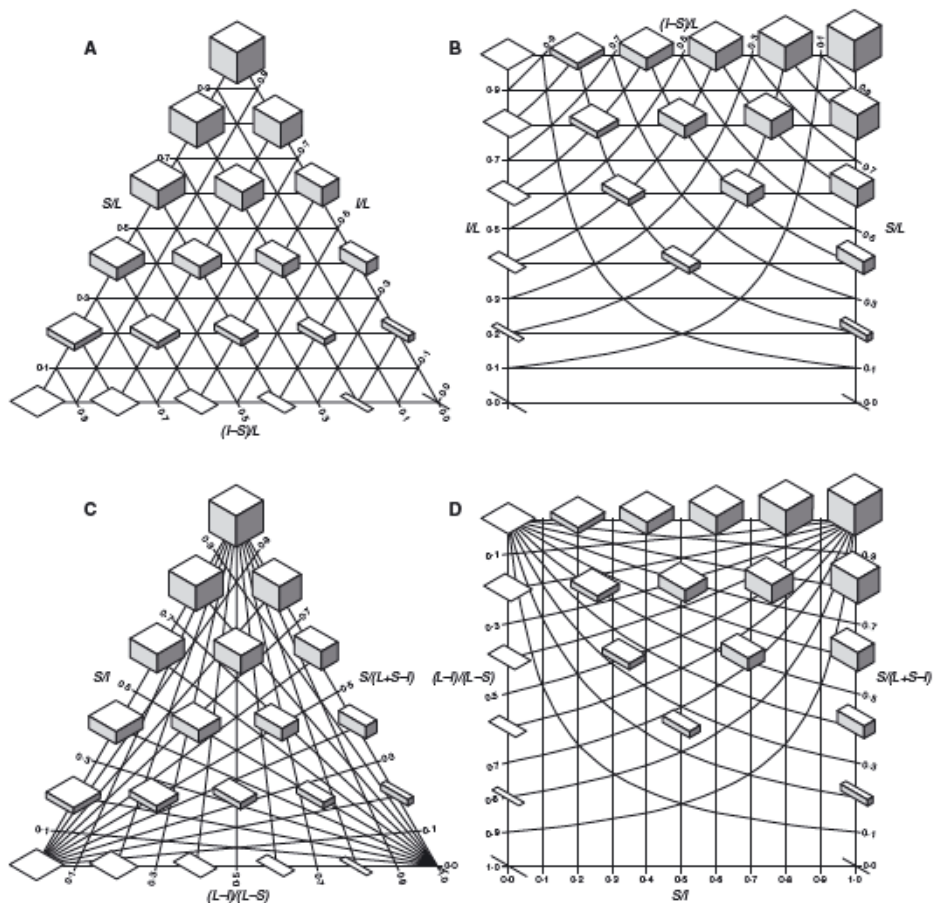


Figura 122: I sei parametri principali di forma identificati, tracciati sul diagramma Sneed e Folk, con assi paralleli sia ai lati del triangolo (A), o radiali da ogni vertice (C). Per confronto, i sei parametri di modulo sono tracciati sul diagramma di Zingg (1935) (B e D). Inoltre, sono tracciate 21 forme regolari con L, I e S che vanno da 10,10,10 (cubo), a 10,10,0 (quadrato), a 10,0,0 (line). (Blott e Pye, 2008)

Nel corso dell'ultimo secolo sono stati proposti una serie di *Indici di forma* diversi (Tabella 27), sviluppati in gran parte per prevedere il comportamento idraulico delle particelle di sedimento (Wentworth, 1922 b; Krumbein, 1941; Corey, 1949; Sneed e Folk, 1958; Janke, 1966; Dobkins & Folk, 1970). Alcuni di questi parametri sono stati precedentemente confrontati utilizzando metodi statistici e grafici (Briggs et al, 1962; Barrett, 1980, Illenberger, 1991; Benn e Ballantyne, 1993), anche se non in modo sistematico.

Tabella 27: I fattori di forma espressi da vari autori (Blott and Pye, 2008)

Index	Formula	Range	Reference
Wentworth flatness index	$\frac{L + I}{2S}$	1 to $\infty$	Wentworth (1922a)
Krumbein intercept sphericity, $\Psi$	$\sqrt[3]{\frac{IS}{L^2}}$	0 to 1	Krumbein (1941), Pye & Pye (1943)
Corey shape factor	$\frac{S}{\sqrt{LI}}$	0 to 1	Corey (1949)
Maximum projection sphericity, $\Psi_p$	$\sqrt[3]{\frac{S^2}{LI}}$	0 to 1	Folk (1955), Sneed & Folk (1958)
Aschenbrenner working sphericity, $\psi'$	$\frac{12 \cdot 8 \sqrt[3]{P^2 Q}}{1 + P(1 + Q) + 6\sqrt{1 + P^2(1 + Q^2)}}$ where $P = \frac{S}{I}$ and $Q = \frac{I}{L}$	0 to 1	Aschenbrenner (1956)
Aschenbrenner shape factor, $F$	$\frac{LS}{I^2}$	0 to $\infty$	Aschenbrenner (1956)
Williams shape factor, $W$	$1 - \frac{LS}{I^2}$ when $I^2 > LS$ , $\frac{I^2}{LS} - 1$ when $I^2 \leq LS$	-1 to +1	Williams (1965)
Janke form factor, $E$	$\frac{S}{\sqrt{\frac{L^2 + I^2 + S^2}{3}}}$	0 to 1	Janke (1966)
Oblate-Prolate Index	$\frac{10 \left( \frac{I-I}{L-S} - 0.5 \right)}{\frac{S}{L}}$	$-\infty$ to $+\infty$	Dobkins & Folk (1970)

Note that formulae have been standardized to  $L$ ,  $I$  and  $S$  notation for ease of comparison.

La Tabella 28 mostra i parametri di forma di 23 campioni naturali di dimensioni e origine diverse, comparati con 13 oggetti di uso quotidiano. I risultati mostrano che i fattori di forma di Wentworth (1922 b), Corey (1949) e Janke (1966) producono costantemente i valori più bassi di equancy, mentre il fattore di forma di Aschenbrenner (1956) produce costantemente i valori più alti. Le misure di Krumbein (1941) e Folk (1955) sono generalmente intermedie. Il fattore di forma di Folk, che propone la massima proiezione di sfericità, risulta essere probabilmente il miglior compromesso generale.

Tabella 28: Parametri di forma applicati a 23 campioni di ghiaia naturale. Nella parte bassa della tabella si mettono a confronto 13 oggetti di uso comune aventi forme differenti (Blott and Pye, 2008)

Particle	Material type	Origin	$L$	$I$	$S$	$I/L$	$S/I$	$S/L$	$(L - I) / (L - S)$	$S / (L + S - I)$	$(I - S) / L$
<b>Natural gravel-sized particles</b>											
A	Brown chert	Soil	45.0	28.5	2800	0.63	0.98	0.62	0.97	0.63	0.01
B	Brown chert	Soil	36.0	25.0	1250	0.69	0.50	0.35	0.47	0.53	0.35
C	Brown chert	Soil	21.0	19.0	1150	0.90	0.61	0.55	0.21	0.85	0.36
D	Brown chert	Soil	44.0	19.0	1400	0.43	0.74	0.32	0.83	0.36	0.11
E	Brown chert	Soil	19.0	18.0	1200	0.95	0.67	0.63	0.14	0.92	0.32
F	Brown chert	Soil	48.0	27.5	1800	0.57	0.65	0.38	0.68	0.47	0.20
G	Grey sandstone	Modern beach	69.0	38.5	1800	0.56	0.47	0.26	0.60	0.37	0.30
H	Discoid calcite	Modern beach	18.5	15.0	350	0.81	0.23	0.19	0.23	0.50	0.62
I	Quartz diorite	Modern beach	47.0	44.0	4200	0.94	0.95	0.89	0.60	0.93	0.04
J	Quartz diorite	Modern beach	64.0	49.0	3250	0.77	0.66	0.51	0.48	0.68	0.26
K	Quartz diorite	Modern beach	58.5	45.0	1500	0.77	0.33	0.26	0.31	0.53	0.51
L	Simple branching coral	Modern beach	88.5	61.0	2500	0.69	0.41	0.28	0.43	0.48	0.41
M	Multiple branching coral	Modern beach	55.0	43.0	3000	0.78	0.70	0.55	0.48	0.71	0.24
N	Broken tile	Modern beach	85.0	66.0	1000	0.78	0.15	0.12	0.25	0.34	0.66
O	Dolerite	Modern beach	104.0	74.0	4400	0.71	0.59	0.42	0.50	0.59	0.29
P	Dolerite	Modern beach	197.0	62.0	3900	0.31	0.63	0.20	0.85	0.22	0.12
Q	Dolerite	Modern beach	121.0	28.0	2000	0.23	0.71	0.17	0.92	0.18	0.07
R	Banded shale/mudstone	Modern beach	56.0	13.0	1100	0.23	0.85	0.20	0.96	0.20	0.04
S	Greywacke	Modern beach	106.0	55.0	3400	0.52	0.62	0.32	0.71	0.40	0.20
T	Mudstone	Modern beach	84.0	80.0	1200	0.95	0.15	0.14	0.06	0.75	0.81
U	Grey sandstone	Modern beach	50.0	45.0	4400	0.90	0.98	0.88	0.83	0.90	0.02
V	Chert cobble	Quaternary drift	85.0	52.0	4200	0.61	0.81	0.49	0.77	0.56	0.12
W	Chert cobble	Quaternary drift	72.0	50.0	4000	0.69	0.80	0.56	0.69	0.65	0.14
<b>Everyday reference objects</b>											
A4 paper	-	-	296.0	210.0	0.10	0.71	0.00	0.00	0.29	0.00	0.71
Edging stone	-	-	905.0	150.0	5000	0.17	0.33	0.06	0.88	0.06	0.11
Roofing slate	-	-	265.0	167.0	1000	0.63	0.06	0.04	0.38	0.09	0.59
Paving slab	-	-	600.0	600.0	3500	1.00	0.06	0.06	0.00	1.00	0.94
House brick	-	-	215.0	100.0	6500	0.47	0.65	0.30	0.77	0.36	0.16
Metre rule	-	-	1000.0	30.0	2.00	0.03	0.07	0.00	0.97	0.00	0.03
Pecten shell	-	-	142.0	120.0	1000	0.85	0.08	0.07	0.17	0.31	0.77
Quartz prism	-	-	120.0	43.0	3500	0.36	0.81	0.29	0.91	0.31	0.07
Beer mat	-	-	93.0	93.0	1.50	1.00	0.02	0.02	0.00	1.00	0.98
Biro pen	-	-	150.0	8.0	8.00	0.05	1.00	0.05	1.00	0.05	0.00
Glass stirring rod	-	-	500.0	6.0	6.00	0.01	1.00	0.01	1.00	0.01	0.00
Table tennis ball	-	-	40.0	40.0	4000	1.00	1.00	1.00	n/a	1.00	0.00
Duck egg	-	-	72.0	62.0	6200	0.86	1.00	0.86	1.00	0.86	0.00

I vantaggi nell'uso relativo dei diagrammi di Zingg e Sneed e Folk, dipendono dal fatto che la forma delle particelle possa essere vista come dipendente da tre o quattro componenti. Sneed e Folk (1958) hanno rilevato tre componenti essenziali, classificate matematicamente

come  $L > I \frac{1}{4} S$  (forma allungata),  $L \frac{1}{4} I > S$  (forma lamellare) e  $L \frac{1}{4} I \frac{1}{4} S$  (forma eguale) con valori tracciati su un diagramma ternario.

Blott e Pye (2008), hanno semplificato i rapporti utilizzati per descrivere la forma delle particelle, in quanto spesso le particelle possono essere descritte semplicemente in termini di deviazione dalla uguaglianza in soli due aspetti, allungamento e planarità (cioè dal rapporto  $I/L$  e da il rapporto  $I/S$ , rispettivamente).

I diagrammi di Sneed e Folk (1958) e Zingg (1935) sono stati perciò modificati per visualizzare questa nuova classificazione (Figura 123).

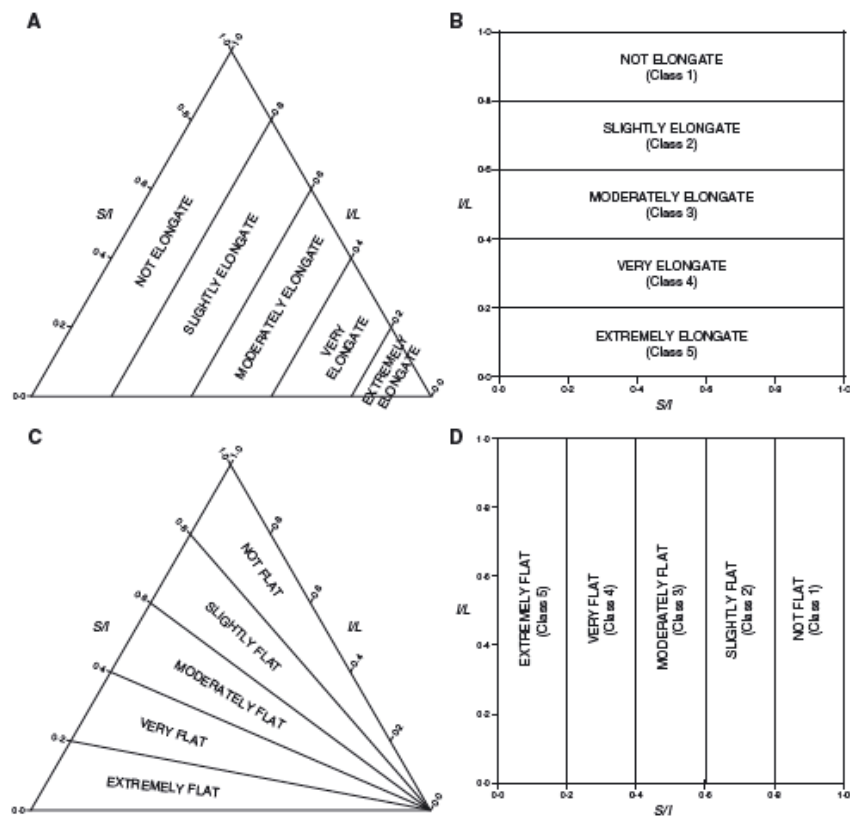


Figura 123: Classificazione di Blott e Pye (2008), eseguita con i rapporti  $S/I$  e  $I/L$ .

La Figura 124 mostra due schemi di classificazione, applicabile a particelle che hanno lati rettilinei e spigoli angolari (particelle spigolose) e l'altra applicabile a particelle che sono sferiche o hanno superfici parzialmente curve (particelle arrotondate).

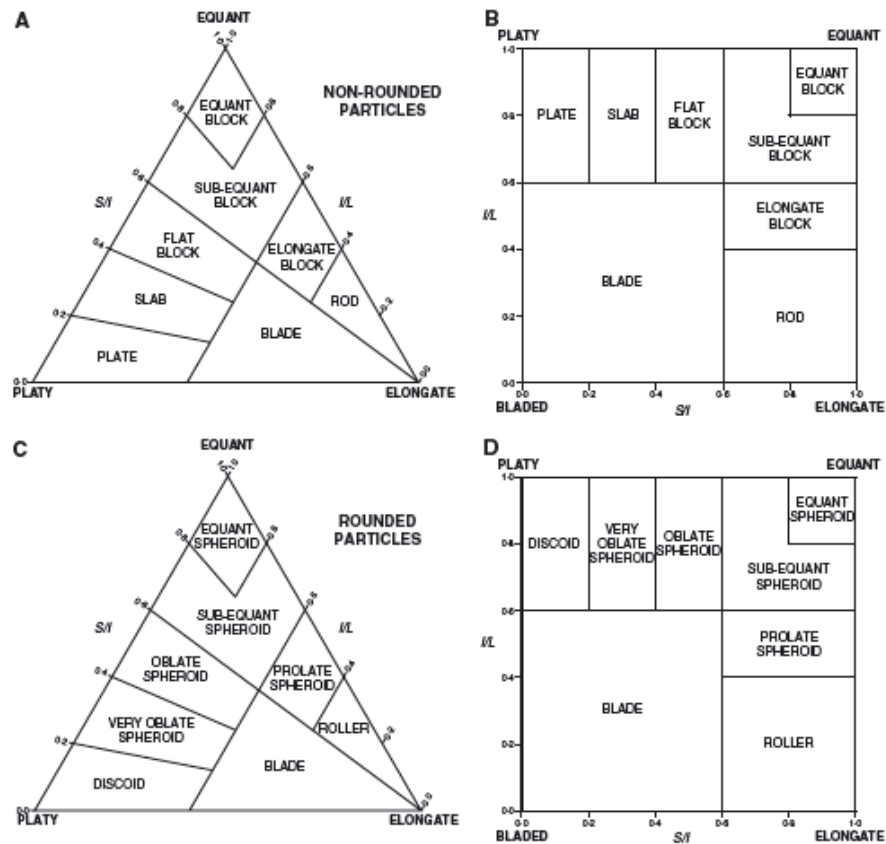


Figura 124: Diagrammi di Blott e Pye (2008) per particelle spigolose (a-b) e particelle arrotondate (c-d)

### 6.3 CALCOLO DI DIMENSIONE E FORMA DEI SEDIMENTI DI ORIGINE PORTUALE E DI AMBIENTI DEPOSIZIONALI

Sono stati caratterizzati per gli aspetti morfologici, i campioni di sedimento prelevati dai fondali dragati del Porto di Ravenna (Canale Candiano), del Porto di Livorno (Darsena

Toscana), del Porto di Midia (Constanta) e dei piccoli porti dell'Emilia-Romagna (Porto Garibaldi, Cervia, Cesenatico e Bellaria). Questi campioni sono stati analizzati in base alle tecniche di decontaminazione eseguite:

- Sorting e soil washing (Porto di Ravenna, Porto di Midia e piccoli porti dell'Emilia-Romagna);
- Cella di attrizione (Porto di Ravenna e Porto di Livorno);
- Fusione con torcia al plasma, con processi di carboriduzione e vetrificazione (Porto di Ravenna, Porto di Midia).

I campioni di spiaggia, fiume, duna analizzati sono stati prelevati, come riportato nel Capitolo 4, in Emilia-Romagna e Toscana. A questi campioni sono stati aggiunti vari campioni raccolti in Veneto e Basilicata (le cui ubicazioni sono riportate in Appendice 11.1), necessari per ampliare il confronto dei valori morfologici.

Per ogni campione analizzato sono state misurate 30.000 particelle, limite imposto all'analisi in quanto giudicato statisticamente affidabile.

### **6.3.1 Individuazione dei parametri di forma e dimensione significativi**

Secondo le norme ISO (2006), i parametri per discriminare una forma devono essere indipendenti gli uni dagli altri e deve essere seguito il "criterio di parsimonia", ossia è necessario descrivere una forma con il minor numero di parametri possibili.

A tale scopo sono state eseguite una serie di analisi statistiche per individuare tra tutti i parametri misurati (più di 20 parametri di forma misurabili con il microscopio Morphologi G3, come riportato al Capitolo 3 - Paragrafo 3.3.1), i parametri migliori ed indispensabili per descrivere le particelle sedimentarie.

Al fine di indagare l'esistenza di eventuali correlazioni tra i parametri sia dimensionali che di forma, è stata costruita un'apposita matrice di correlazione sulla base della quale sono stati elaborati numerosi diagrammi binari di variazione. Per i parametri di forma la matrice

utilizzata è riportata in Figura 125, mentre per i parametri dimensionali la matrice è riportata in Figura 126.

La matrice è stata realizzata usando la correlazione con il metodo Nearest Neighborg in SPSS (Spiegel e Stephens, 2009; <http://www.statisticallysignificantconsulting.com/>).

In queste due matrici, i parametri che mostrano correlazione diretta o inversa, sono rappresentati con punti che seguono una linea retta. Al contrario, nel caso in cui non vi siano correlazioni tra due parametri, i valori tendono a disporsi in maniera random all' interno delle celle intersecate.

Da questa analisi è possibile stabilire che, per i parametri di forma, le migliori correlazioni esistono tra HS Circularity e Circularity, tra Convexity e HS Circularity, tra Convexity e Circularity, HS Circularity e Solidity e tra Aspect Ratio ed Elongation (Figura 125).

Di queste correlazioni le più rilevanti sono certamente Convexity - HS Circularity e HS Circularity - Solidity, in quanto descrivono relazioni tra parametri diversi. Le correlazioni esistenti invece tra HS Circularity - Circularity e tra Aspect Ratio - Elongation, invece, derivano dalla metodologia di calcolo, in quanto questi sono parametri reciproci e derivati tra di loro (i metodi di calcolo sono riportati al Capitolo 3- Paragrafo 3.3.1.).

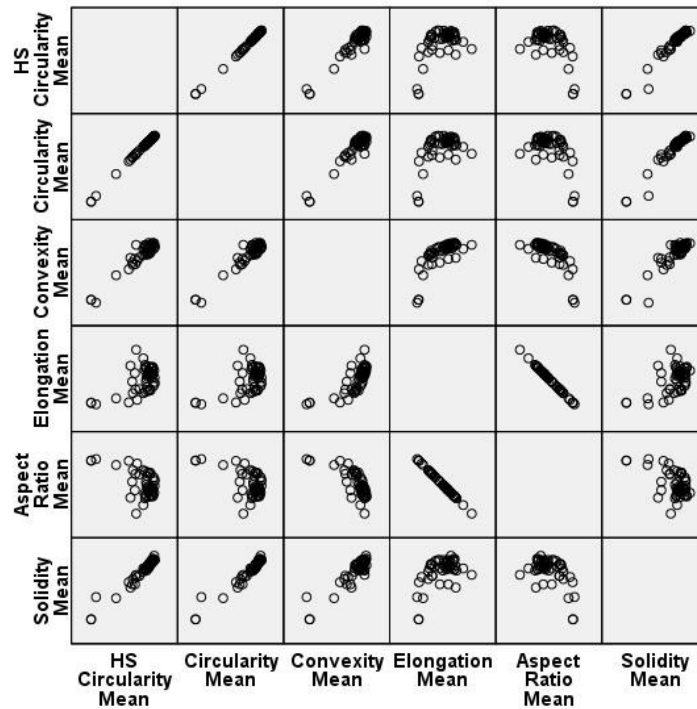


Figura 125: Matrice di correlazione dei parametri di forma

Le correlazioni esistenti tra i parametri dimensionali, invece, mettono in evidenza correlazioni positive tra CE Diameter - Length, CE Diameter - Width, CE Diameter - Perimeter, Length - Width, Perimeter - Area. La correlazione tra Area e Volume, invece, non è diretta in quanto il sistema di misurazione dei parametri non è in grado di rilevare la terza dimensione (quella del volume). La stima di questa misura, ossia dello spessore della particella o *S* secondo la terminologia di Sneed e Folk (1958), è ricavata dalla misura di Intensity mean.



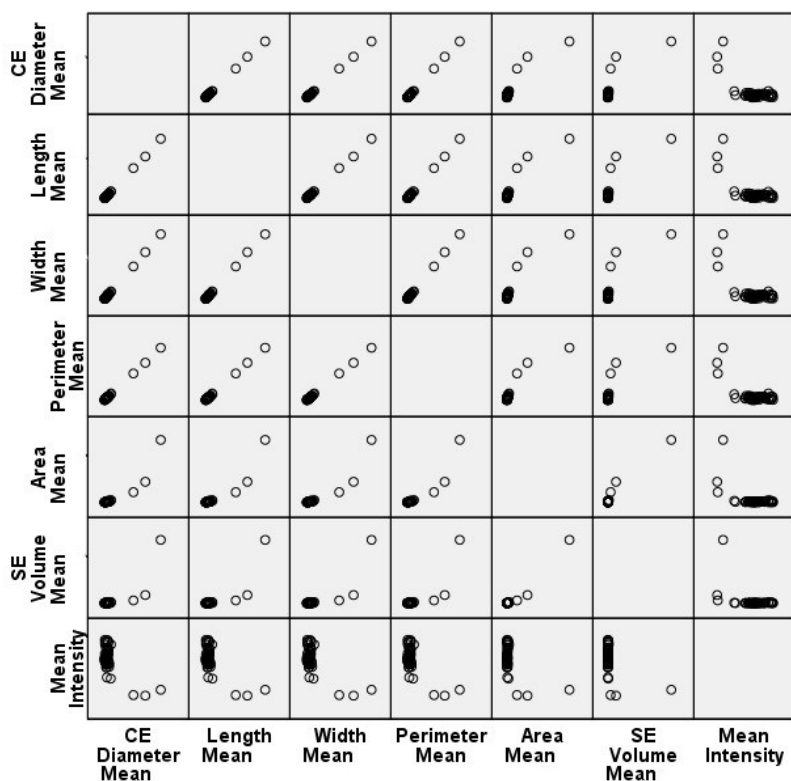


Figura 126: Matrice di correlazione dei parametri dimensionali

Un secondo metodo di analisi statistica utilizzato per verificare i parametri è il *t*-test a coppie, come adottato da Ulusoy e Kursun (2011), in cui le coppie sono i parametri già individuati con il metodo delle matrici e la variabile è il campione analizzato, eseguito con l'utilizzo del software SPSS (Spiegel e Stephens, 2009).

I valori dei coefficienti che superano 0,6 evidenziano correlazioni positive tra i dati, mentre coefficienti minori di -0,6 indentificano correlazioni negative. In Tabella 29 sono riportati i risultati delle correlazioni che confermano la buona correlazione dei parametri sopra descritti e individuano due associazioni ulteriori, ossia SE Volume Mean ( $\mu\text{m}^3$ ) - HS Circularity Mean e Convexity Mean - SE Volume Mean ( $\mu\text{m}^3$ ).

Tabella 29: Correlazioni tra coppie di parametri ricavate con *t*- test in SPSS. In grassetto sono riportate le correlazioni di maggior significato statistico.

Coppie	Correlazioni T Test	Correlazione
Coppia 1	SE Volume Mean ( $\mu\text{m}^3$ ) - HS Circularity Mean	<b>-,607</b>
Coppia 2	CE Diameter Mean ( $\mu\text{m}$ ) - Aspect Ratio Mean	,352
Coppia 3	CE Diameter Mean ( $\mu\text{m}$ ) - Elongation Mean	-,352
Coppia 4	CE Diameter Mean ( $\mu\text{m}$ ) - Solidity Mean	-,288
Coppia 5	CE Diameter Mean ( $\mu\text{m}$ ) - Convexity Mean	-,444
Coppia 6	Area Mean ( $\mu\text{m}^2$ ) - Perimeter Mean	<b>,884</b>
Coppia 7	Solidity Mean - Area Mean ( $\mu\text{m}^2$ )	-,422
Coppia 8	Convexity Mean - SE Volume Mean ( $\mu\text{m}^3$ )	<b>-,665</b>
Coppia 9	Solidity Mean - SE Volume Mean ( $\mu\text{m}^3$ )	-,467
Coppia 10	HS Circularity Mean - Convexity Mean	<b>,955</b>
Coppia 11	Area Mean ( $\mu\text{m}^2$ ) - SE Volume Mean ( $\mu\text{m}^3$ )	<b>,920</b>
Coppia 12	Mean Intensity - Area Mean ( $\mu\text{m}^2$ )	-,529
Coppia 13	Length Mean ( $\mu\text{m}$ ) - Mean Intensity	<b>-,673</b>
Coppia 14	Width Mean ( $\mu\text{m}$ ) - Mean Intensity	<b>-,665</b>
Coppia 15	Length Mean ( $\mu\text{m}$ ) - Width Mean ( $\mu\text{m}$ )	<b>1,000</b>
Coppia 16	Mean Intensity - SE Volume Mean ( $\mu\text{m}^3$ )	-,423

Al fine di ottenere informazioni riguardo la morfologia dei sedimenti, si è deciso di rappresentare graficamente le correlazioni più significative che si sono trovate nelle matrici e nel *t* - test.

La Figura 127 mostra la distribuzione dei campioni raccolti in base a HS Circularity e Convexity. Si può osservare che i campioni ricadono in un range molto stretto, caratterizzato da forme moderatamente circolari (>0,6) e molto convesse (>0,8).

Le correlazioni dei parametri in tutti i campioni sono molto buone, con rette di regressione lineare aventi  $r^2$  di circa 0,9.

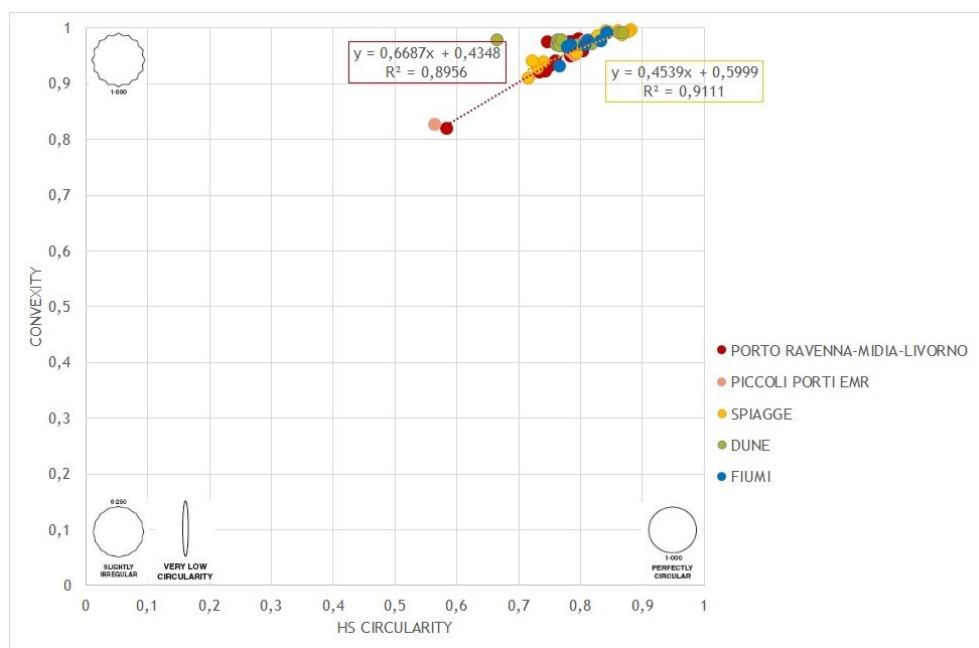


Figura 127: Diagramma di correlazione di HS Circularity e Convexity

In Figura 128 si riporta il diagramma di correlazione di Perimeter mean a Area mean. Dal grafico si evince che i campioni si distribuiscono lungo due rette, entrambe con  $r^2$  di 0,87.

La linea rossa correla i campioni portuali, i campioni di duna e di fiume, aventi tutti un andamento simile.

La linea gialla, invece, correla i campioni di spiaggia i quali hanno un andamento meno lineare pur mantenendo una buona correlazione. Questo trend è dovuto al fatto che i campioni prelevati nelle zone di spiaggia, sono costituiti essenzialmente sia da granelli di quarzo (ad esempio per le spiagge di Emilia-Romagna e Basilicata), sia da granelli costituiti da frammenti conchigliari e quindi calcite/aragonite (campioni di Chituc e Edihiol-Romania). Nel primo caso le particelle hanno un volume maggiore rispetto al secondo caso e questo fa sì che vi sia una leggera disomogeneità nei campioni per questi due parametri.

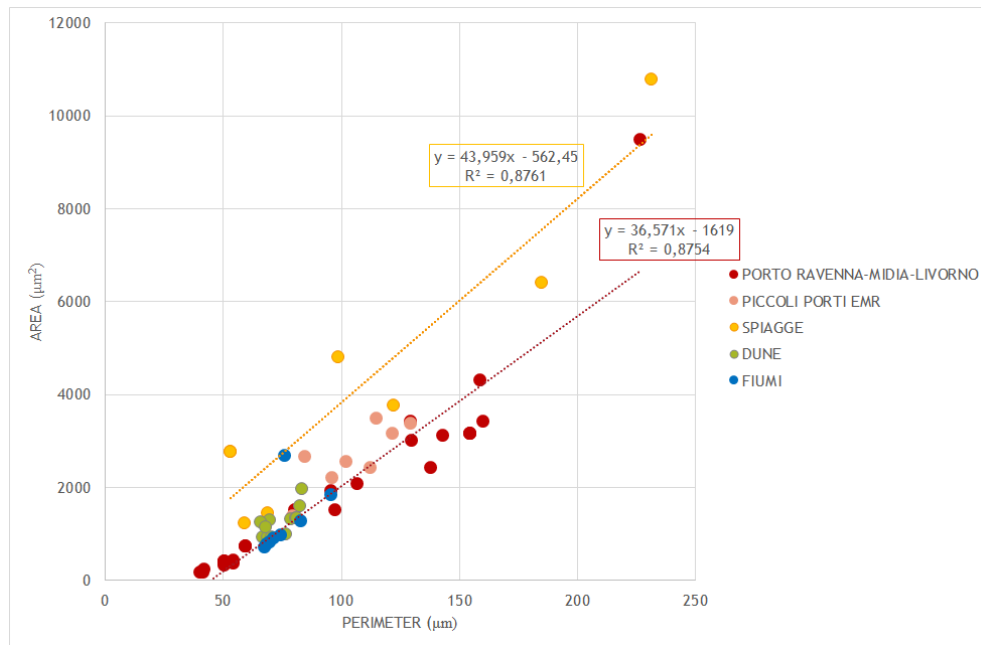


Figura 128: Diagramma di correlazione di Perimeter Mean e Area Mean

In Figura 129 si illustra la correlazione tra Length e Width delle particelle. Per tutti i campioni raccolti la correlazione di questi parametri è molto positiva ( $r^2$  prossimo a 1). Da notare alcuni campioni di spiaggia, aventi dimensioni di lunghezza e larghezza maggiori di  $200 \mu\text{m}$ , che si dispongono sulla parte alta della retta di regressione lineare. Questi campioni sono costituiti da frammenti conchigliari (prelevati nelle spiagge della Romania) ed hanno dimensioni nettamente maggiori rispetto alle particelle dei campioni prelevati negli altri ambienti deposizionali.

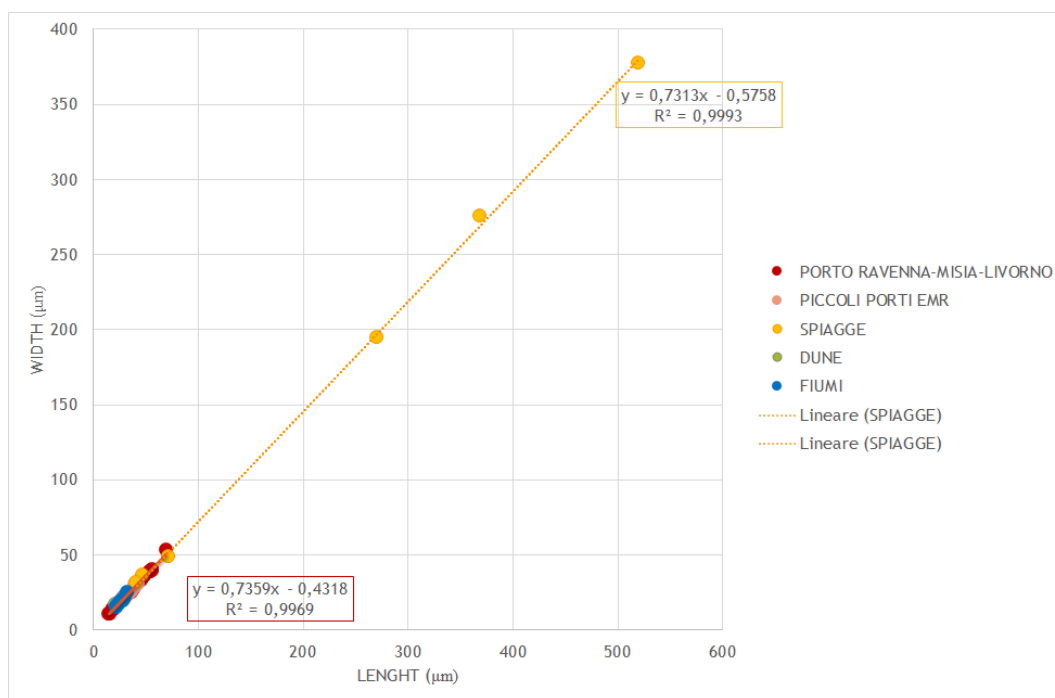


Figura 129: Diagramma di correlazione di Length mean e Width mean

Dal rapporto di Width mean / Length mean si ricava il parametro che definisce le proporzioni delle particelle, ossia l'Aspect Ratio. Dall'analisi statistica eseguita con il metodo di correlazione *Nearest Neighbor* in SPSS (Spiegel e Stephens, 2009), che individua come target il parametro di Aspect Ratio e come variabili Width, Length e Perimeter, è possibile osservare una correlazione negativa tra Aspect Ratio e Perimeter (Figura 130).

Come si può osservare, infatti, al diminuire dell'Aspect Ratio vi è un aumento del Perimeter. Ciò significa che, all'aumentare del perimetro delle particelle, le proporzioni 2d delle stesse tendono a diminuire, come riscontrabile in particelle di grandi dimensioni ma aventi forma allungata o molto irregolare. Questa tipologia di particelle è riscontrabile in ambiente di tipo fluviale o in particelle che hanno subito processi di fusione e sono costituite da frammenti vetrosi.

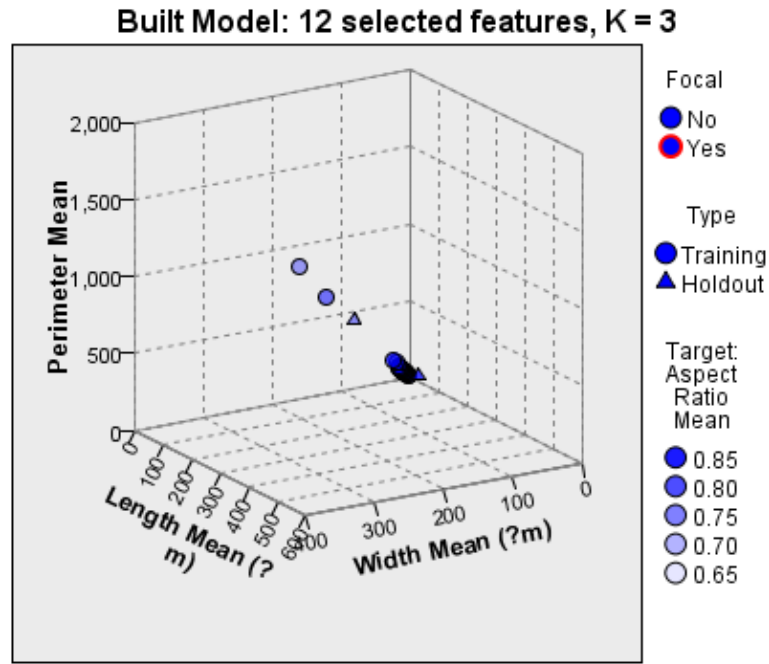


Figura 130: Modello tridimensionale di correlazione (Nearest Neighbor) del parametro di forma Aspect Ratio rispetto ai parametri dimensionali Length, Width e Perimeter.

Il parametro di Intensity Mean, come descritto nel Capitolo 3, è la misura della trasparenza della particella che può essere correlata con il grado di attraversamento della luce in base allo spessore della particella stessa. In maniera indiretta questo parametro fornisce una misura dello spessore della particella ed, in particolare, una particella con Intensity mean elevato è più trasparente e generalmente meno spessa; una particella con Intensity mean basso è più opaca e generalmente più spessa (Figura 131).

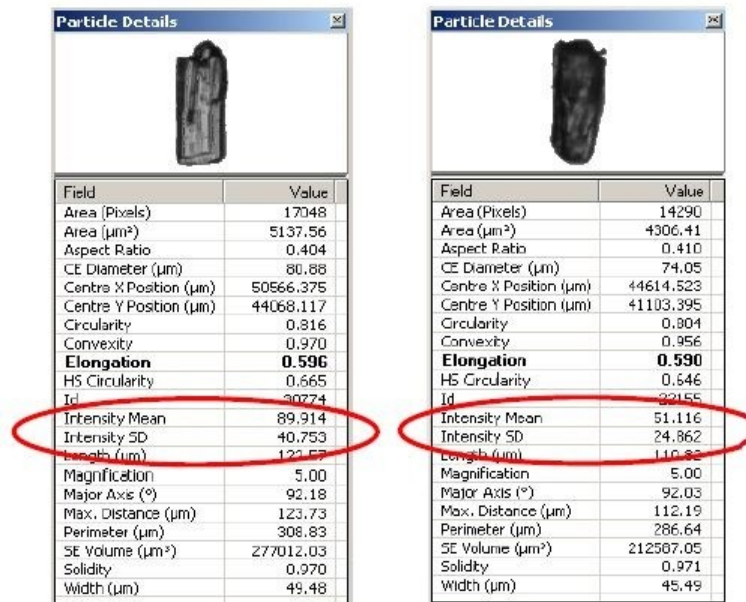


Figura 131: Esempio di particella trasparente con Intensity Mean elevato (a sinistra); particella opaca con Intensity Mean basso (a destra).

Utilizzando il parametro di Intensity mean per descrivere la terza dimensione, ossia lo spessore, in base alla metodologia proposta di Bott e Pye (2008), sono stati ricavati i parametri di:

- Misura di planarità, definita dal rapporto  $S/I$  (Intensity mean/Widht);
- Misura di allungamento, definita dal rapporto  $I/L$  (Widht/Lenght).

In Figura 132 è riportato il diagramma di Blott e Pye (2008), in cui sono stati plottati i campioni analizzati. Tutti i campioni ricadono nella parte alta del diagramma (con  $I/L > 0,6$ ) e possono essere classificati come “Slab”, “Flat Block” e “Sub Equant Block”. Solamente due campioni di spiaggia ricadono nel campo di “Plate” e corrispondono a campioni di natura conchigliare. I campioni di origine portuale si distribuiscono in tutte le categorie “Slab”, “Flat Block” e “Sub Equant Block” ad eccezione dei campioni raccolti nei piccoli porti dell’Emilia-Romagna che si concentrano solamente nella categoria “Slab”. I campioni di duna e di fiume si dispongono in maniera uguale nelle categorie “Flat Block” e “Sub Equant Block”.

Dalla classificazione adottata è emerso quindi che nei campioni analizzati non c'è presenza di particelle di tipo lamellare (Blade) e astiforme (Rod). Questo calcolo è stato eseguito sui valori medi dimensionali dei vari campioni. Nel caso in cui il calcolo fosse stato eseguito sulle singole particelle che costituiscono ogni campione, sicuramente si sarebbe riscontrata una piccola percentuale di particelle sia di forma lamellare (ad esempio miche), che astiforme (ad esempio frammenti di anfiboli o di origine organica).

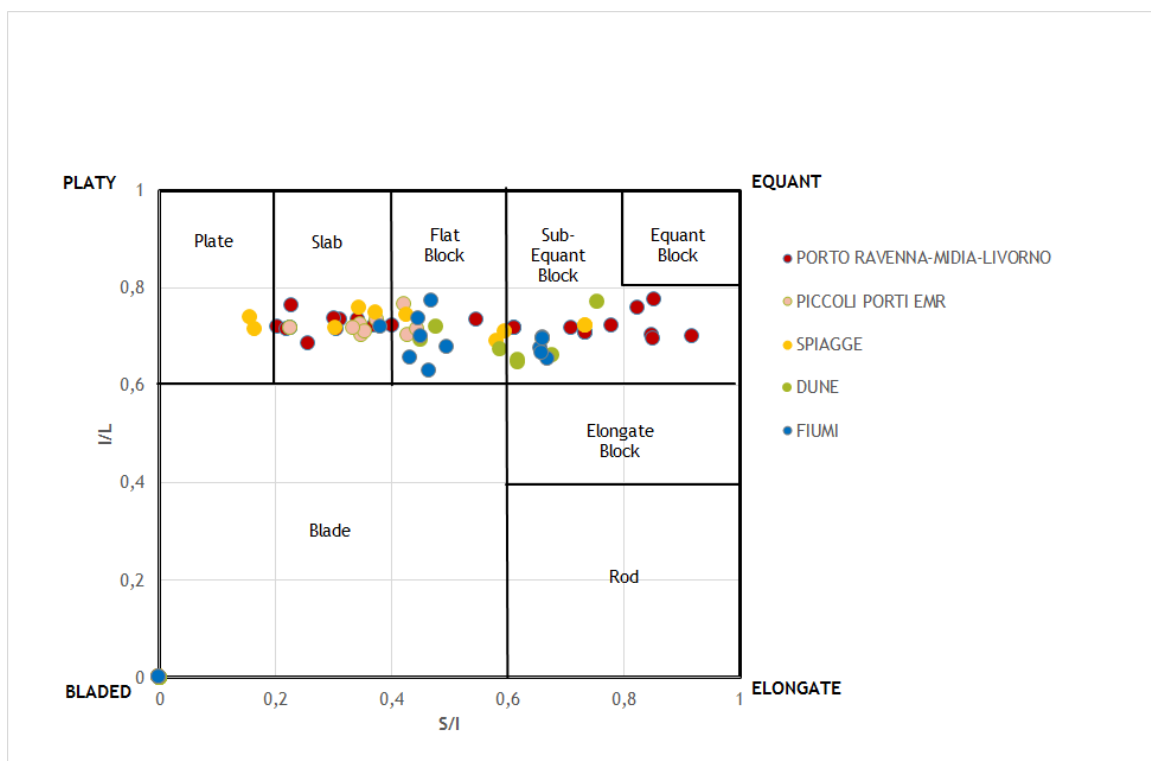


Figura 132: Diagramma di Blott e Pye (2008) in cui ricadono i sedimenti campionati

Nei campioni di origine portuale trattati con le tecniche di soil washing, attrizione e fusione, è stata riscontrata la seguente tendenza (Figura 133):

- i campioni tal quale e la frazione fine dello stesso campione, hanno valori di S/I sempre maggiori di 0,6;



- i campioni trattati con soil washing e sorting, da cui si ricavano le sabbie separate dalla frazione fine, presentano valori di S/I compresi tra 0,38 e 0,6;
- i campioni di sabbia attrizionata e le scorie vetrificate, presentano valori di S/I sempre inferiori a 0,3.

Questo comportamento, induce a pensare che i campioni che hanno subito processi di fusione e di attrizione, siano generalmente più appiattiti rispetto agli stessi campioni di sabbia solamente “lavati” e separati dalla frazione fine. Questo fenomeno potrebbe essere legato alla tipologia di trattamento che tende ad abradere la superficie delle particelle e, nel secondo caso, a trasformare la sabbia in frammenti di vetro.

I campioni di sabbia in uscita dall'impianto di soil washing, sono più appiattiti rispetto ai campioni tal quale e alla frazione fine. I campioni tal quale e la frazione fine sono contaminati da idrocarburi e metalli pesanti, quindi, questi elementi presumibilmente creano un rivestimento superficiale alla particelle che, oltre ad aumentarne il volume, ne abbassano la trasparenza. Questo effetto è in discordanza con la natura tessiturale e composizionale del sedimento, in quanto è risaputo dalla letteratura che particelle di tipo siltoso/argilloso sono costituite da minerali lamellari (fillosilicati) di forma appiattita.

Bisogna, inoltre, considerare che la misura dello spessore delle particelle è stata ricavata dal parametro di Intensity Mean, che nel caso di particelle di tipo vetroso (vetro da fusione) e quarzifero (sabbia da soil washing) è molto elevato in quanto si tratta di particelle con notevole grado di trasparenza.

Nel caso di particelle siltose/argillose, invece, la trasparenza è meno accentuata (generalmente Intensity Mean inferiore a 90), e le particelle pur essendo lamellari sono generalmente più opache rispetto a sabbia quarzifera o a scorie vetrose.

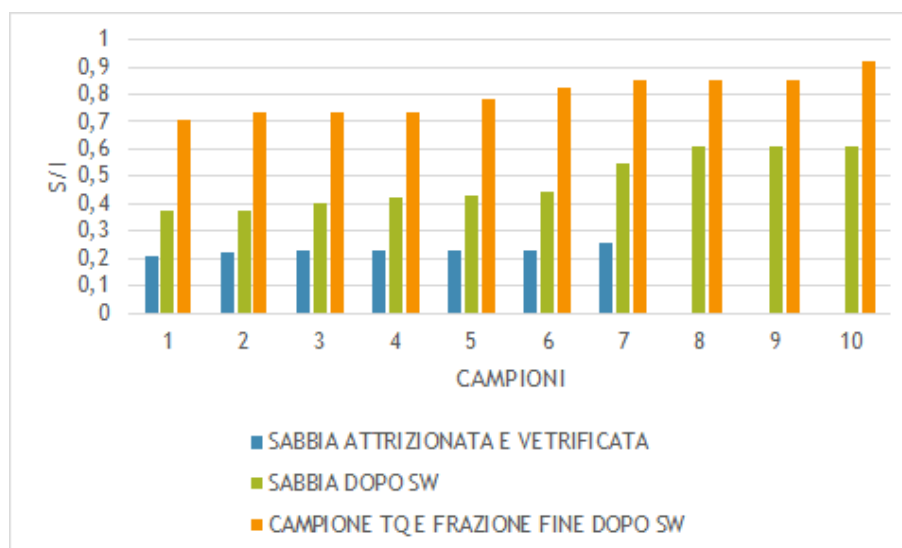


Figura 133: Variazione di  $S/I$  (Intensity mean/Widht) nelle particelle che hanno subito processi di trattamento

#### 6.4 CARATTERIZZAZIONE DEI SEDIMENTI PORTUALI IN BASE AI PARAMETRI DI DIMENSIONE E FORMA

Data la difficile comprensione dei parametri di forma considerando i soli valori medi, in questo paragrafo sono state espone le curve di distribuzione dei vari parametri ricavate dalla misurazione delle singole particelle che compongono il campione. In questa maniera è possibile apprezzare in modo più immediato le variazioni dei parametri morfologici considerati.

Si riportano di seguito pertanto, le curve di distribuzione che meglio caratterizzano i campioni di origine portuale che hanno subito processi di trattamento.

In Figura 134 sono riportate le curve cumulative dei CE Diameter mean ricavati dai campioni del porto di Ravenna. In giallo è riportato il campione tal quale, costituito dalla frazione sabbiosa e da quella fine; in blu è possibile osservare la frazione sabbiosa separata dal processo di soil washing, la quale è più spostata verso una granulometria più grossolana; in verde è riportata la sabbia attrizionata che ha un andamento del CE Diameter molto simile

alla sabbia non attrizionata; le linee arancione (carboriduzione) e grigia (vetrificazione) hanno andamenti molto diversi dalle curve precedenti e le pendenze di queste curve indicano che la classazione di queste scorie è molto bassa.

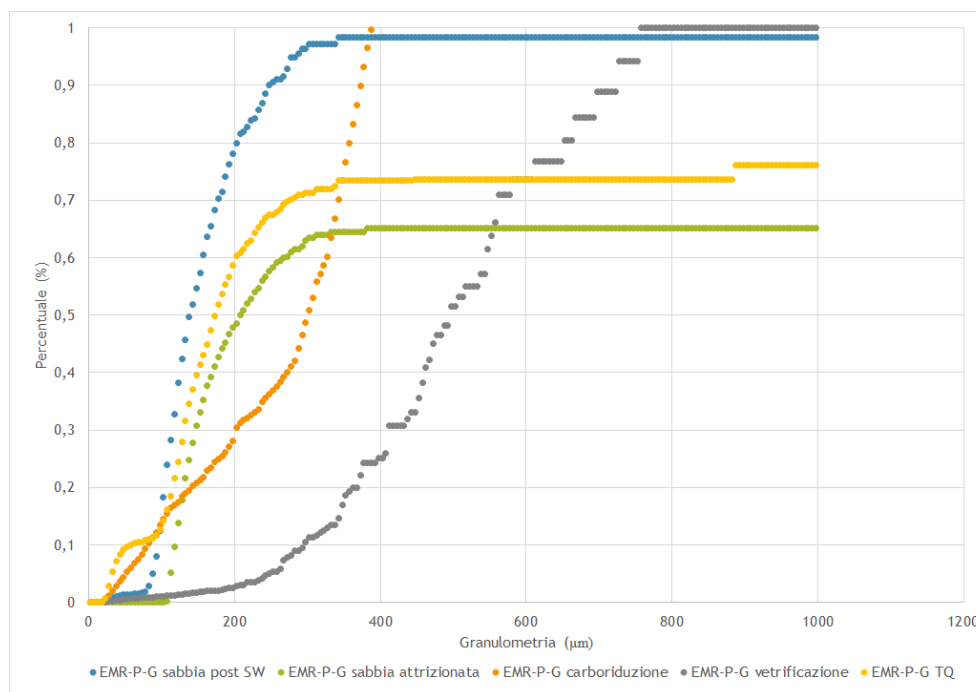


Figura 134: Diagramma delle curve cumulative dei campioni che hanno subito processi di trattamento (campioni del porto di Ravenna)

In Figura 135 è riportato il grafico della distribuzione percentuale del CE Diameter, in cui si evince che il campione tal quale (in blu) è bimodale, composto da frazione fine individuabile da un picco in corrispondenza dei 30-50 μm, ed una frazione sabbiosa individuabile da un secondo picco molto più ampio, da 80 a 380 μm. I campioni di sabbia post soil washing (in verde) e i campioni di sabbia attrizionata (in arancione), hanno una distribuzione dimensionale molto simile al secondo picco del campione tal quale, anche se le percentuali di distribuzione sono leggermente inferiori. Questo corrisponde con la tipologia di

trattamento eseguito che tende, sia per soil washing che per attrizione, a produrre particelle di diametro leggermente più piccolo rispetto al sedimento non trattato.

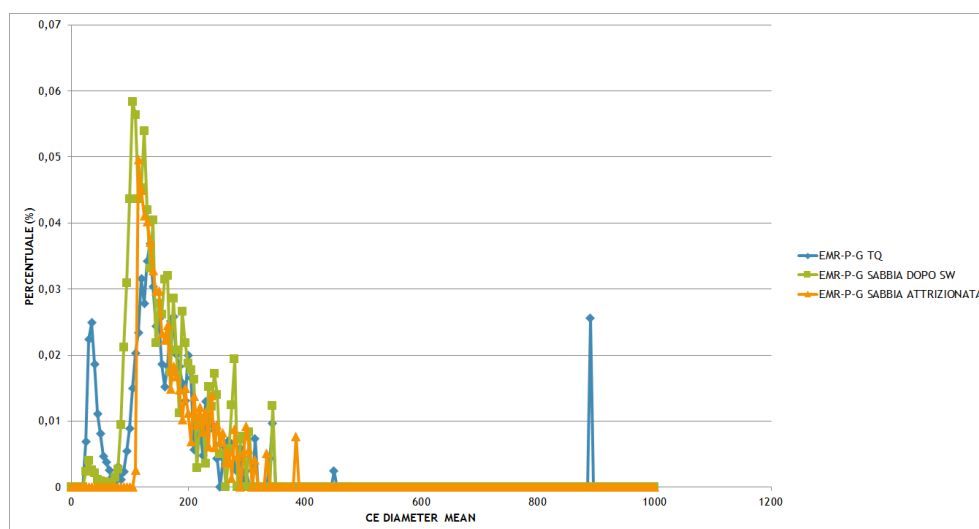


Figura 135: Diagramma della distribuzione percentuale del CE Diameter, dei campioni tal quale, delle sabbie dopo il processo di soil washing e delle stesse sabbie attrizionate con cella di attrizione.

In Figura 136 è riportata la distribuzione della Circularity nei campioni portuali, da cui si può osservare che i campioni con circolarità più prossima a 1 (alla circonferenza), corrispondono ai campioni di sabbia da soil washing e attrizionate. I campioni derivanti da carboriduzione hanno una circolarità poco inferiore, con picco ricadente nel valore di 0,9. I campioni tal quale hanno una varianza della circolarità elevata, descritta da una curva di distribuzione a campana, che comprende valori di circolarità da 0,6 a 0,95. Questo è dovuto al fatto che in questo campione vi siano sia particelle sabbiose che particelle siltose/argillose. Il parametro di circolarità delle particelle vetrificate è compreso tra 0 e 1, quindi la tipologia di trattamento produce particelle molto diverse le une dalle altre, da molto allungate a molto circolari.

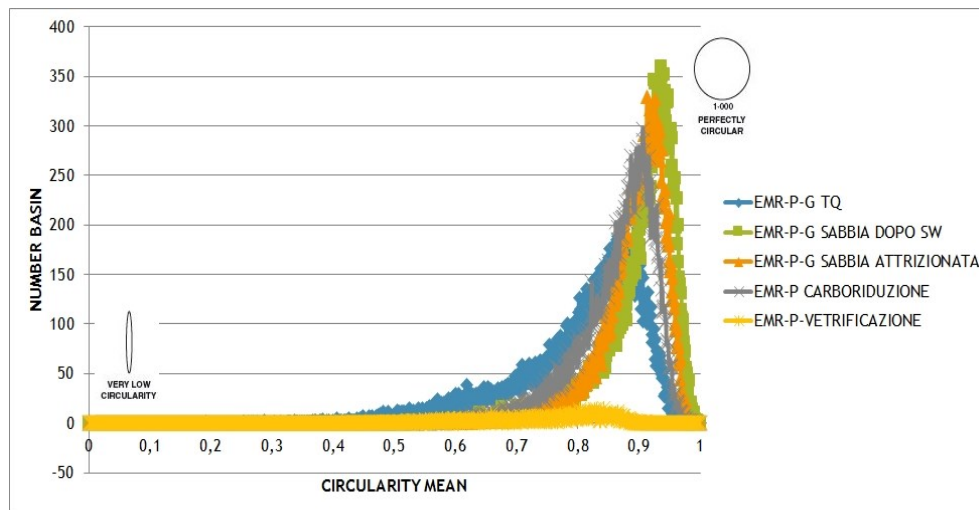


Figura 136: Diagramma della Circularity mean dei campioni del Porto di Ravenna

Il parametro di Convexity dei campioni tal quali presenta un picco di distribuzione prossimo a 1, corrispondente a particelle di forma molto irregolare. Una distribuzione simile è presente anche per le particelle di sabbia post soil washing e attrizionate. I campioni derivanti da carboriduzione hanno una distribuzione compresa tra 0,8 e 1, mentre i campioni derivati da vetrificazione occupano tutto il range di forma, da 0 a 1, come visto precedentemente per il parametro di Circularity (Figura 137).

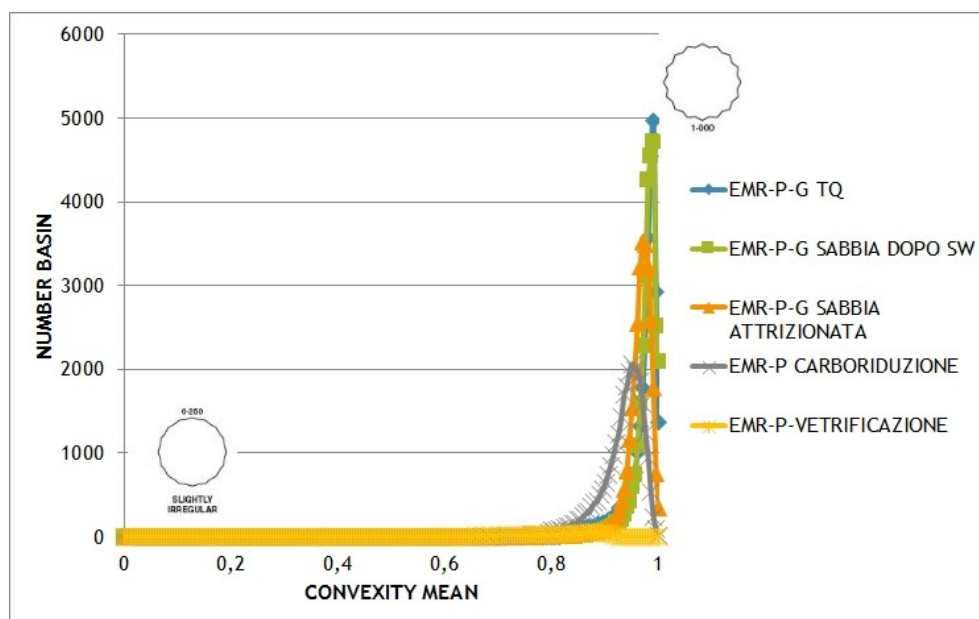


Figura 137: Diagramma della Convexity mean dei campioni del Porto di Ravenna

Il parametro di Aspect Ratio mostra che i campioni analizzati hanno proporzioni molto diverse tra loro. In particolare il campione tal quale ha Aspect Ratio molto basso, con distribuzione massima intorno a 0,2 - 0,3. I campioni di sabbia post soil washing, da carboriduzione e attrizionata, presentano invece valori di Aspect Ratio mediamente più elevati, con distribuzione massima intorno ai valori di 0,8 - 0,9.

I campioni derivanti da vetrificazione, come per i parametri precedenti, si distribuiscono in tutto il range di Aspect Ratio (Figura 138).

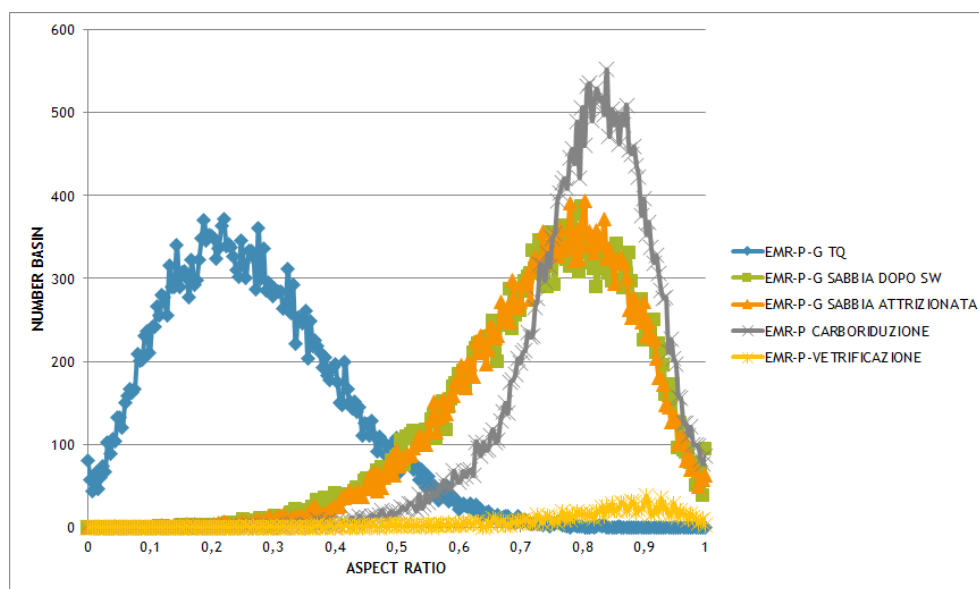


Figura 138: Diagramma dell'Aspect Ratio mean dei campioni del Porto di Ravenna

In Figura 139 è descritto l'andamento del parametro di Intensity Mean per le particelle del sedimento tal quale (in blu) aventi maggior distribuzione intorno al valore di 0,7 (più trasparenti), e le particelle di sabbia post soil washing e post attrizione che presentano massima percentuale di distribuzione intorno a 0,2 - 0,4. Tutti i campioni mostrano una deviazione standard molto elevata, testimoniata anche dalla forma molto asimmetrica delle curve di distribuzione.

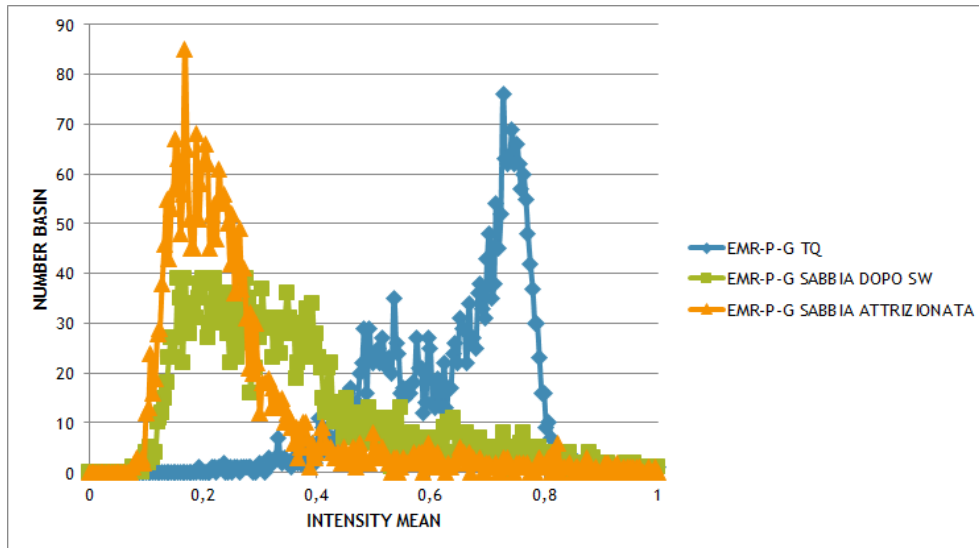


Figura 139: Diagramma della Intensity mean dei campioni del Porto di Ravenna

In Figura 140 è riportata la distribuzione dei CE Diameter dei campioni del porto di Livorno.

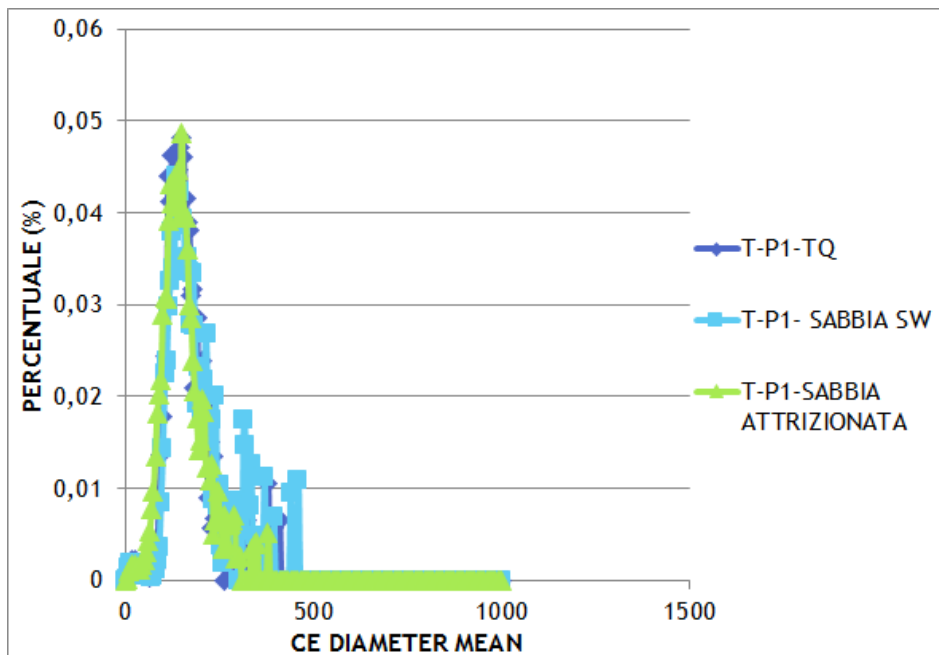


Figura 140: Diagramma della distribuzione percentuale del CE Diameter mean dei campioni del Porto di Livorno



La Figura 141 illustra l'andamento del parametro di HS Circularity, in cui si riscontra una buona correlazione tra i valori della sabbia post soil washing e della sabbia attrizionata, entrambe caratterizzate da particelle molto circolari (valori superiori a 0,8). Il campione di sedimento tal quale, invece, è costituito da particelle aventi circolarità media inferiore rispetto ai due campioni precedenti. Lo stesso andamento è stato riscontrato e descritto precedentemente per i campioni del Porto di Ravenna.

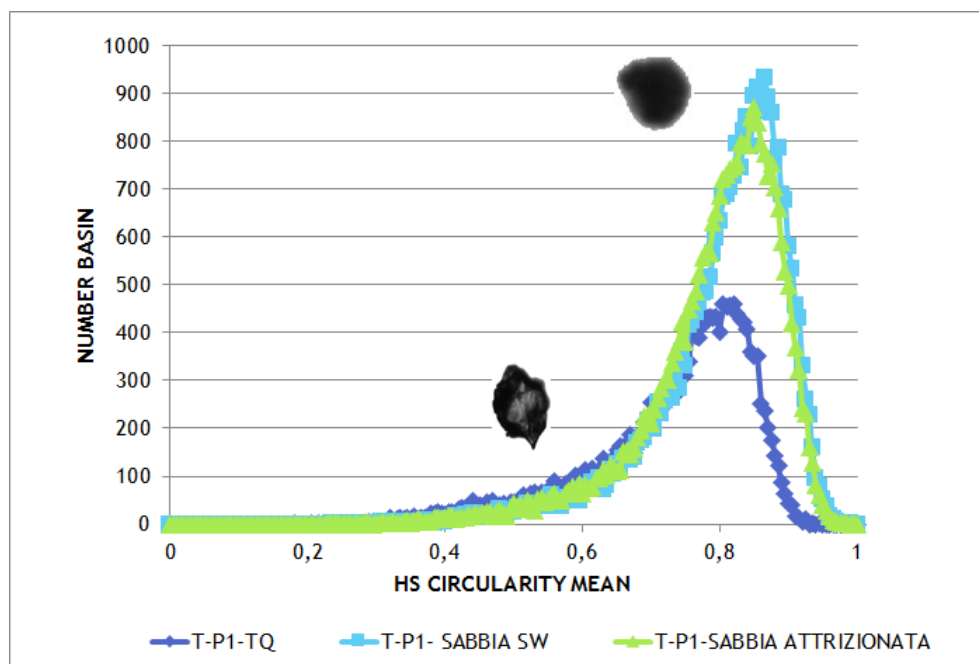


Figura 141: Diagramma della HS Circularity dei campioni del Porto di Livorno

Nella Figura 142 tutti i sedimenti analizzati presentano le stesse caratteristiche di convessità, molto prossima a 1.

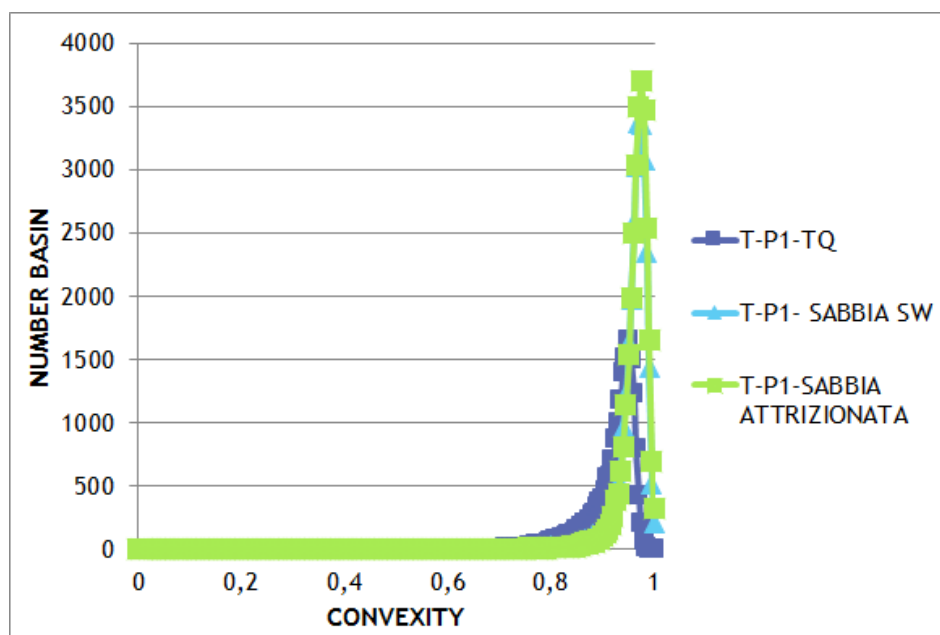


Figura 142: Diagramma della Convexity dei campioni del Porto di Livorno

In Figura 143 si osserva la distribuzione del parametro di Aspect Ratio dei campioni. Le curve di distribuzione sono molto simili tra un campione e l'altro ed i valori più frequenti ricadono in un range compreso tra 0,7 e 0,9. Al contrario di quanto osservato per i campioni del porto di Ravenna, nei campioni del porto di Livorno il valore di Aspect Ratio è poco variabile se si considerano campioni prima e dopo i trattamenti.

In Figura 144 è descritto il parametro di Intensity mean dei sedimenti, che per tutti i campioni presenta curve bimodali, con picco inferiore intorno al valore di 0,2 e picco di maggior distribuzione intorno al valore di 0,8-0,9. Questa distribuzione sta a significare che una frazione di tutti e tre questi sedimenti è composta da particelle opache (e teoricamente molto spesse) ed, invece, la maggior parte del sedimento è costituito da particelle molto trasparenti, corrispondenti alla frazione sabbiosa del sedimento di tipo quarzifero.

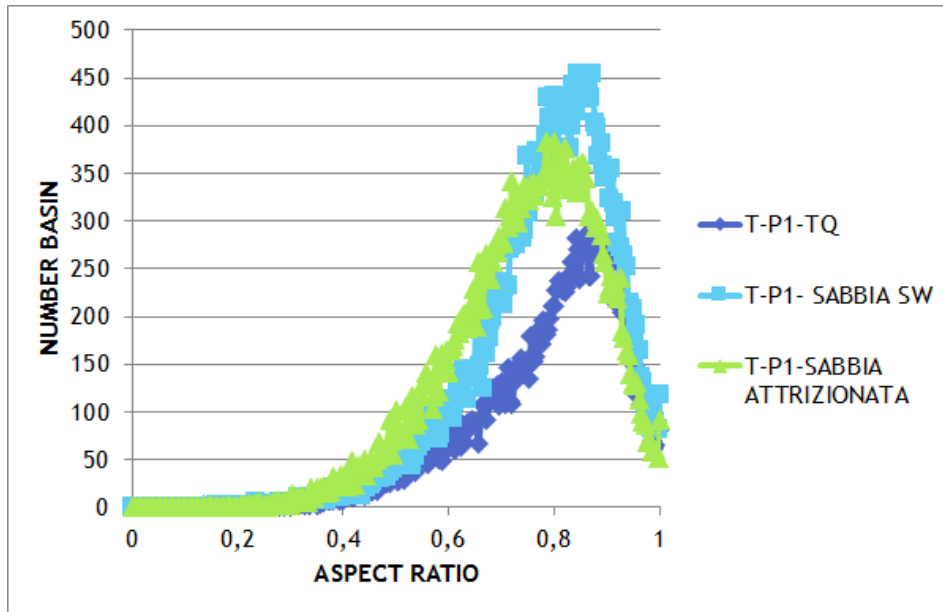


Figura 143: Diagramma dell'Aspect Ratio dei campioni del Porto di Livorno

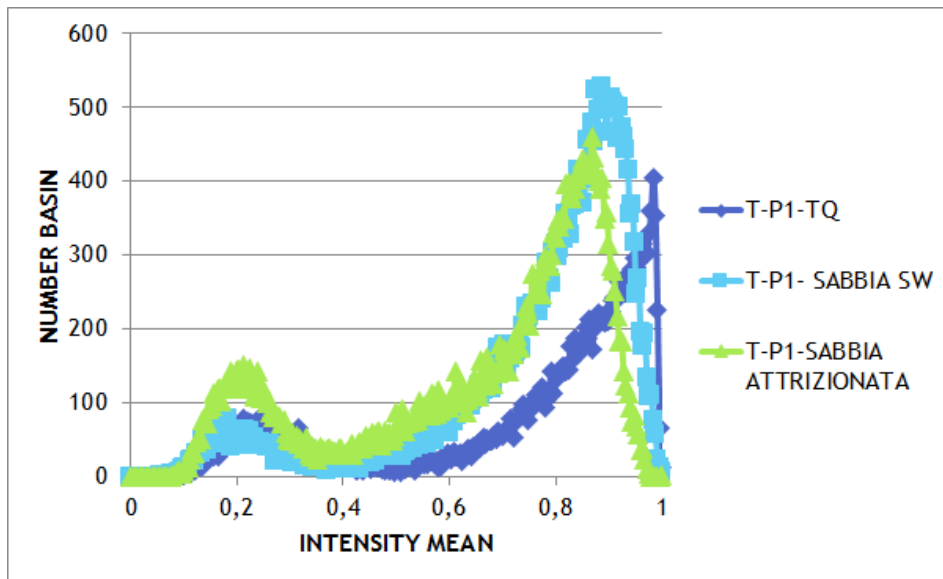


Figura 144: Diagramma dell'Intensity mean dei campioni del Porto di Livorno

## 6.5 CORRELAZIONE TRA I PARAMETRI MORFOLOGICI RICAVATI DAL MICROSCOPIO MORPHOLOGI G3 E DAL MICROSCOPIO OTTICO CON WEBCAM ASSOCIATA

Per verificare se i dati ricavati dal microscopio Morpholgi G3 fossero affidabili e riproducibili, sono stati osservati al microscopio ottico con webcam associata, alcuni campioni selezionati, in quanto aventi caratteristiche tessiturali e morfologiche diverse tra di loro.

I 12 campioni scelti sono riportati in Tabella 30.

*Tabella 30: Campioni sui quali è stata eseguita la misurazione dei parametri di forma con microscopio ottico*

Campioni
EMR-P-G TQ
EMR-P-G ATTRIZIONATA
EMR-P-G SABBIE DOPO SW
EMR-P-R CARBORIDUZIONE
EMR-P-R VETRIFICAZIONE
T-P LI SABBIA ATTRIZIONATA
T-SE-MARINA DI MASSA 1
ROU-SE EDIGHIOL 2
EMR-D MASSENZATICA 2
EMR-D PUNTA MARINA
EMR-F PO 1^ ISOLA
V-F2 LIVENZA

La metodologia di osservazione ed analisi è riportata al Capitolo 3 - Paragrafo 3.3.2. In Figura 145 è riportata una foto scattata al microscopio ottico in cui sono state misurate le particelle per i parametri di Length, Width, CE Diameter, Perimeter e Area. Da questi parametri, attraverso l'applicazione delle formule descritte nella metodologia, sono stati ricavati i

parametri di Aspect Ratio, Elongation, Circularity e HS Circularity. Da questa tecnica non è possibile ricavare i parametri legati alla rugosità della particella, quindi Convexity e Solidity, e nemmeno il parametro di trasparenza Intensity Mean.

Le osservazioni sono state eseguite su dieci foto per ogni campione, con misurazione di circa 20-30 particelle per ogni istantanea. La caratterizzazione di ogni campione è avvenuta pertanto attraverso la misurazione di circa 300 particelle.

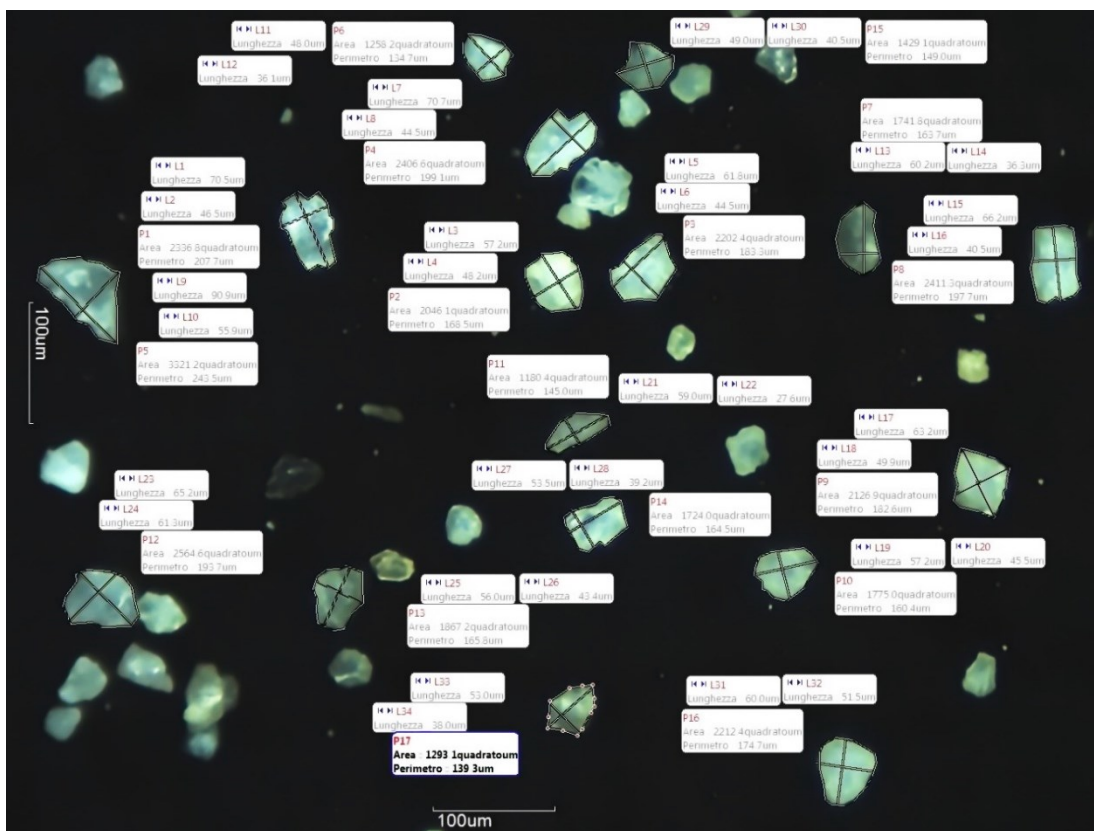


Figura 145: Esempio di misurazione delle dimensioni delle particelle, eseguite con microscopio e webcam associata.

I parametri misurati sulle particelle con le due metodologie al microscopio, sono rappresentati in istogrammi di frequenza.

Il parametro di Length (Figura 146) e di Widht (Figura 147), mettono in evidenza che le due dimensioni misurate attraverso l'uso del microscopio ottico sono sempre maggiori rispetto a quelle misurate con microscopio Morphologi. La maggiore differenza tra i due metodi si riscontra nel campione di EMR-P-Vetrificazione, per il quale il microscopio ottico ha una misura superiore del 20% circa rispetto al microscopio Morphologi.

In Figura 148 si può osservare che le correlazioni dei valori ottenuti con le due tecniche di misura sono positive, con  $r^2 > 0,6$ .

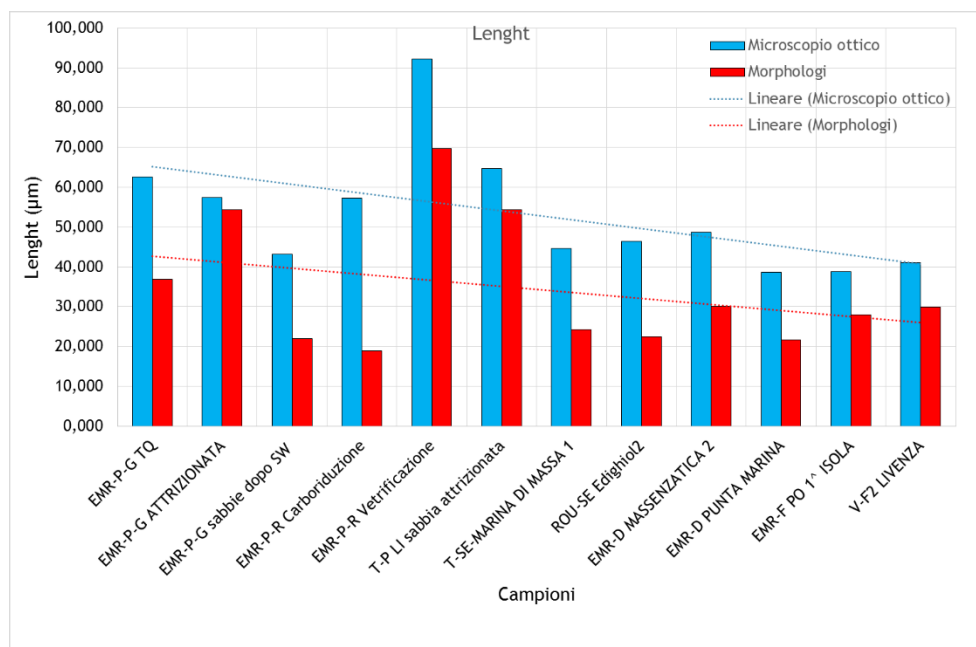


Figura 146: Length misurata con microscopio ottico e con Morphologi 3G

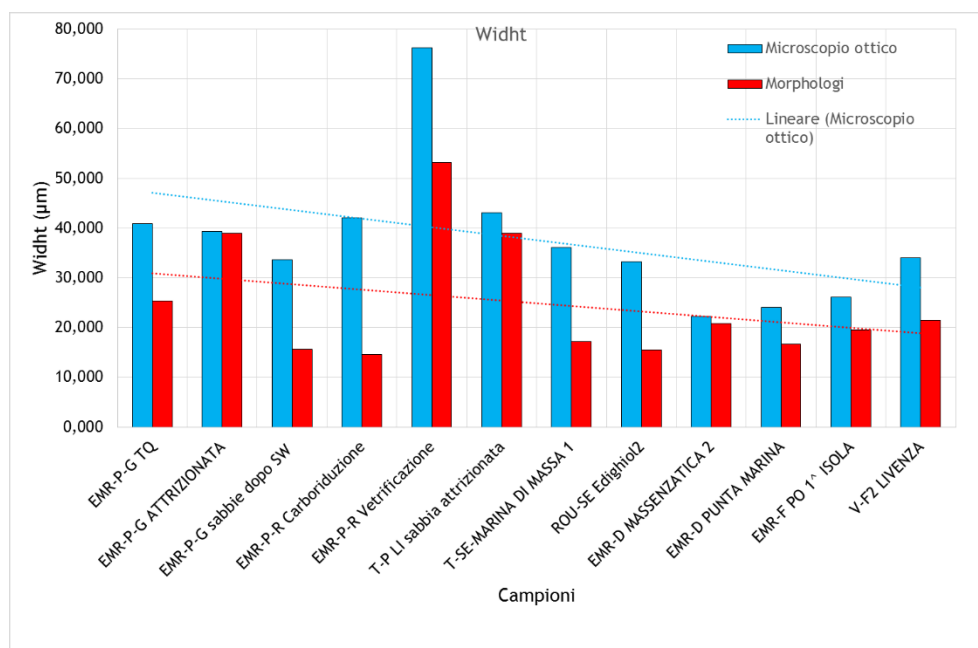


Figura 147: Widht misurata con microscopio ottico e con Morphologi 3G

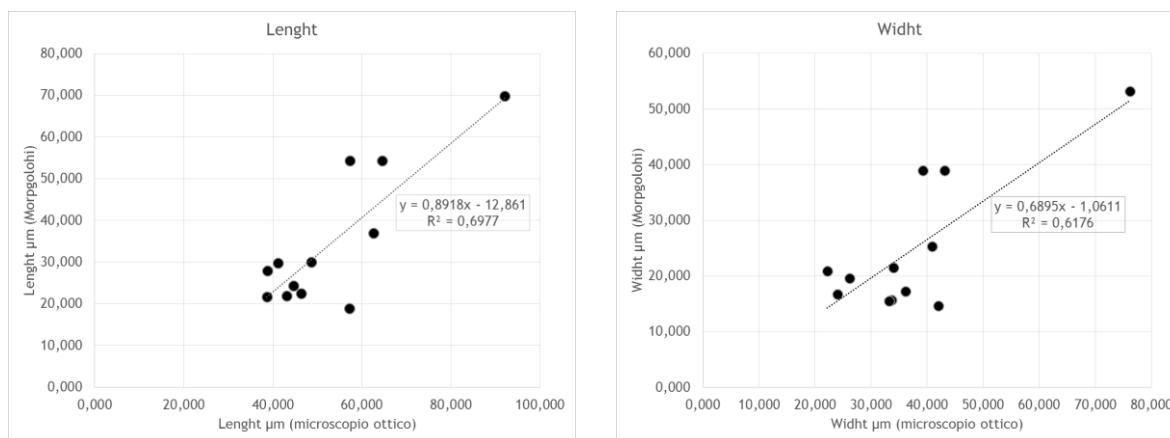


Figura 148: Correlazione dei parametri di Lenght e Width, determinati dal rapporto tra i parametri calcolati con il Microscopio ottico e con il microscopio Morphologi.

In Figura 149 è descritto il parametro di Area, per il quale si osservano due raggruppamenti principali dei campioni:

- il microscopio ottico sovrastima la misura rispetto al Morphologi: nel campione tal quale del porto di Ravenna (EMR-P-G), nel campione che ha subito il processo di carboriduzione e nei campioni di duna (EMR-D MASSENZATICA 2, EMR-D PUNTA MARINA);
- il microscopio ottico sottostima la misura rispetto al Morphologi: nei campioni di sabbia attrizionata del porto di Ravenna e di Livorno, nel campione di spiaggia di Marina di Massa (T-SE-marina di Massa 1) e nei campioni di origine fluviale (EMR-F-PO e V-F2-LIVENZA).

Considerando i parametri tessiturali di questi campioni, già descritti in Appendice 11, non risultano eventuali correlazioni con le percentuali tessiturali di frazione fine o con il grado di classazione del sedimento.

La correlazione del parametro ottenuto con i due metodi di misurazione è comunque molto buona ( $r^2=0,73$ ), come riportato in Figura 150.

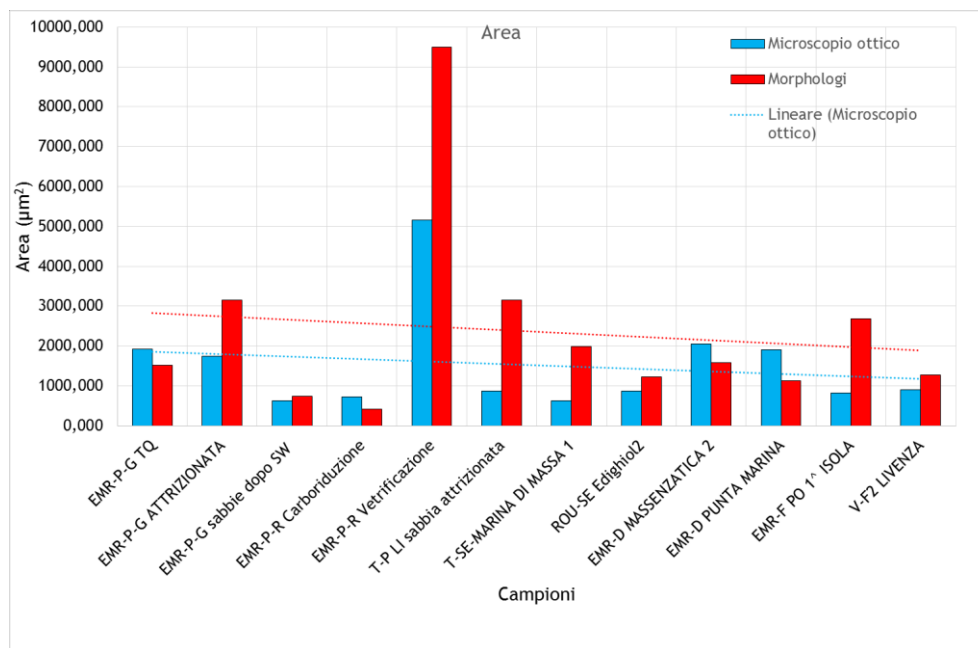


Figura 149: Area misurata con microscopio ottico e con Morphologi 3G



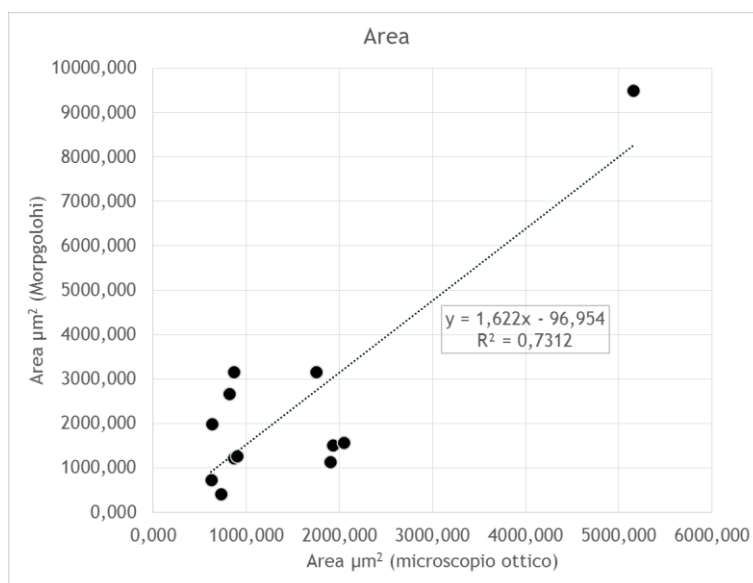


Figura 150: Correlazione del parametro di Area, determinato dal rapporto tra i parametri calcolati con il Microscopio ottico e con il microscopio Morphologi 3G

In Figura 151 è riportato l'andamento del parametro relativo al Perimeter in funzione del metodo di misurazione e della tipologia di campione. Si osserva che per tutti i campioni ad eccezione del campione di sabbia attrizionata T-P-Li, il microscopio ottico misura perimetri più grandi rispetto al microscopio Morphologi, con differenza massima del 30% rinvenuta nel campione di sabbia vetrificata (EMR-P-Vetrificazione). Come per l'area, le due tecniche di indagine misurano il parametro di Perimeter con buona correlazione ed  $r^2=0,73$  (Figura 152).

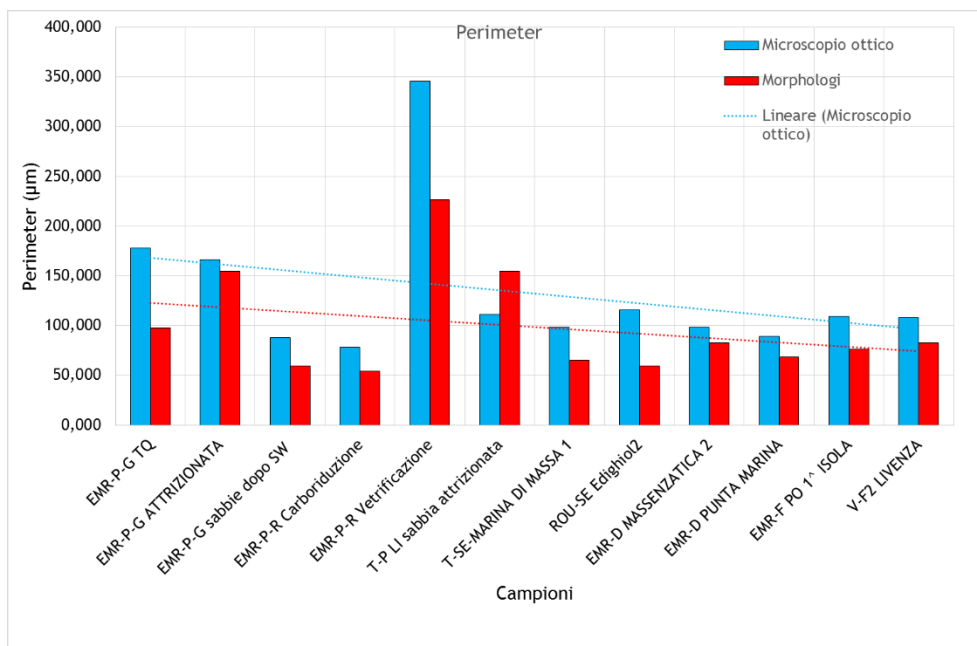


Figura 151: Perimeter misurato con microscopio ottico e con Morphologi 3G

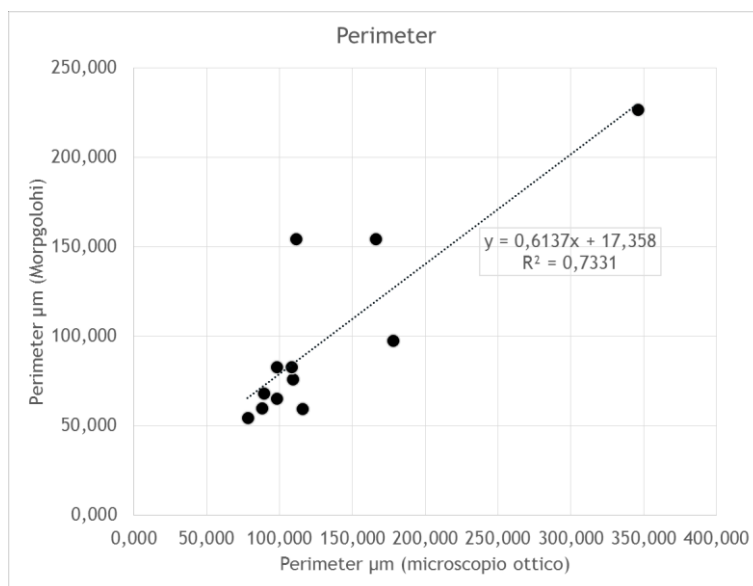


Figura 152: Correlazione del parametro di Area, determinato dal rapporto tra i parametri calcolati con il Microscopio ottico e con il microscopio Morphologi 3G

Il parametro di CE Diameter, riportato in Figura 153, come visto per il parametro di Perimeter, è sempre di dimensioni maggiori se ricavato con elaborazioni al microscopio ottico rispetto al Morphologi, ad eccezione del campione di sabbia attrizionata T-P-Li.

In questo caso, però, la correlazione dei valori ricavati dalle due tecniche di analisi è moderata ( $r^2=0,39$ ) (Figura 154), in quanto le misure ottenute sono apprezzabilmente diverse le une dalle altre (la standard deviation misurata supera in alcuni casi il 50% della misura).

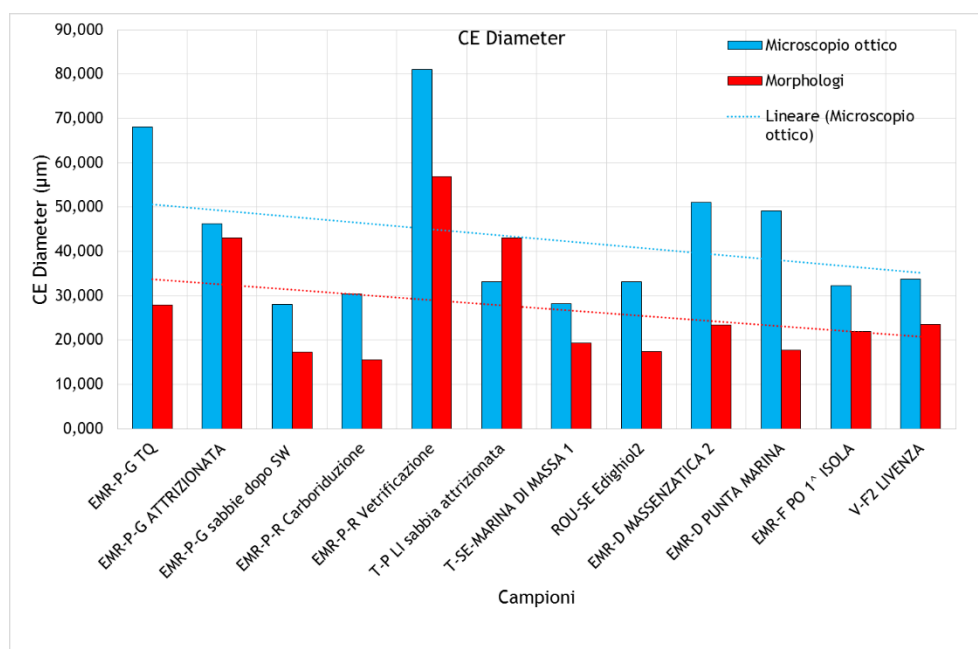


Figura 153: CE Diameter misurato con microscopio ottico e con Morphologi 3G

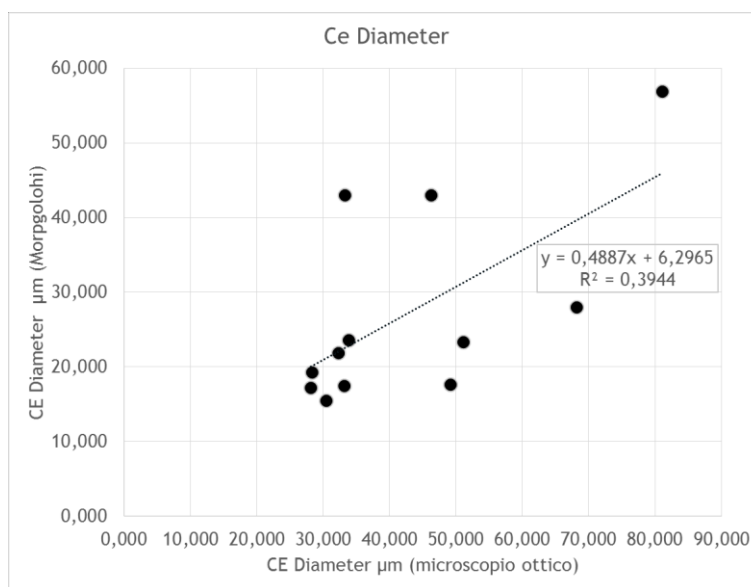


Figura 154: Correlazione del parametro di CE Diameter, determinato dal rapporto tra i parametri calcolati con il Microscopio ottico e con il microscopio Morphologi 3G

I parametri di Aspect Ratio e Circularity calcolati con le due tecniche sono simili per molti campioni, con differenze poco apprezzabili dell'ordine di 0,05. Solamente due campioni presentano variazioni apprezzabili dei parametri calcolati con le due tecniche di analisi, ossia i campioni di duna (EMR-P-MASSENZATICA 2 e EMR-P-PUNTA MARINA), per i quali i valori misurati variano da 0,5 a 0,8 per Aspect Ratio e da 0,8 a 1 per Circularity.

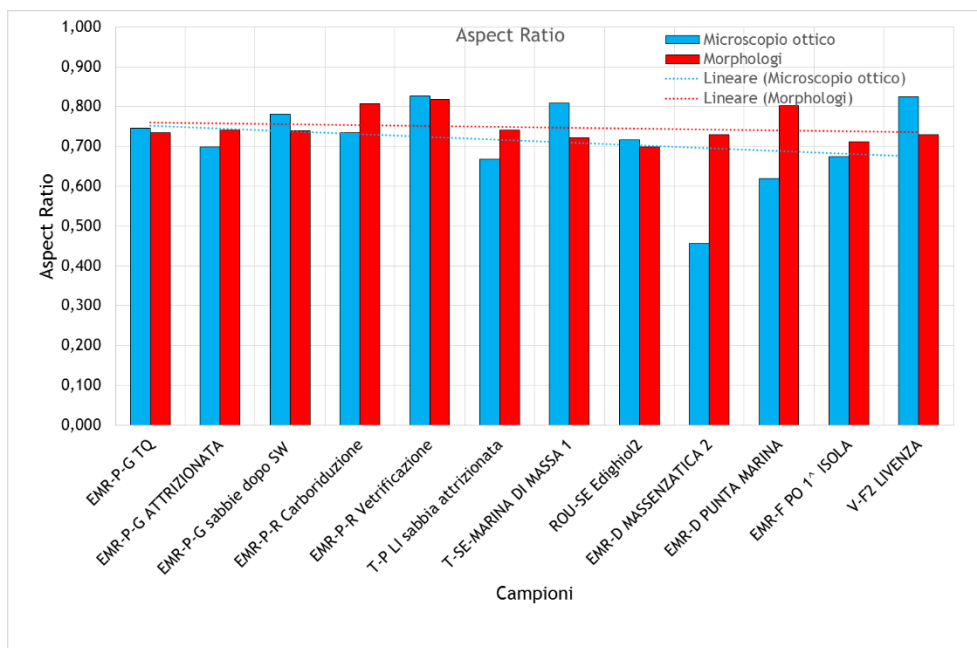


Figura 155: Aspect Ratio misurato con microscopio ottico e con Morphologi 3G

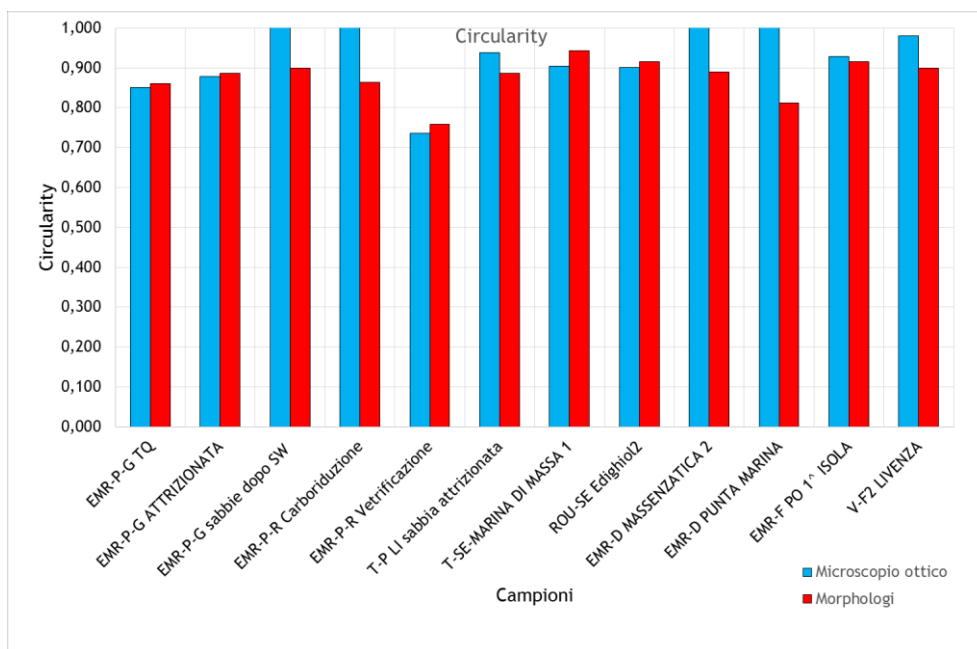


Figura 156: Circularity misurata con microscopio ottico e con Morphologi 3G



## CAPITOLO 7 - IPOTESI DI INTERVENTO

---

I sedimenti derivanti da attività di dragaggio, previa verifica delle loro qualità ambientali e tessiturali (caratteristiche granulometriche, parametri chimico-fisici e microbiologici), possono essere impiegati per interventi di ripristino ambientale come ripascimenti della spiaggia emersa e sommersa, tombamenti di cave (come descritto nel Capitolo 1 - Paragrafo 1.4).

La progettazione di questi interventi non può prescindere da una conoscenza approfondita dell'assetto morfologico e sedimentologico del sito di realizzazione. Pertanto si rendono necessari indagini e studi specifici sui siti di intervento per definire il loro assetto geomorfologico e le caratteristiche tessiturali dei sedimenti nativi.

La caratterizzazione tessiturale del sedimento nativo permette di eseguire un'analisi di compatibilità sedimentaria, volta a stabilire la fattibilità dell'intervento e, nel caso di una spiaggia, ad individuare la posizione ottimale dove versare le sabbie.

Dai risultati emersi nel Capitolo 5, sui sedimenti del porto di Ravenna in uscita dall'impianto di trattamento di soil washing, è possibile avanzare alcune ipotesi di intervento per il riutilizzo dei sedimenti precedentemente contaminati.

## 7.1 BACKGROUND SULL'ANALISI DI COMPATIBILITÀ SEDIMENTOLOGICA

L'individuazione dell'area di prelievo del sedimento deve soddisfare tre requisiti principali: compatibilità morfologica e sedimentaria (Krumbein, 1957; Krumbein and James, 1965; James, 1974, 1975; Dean, 1974; Pranzini, 1999; US Army, 1984; USACE, 1987), disponibilità del volume di sedimento (tenuto conto anche dei quantitativi aggiuntivi individuati nella verifica di compatibilità sedimentaria) ed eventuale disponibilità per interventi di ricarica periodica.

### 7.1.1.1 Fattore di overfill $R_a$ e Fattore di ripascimento ( $R_J$ )

Alcune ricerche di compatibilità sedimentaria (Krumbein, 1957; Krumbein and James, 1965; James, 1974; Dean, 1974), consentono di stimare il volume del sedimento di prestito necessario, alla luce delle differenti caratteristiche granulometriche tra l'area da ripascere e la cava di prestito. Queste formulazioni presuppongono che il materiale di prestito versato sulla spiaggia subirà sia un selezionamento (*sorting*), come risultato delle dinamiche costiere, sia che, col passare del tempo, si avvicinerà alla distribuzione granulometrica nativa.

Krumbein and James (1965), svilupparono questo concetto all'interno di una metodologia che si avvale di un fattore di sovrariempimento ( $R_A$ ) ed un fattore di ripascimento ( $R_J$ ).



Concettualmente, il fattore di sovrariempimento è il volume di materiale di prestito richiesto per produrre un'unità stabile di materiale versato. Il fattore di ripascimento dà una stima sulla necessità e sulla periodicità di ulteriori interventi di ricarica manutentivi.

Come indicazione generale, per un progetto di ripascimento si dovrebbe usare materiale con un diametro medio uguale o più grossolano a quello del sedimento nativo e con un fattore di sovrariempimento  $R_A$  tra 1,00 e 1,05.

Come regola empirica:

- per spiagge con sedimenti nativi aventi un diametro medio che supera i 0,2 mm, è da considerarsi compatibile un sedimento di prestito che presenta un diametro medio con tolleranze che rientrano nei +/- 0,02 mm;
- per spiagge con sedimenti nativi aventi un diametro medio tra 0,15 e 0,2 mm, il materiale di prestito deve entrare nella tolleranza di +/- 0,01 mm;
- per un sedimento nativo con un diametro medio minore di 0,15 mm è consigliato l'uso di materiale con granulometria tanto grossolana quanto quella della spiaggia nativa.

Materiali che non sono compatibili con rispetto a queste linee generali possono ancora essere appropriati. Il materiale di prestito che risulta più grossolano del materiale nativo produrrà una spiaggia tanto stabile quanto una spiaggia riempita con materiale simile a quello nativo. Riempimenti con materiali più grossolani migliorano la resistenza all'erosione da mareggiata. Nel caso di materiale più grossolano sarà richiesto un volume minore per creare una spiaggia di una determinata larghezza, se paragonato al volume di materiale necessario avente caratteristiche simili a quelle native. Se il materiale di prestito eccede nel diametro medio di 0,02 mm si formerà una spiaggia più ripida.

L'uso di materiale più fine del materiale nativo dovrebbe essere evitato, ma tale materiale può essere ancora utilizzato prevedendo un volume di sedimento versato maggiore. L'uso di sedimenti più fini produrrà una spiaggia con deboli pendenze.

Il fattore  $R_A$  è determinato dalla comparazione del diametro medio e della classazione dei sedimenti nativi (n) con quelli di prestito (b). Il fattore di sovrariempimento è calcolato usando la seguente relazione:

$$\frac{\sigma_{\varphi b}}{\sigma_{\varphi n}} = \frac{\left[ \frac{(\varphi_{84} - \varphi_{16})}{4} + \frac{(\varphi_{95} - \varphi_5)}{6} \right]_b}{\left[ \frac{(\varphi_{84} - \varphi_{16})}{4} + \frac{(\varphi_{95} - \varphi_5)}{6} \right]_n} \quad (1)$$

$$\frac{M_{\varphi b} - M_{\varphi n}}{\sigma_{\varphi n}} = \frac{\left[ \frac{(\varphi_{16} + \varphi_{50} + \varphi_{84})}{3} \right]_b - \left[ \frac{(\varphi_{16} + \varphi_{50} + \varphi_{84})}{3} \right]_n}{\left[ \frac{(\varphi_{84} - \varphi_{16})}{4} + \frac{(\varphi_{95} - \varphi_5)}{6} \right]_n} \quad (2)$$

dove

$\sigma_{\varphi b}$  = classazione (*sorting*) per il materiale di prestito;

$\sigma_{\varphi n}$  = classazione (*sorting*) per il materiale nativo;

$M_{\varphi n}$  = diametro medio del materiale nativo;

$M_{\varphi b}$  = diametro medio del materiale di prestito.

I valori ottenuti, usando le relazioni (1) e (2), sono plottati in Figura 157. Il valore di  $RA$  può essere ottenuto interpolando i valori rappresentati dalle isolinee. Valori del fattore di sovrariempimento maggiori di 1,0 indicano che più di una unità di materiale di prestito sarà necessario per produrre una unità di materiale da riversare.

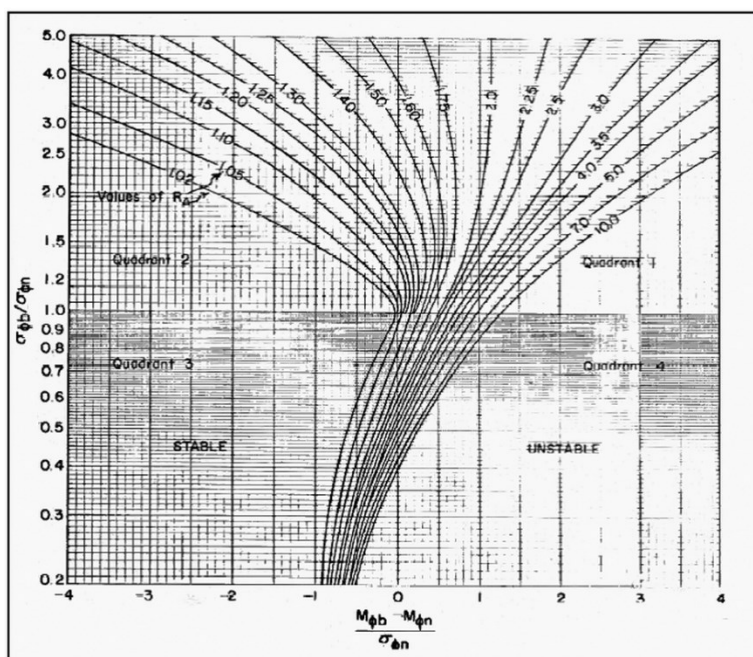


Figura 157: Comparazione del diametro medio e di selezione (*sorting*) dei sedimenti nativi ( $n$ ) e di prestito ( $b$ ).

Secondo il Coastal Engineering (US Army, 1986), basandosi sulla distribuzione granulometrica della spiaggia nativa e di prestito, il valore di overfill “corretto”  $RA$  stima quanto materiale di prestito verrà perso durante la stabilizzazione iniziale della spiaggia.

Il valore è calcolato assumendo che la distribuzione granulometrica della porzione di materiale di prestito, simile al materiale nativo, è stabile mentre la parte più fine è dilavata dal moto ondoso.  $R_A$  è primariamente un fattore di volume che può essere usato per calcolare un intenzionale sovrariempimento per compensare le perdite.

### 7.1.1.2 Metodo del rapporto di sovrariempimento o di overfill ( $R_{crit}$ )

Krumbein and James (1965) stabilirono un metodo per la stima della quantità addizionale di materiale di prestito se diverso da quello nativo. Il metodo coinvolge la moltiplicazione del volume richiesto per il *Rapporto Critico*  $R_{crit}$ , al fine di determinare la quantità di volume necessario oltre quello richiesto dal progetto di ripascimento.

$R_{crit}$  è data da:

$$R_{crit} = \frac{\sigma_{\phi R}}{\sigma_{\phi N}} \exp \left[ -\frac{(M_{\phi N} - M_{\phi R})^2}{2(\sigma_{\phi N}^2 - \sigma_{\phi R}^2)} \right]$$

Dove:

$\Phi = -\log_2 D$  ( $D$  = diametro medio sedimento in mm);

$M_{\phi} = (\Phi_{84} + \Phi_{16})/2$ ; alti valori di  $M$  denotano materiali più fini;

$\sigma_{\phi} = (\Phi_{84} - \Phi_{16})/2$ ;

$R$  = indice inferiore che denota il materiale di prestito;

$N$  = indice inferiore che denota il materiale nativo.

Secondo alcuni studi (Dean, 1974) il metodo di Krumbein e James è applicabile soltanto se il sedimento nativo è meglio classato rispetto a quello di prestito. Se si verifica il contrario ( $\sigma_{\phi R} < \sigma_{\phi N}$ ) questo metodo non è applicabile. Secondariamente, il metodo di Krumbein e James assume che la porzione di sedimento di prestito trattenuto dalla spiaggia, dopo il rimaneggiamento operato dal moto ondoso e dalle correnti marine, avrà esattamente la stessa distribuzione granulometriche del sedimento nativo. Questo implica che, sia la porzione fine che quella grossolana, saranno perse, il che contrasta con le conoscenze nel campo dei processi di trasporto sedimentario secondo le quali la porzione più grossolana resta in situ. Il rapporto di sovrariempimento tenderà, quindi, ad una sovrastima.

### 7.1.1.3 Fattore di ripascimento ( $R_J$ )

Il fattore di ripascimento  $R_J$  viene utilizzato per avere indicazioni sull'efficacia del ripascimento e per una stima della periodicità con cui deve essere aggiunto materiale per mantenere la spiaggia in condizioni di equilibrio.

Secondo il Coastal Engineering (US Army, 1984), il fattore di ripascimento di James ( $R_J$ ) stima l'erosione a lungo termine del materiale di prestito rispetto al materiale nativo, assumendo che tutti i granuli abbiano una permanenza limitata prima di essere trasferiti al largo o lungo costa.  $R_J$  fornisce dunque una misura della stabilità a lungo termine (*Tasso di stabilità*) del ripascimento e può essere calcolato con metodo grafico (Figura 158) o dalla nozione proposta da James (1974).

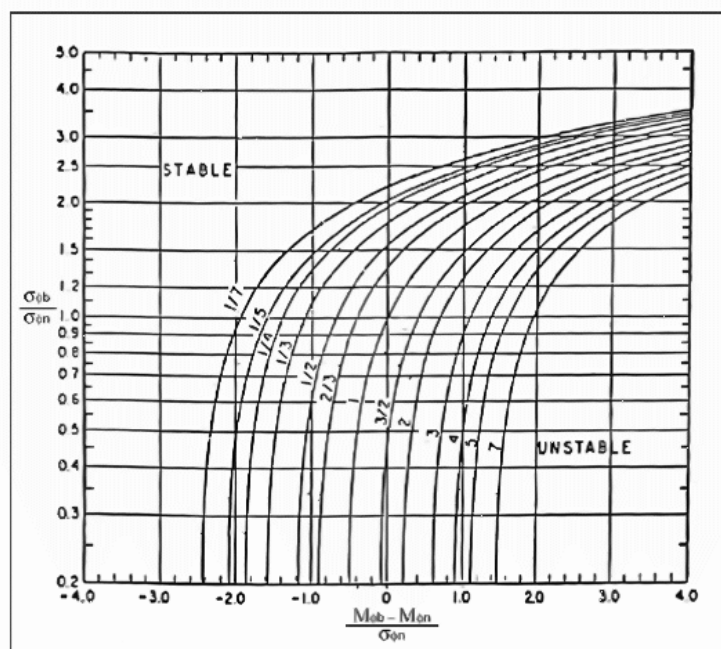


Figura 158: Computo grafico di  $R_J$  attraverso il confronto del diametro medio e di selezione (sorting) dei sedimenti nativi ( $n$ ) e di prestito ( $b$ ).

Per valori di  $R_J$  maggiori di "1", il materiale di prestito si eroderà più velocemente di quello nativo. Al contrario, valori minori di "1" indicano maggiore stabilità del materiale di prestito rispetto a quello nativo. Per valori di  $R_J$  uguali a 1, sia il materiale di prestito che quello nativo hanno la stessa erodibilità.

## 7.2 INDIVIDUAZIONE DEI TRATTI COSTIERI RAVENNATI PIÙ IDONEI PER IL RIPASCIMENTO

L'analisi delle caratteristiche tessiturali dei sedimenti delle aree di prelievo e versamento consente una verifica della compatibilità dei materiali, nonché la stima teorica dell'efficacia e della durata del ripascimento.

Per verificare l'idoneità dei materiali, vengono messi a confronto i dati ricavati dalle analisi sedimentologiche effettuate post trattamento nei campioni prelevati nei fondali del Porto di Ravenna, con i dati ricavati dalle campagne sedimentologiche. I parametri tessiturali dei due set di campioni, riguardanti la spiaggia da ripascere e le zone di prelievo, sono necessari per valutare la stabilità dei materiali di riporto nel sito ripasciuto.

### 7.2.1 Individuazione dei siti d'intervento

I siti di possibile intervento sono stati individuati attraverso la raccolta e l'analisi dei dati pregressi per quanto riguarda:

1. gli aspetti geomorfologici e sedimentologici del litorale ravennate (ricavati da indagini pregresse condotte dall'Università di Ferrara);
2. analisi bibliografica degli studi di ARPA Emilia- Romagna (2009) e della Regione Emilia Romagna (Montanari et al., 2011), in merito ai rilievi condotti nel 2000 e nel 2006;
3. il rischio di sommersione degli arenili per eventi di tempesta ed acqua alta, valutato attraverso i dati Masterplan della Provincia di Ravenna (Simeoni et al., 2003), del Progetto Micore (Perini et al., 2011) e del Progetto Beach-med (Beachmed, 2003);
4. il bilancio sedimentario ricavato da dati Arpa (ARPA Emilia Romagna, 2009).

Nella mappa in Figura 159 viene rappresentato il trend evolutivo secondo la classificazione ASPE: Avanzamento, Stabile, Precario, Erosione, (Montanari et al., 2011), in cui si evince una maggior criticità del litorale in due macrozone: tra Foce Bevano e Punta Marina e tra Marina Romea e Casal Borsetti.

Ai due lati della foce del Lamone si osserva un forte trend erosivo: da Marina Romea Nord (cella n° 83) a Casal Borsetti Nord (cella n° 88) la linea di riva è in arretramento e i fondali sono in abbassamento. Secondo quanto emerso dagli studi citati, per quanto riguarda il tratto a Sud della foce del Lamone, la tendenza erosiva, nonostante i 50.000 m<sup>3</sup> di sabbia portati a ripascimento, è probabilmente legata alla realizzazione dei due pennelli lunghi

200 m ubicati tra foce Lamone e Casal Borsetti che catturano il materiale proveniente da Nord.

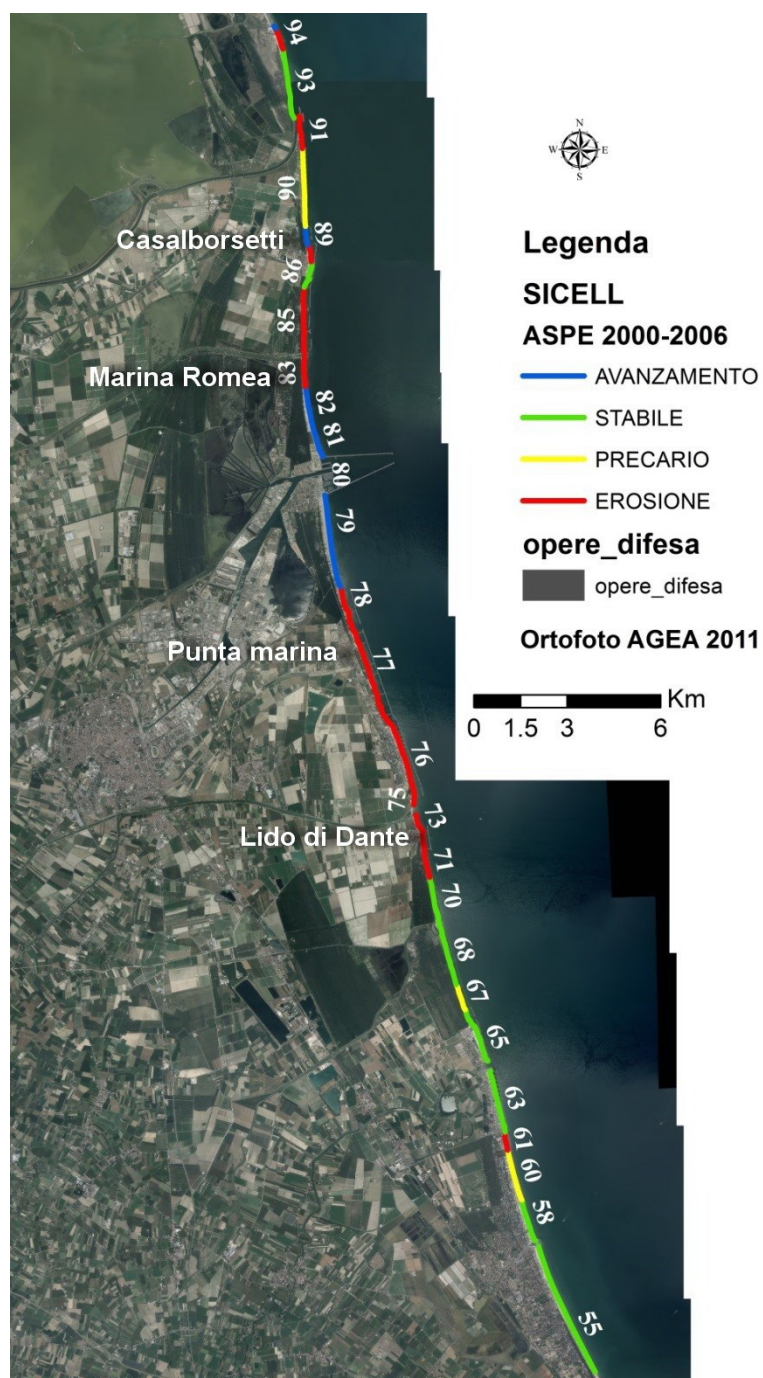


Figura 159: Individuazione delle celle e descrizione secondo la classificazione ASPE (Montanari et al., 2011).

In questa zona, nonostante i continui interventi di tipo rigido e morbido effettuati, si presentano criticità costanti per quanto riguarda il fabbisogno di sedimenti e valori di bilancio sedimentario e di erosione costiera sempre in negativo.



Il sito di Marina Romea è anche indicato dall' Autorità Portuale di Ravenna, nella relazione "Sistemazione materiale da scavo", come area di possibili interventi di ripascimento con l'utilizzo di materiali dragati dal porto (Autorità Portuale, 2011).

Per queste motivazioni è stato individuato come sito potenzialmente idoneo ad accogliere parte del sedimento recuperato il tratto di Marina Romea Nord (RA).

### 7.2.2 Verifiche e studi ambientali sui possibili impatti

Il sito di intervento di ripascimento ricade nelle aree SIC (Siti di importanza comunitaria) e ZPS (Zone di protezione speciale) (Figura 160). In Tabella 31 sono stati riportati i parametri principali del sito SIC - ZPS.

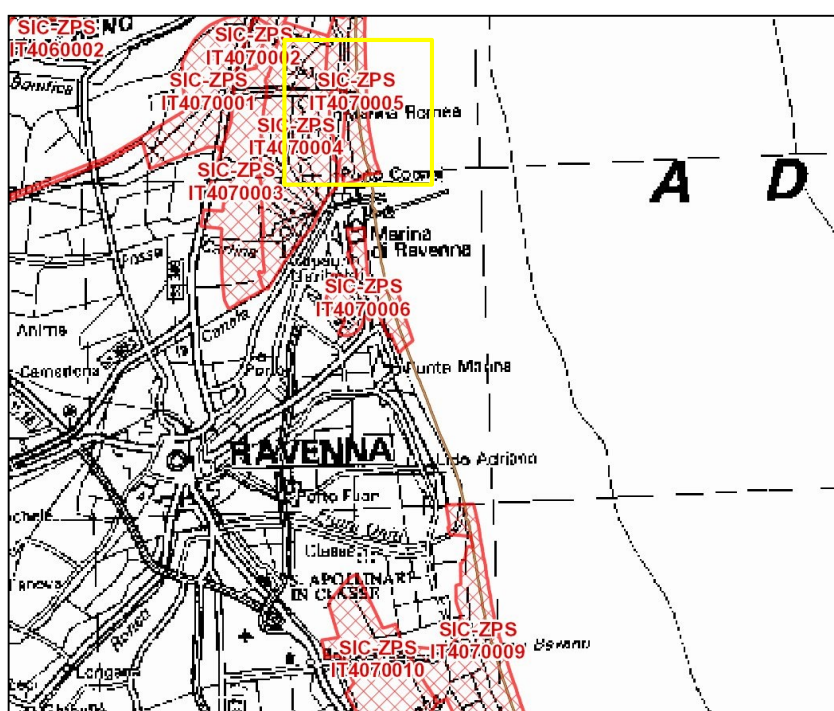


Figura 160: Mappa delle zone SIC e ZPS estrapolata da webGIS della Regione Emilia Romagna ([geo.regione.emilia-romagna.it](http://geo.regione.emilia-romagna.it)).

Tabella 31: Area SIC e ZPS nella provincia di Ravenna

SITO DI INTERVENTO	CODICE SIC/ZPS	DENOMINAZIONE
Marina Romea	IT4070005	Pineta di Casalborsetti, Pineta Staggioni, Duna di Porto Corsini

Per tale ragione, come disciplinato dalla normativa vigente, eventuali interventi in suddette zone sono assoggettati alla procedura di V.I.A., ai sensi del Titolo III D. Lgs. 152/2006.

Inoltre le aree SIC e ZPS implicano l'assoggettamento dei siti, in cui vengono eseguiti interventi, alla Valutazione di Incidenza secondo la Deliberazione della Giunta Regionale n. 1191 del 30 luglio 2007, che descrive le modalità operative di questo procedimento ed individua (vedi Capitolo 3 dell'Allegato B) l'autorità competente all'approvazione della Valutazione di incidenza di ogni specifico caso (piano, progetto o intervento).

### **7.2.3 Dati sedimentologici**

Per il tratto litoraneo di Marina Romea (Ra) sono stati analizzati i dati relativi alla campagna sedimentologica pregressa eseguita nel 2011. Tali dati sono stati elaborati e riassunti nella carta della distribuzione dei diametri medi dei sedimenti (Figura 94).

### **7.2.4 Valutazioni volumetriche**

Per la stima dei fabbisogni volumetrici necessari per mantenere in equilibrio il tratto costiero di Marina Romea, si fa riferimento alle valutazioni volumetriche condotte da Arpa Emilia-Romagna nel 2007 e nel 2011. La stima deriva dai monitoraggi effettuati da Arpa negli ultimi anni a seguito dei principali interventi di ripascimento realizzati, in particolare quello con sabbie marine del 2002 che ha interessato 55 Km di litorale. Nella definizione dei quantitativi di sabbia necessari si è tenuto conto anche di quanto materiale è necessario per compensare le perdite dovute alla subsidenza.

Nel tratto di litorale compreso tra Marina Romea e Porto Corsini, il fabbisogno stimato da Arpa fino al 2007 (ARPA Emilia Romagna, 2009) è al massimo di 20.000 m<sup>3</sup>/anno. Valutando, però, come area di possibile intervento i 2 km a sud della foce del fiume Lamone (area che presenta le criticità maggiori per quanto concerne i tassi erosivi e nella quale sono stati eseguiti in maniera periodica gli interventi di ripascimento negli ultimi anni), il fabbisogno di sabbia per questo tratto costiero risulta essere di circa 13.300 m<sup>3</sup>/anno.

## **7.3 VALUTAZIONE DELLA COMPATIBILITÀ SEDIMENTOLOGICA**

L'analisi delle caratteristiche tessiturali dei sedimenti delle aree di prelievo e versamento consente una verifica della compatibilità dei materiali, nonché la stima teorica dell'efficacia e della durata del ripascimento.



Per verificare l'idoneità dei materiali, vengono messi a confronto i dati ricavati dalle analisi sedimentologiche effettuate post trattamento di soil washing dei campioni dei fondali del Porto di Ravenna, con i dati ricavati dalla campagna sedimentologica di Marina Romea del 2011. I sedimenti che, dopo il trattamento di soil washing risultano adatti per un riuso di tipo ambientale (non presentano superamenti rispetto ai limiti imposti dalla Tabella 1 del D.Lgs.152 / 2006 e vengono classificati A1 o A2 secondo la classificazione ICRAM - APAT, 2007), sono tutte le frazioni sabbiose separate dai campioni EMR-P-VERDE, EMR-P-GIALLO e EMR-P-ROSSO (come esposto nel Capitolo 5- Paragrafo 5.1.2.3).

I parametri tessiturali dei due set di campioni, riguardanti la spiaggia da ripascere (Tabella 32) e le zone di prelievo (Tabella 33), sono necessari per valutare la stabilità del sedimento di riporto.

*Tabella 32: Parametri tessiturali dei campioni della zona di versamento di Marina Romea*

MARINA ROMEA	Diametro Medio ( $\varphi$ )	Classazione ( $\varphi$ )
battigia 0 m	2,15	0,45
batimetrica -1 m	2,10	0,41
batimetrica -2 m	2,8	0,3
batimetrica -3 m	3,2	0,3

*Tabella 33: Parametri tessiturali dei campioni delle zone di prelievo lungo il Canale Candiano*

Parametri tessiturali post trattamento (sabbie)	Diametro Medio ( $\varphi$ )	Classazione ( $\varphi$ )
EMR-P-ROSSO 1	2,28	0,55
EMR-P-ROSSO 2	2,28	0,56
EMR-P-ROSSO 3	2,85	0,10
EMR-P-GIALLO 1	3	1,12
EMR-P-GIALLO 2	2,85	0,10
EMR-P-GIALLO 3	2,27	0,54
EMR-P-VERDE 1	2,88	1,02
EMR-P-VERDE 2	2,28	0,56
EMR-P-VERDE 3	2,90	1,04

La compatibilità sedimentaria è stata determinata attraverso quanto indicato da Hobson (1977) (Figura 161).

I materiali di riporto risultano instabili se versati nella battigia e fino alla profondità di 1 metro. I valori ricavati alla batimetrica 2 m rientrano nel campo della stabilità, con valore di  $R_a=1$ ; valori stabili si riscontrano, anche, alla profondità di 3 m con  $R_a=0$  per alcuni campioni.

I campioni stabili alle profondità di 2 e -3 m sono evidenziati in Tabella 34, che descrive i valori di RA di Hobson ricavati dalle caratteristiche tessiturali dei sedimenti del Porto di Ravenna per le profondità stabilite nel fondale di Marina Romea.

Tabella 34: Valori di RA di Hobson ricavati per i campioni del porto di Ravenna, alle profondità stabilite nella spiaggia di Marina Romea

MARINA ROMEA		$(M_b - M_n)/\varphi_n$	$\Phi_b/\varphi_n$
Marina Romea (battigia)	EMR-P-ROSSO 1	0,28	1,23
	EMR-P-ROSSO 2	0,29	1,24
	EMR-P-ROSSO 3	1,56	2,22
	EMR-P-GIALLO 1	1,89	2,48
	EMR-P-GIALLO 2	1,56	2,22
	EMR-P-GIALLO 3	0,27	1,21
	EMR-P-VERDE 1	1,62	2,27
	EMR-P-VERDE 2	0,29	1,24
	EMR-P-VERDE 3	1,68	2,31
Marina Romea (batimetrica 1 m)	EMR-P-ROSSO 1	0,43	1,35
	EMR-P-ROSSO 2	0,44	1,36
	EMR-P-ROSSO 3	1,83	2,43
	EMR-P-GIALLO 1	2,20	2,73
	EMR-P-GIALLO 2	1,83	2,43
	EMR-P-GIALLO 3	0,42	1,33
	EMR-P-VERDE 1	1,90	2,49
	EMR-P-VERDE 2	0,44	1,36
	EMR-P-VERDE 3	1,96	2,54
Marina Romea (batimetrica 2 m)	EMR-P-ROSSO 1	-1,75	1,84
	EMR-P-ROSSO 2	-1,74	1,86
	EMR-P-ROSSO 3	0,17	3,33
	EMR-P-GIALLO 1	0,67	3,73
	EMR-P-GIALLO 2	0,17	3,33
	EMR-P-GIALLO 3	-1,76	1,81
	EMR-P-VERDE 1	0,26	3,40
	EMR-P-VERDE 2	-1,74	1,86
	EMR-P-VERDE 3	0,35	3,47

Marina Romea (batimetrica 3 m)	EMR-P-ROSSO 1	-3,08	1,84
	EMR-P-ROSSO 2	-3,07	1,86
	EMR-P-ROSSO 3	-1,16	3,33
	EMR-P-GIALLO 1	-0,67	3,73
	EMR-P-GIALLO 2	-1,16	3,33
	EMR-P-GIALLO 3	-3,09	1,81
	EMR-P-VERDE 1	-1,07	3,40
	EMR-P-VERDE 2	-3,07	1,86
	EMR-P-VERDE 3	-0,99	3,47

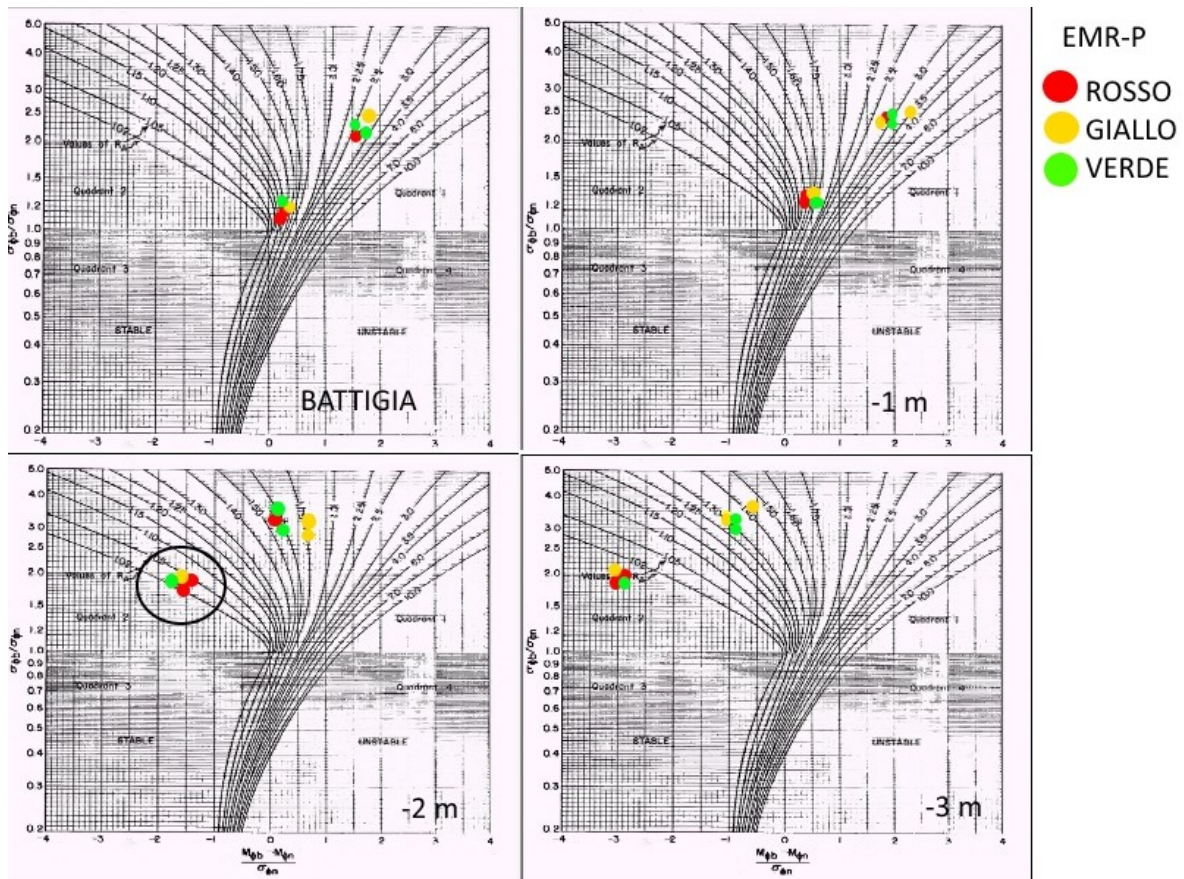


Figura 161: Compatibilità sedimentario valutata nelle posizioni di battigia, -1m, -2m, -3m, nella spiaggia di Marina Romea, secondo il Fattore di riempimento RA proposto da Hobson (1977).

La stima teorica dell'efficacia e della durata dell'intervento, basata sulle caratteristiche tessiture, è stata condotta adottando il metodo di James (1974) per il calcolo della performance a lungo termine di un eventuale ripascimento. L'applicazione di tale metodologia ha consentito di determinare un valore massimo di  $R_j$  pari a 1/7 per Marina Romea (Figura 162).

Per una stima della periodicità con cui deve essere aggiunto materiale per mantenere la spiaggia in condizioni di equilibrio è quindi auspicabile considerare il fattore di ripascimento  $R_j$  ricavato.

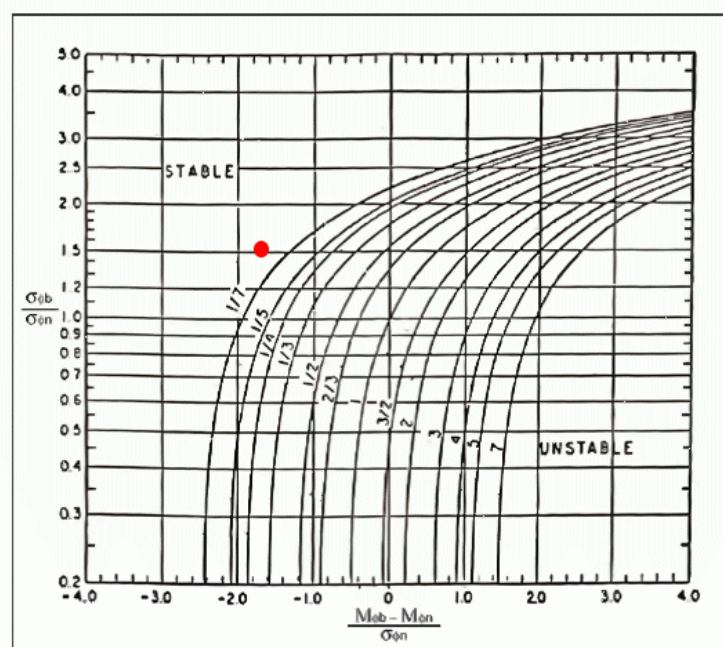


Figura 162:  $R_j$ =fattore di ripascimento (Hobson, 1977), il punto rosso rappresenta il campione medio)

### 7.3.1 Progettazione dell'intervento di ripascimento

Considerate le analisi di stabilità dei sedimenti sopra descritte, l'ipotesi di un eventuale utilizzo di sedimenti di dragaggio per la progettazione di interventi di ripascimento (in zona di spiaggia emersa o alle batimetriche -1), non risulta essere la soluzione ottimale in termini di performance dell'intervento e della sua durata. Per una buona riuscita dell'opera va, infatti, evitato di utilizzare sedimenti troppo ricchi nella componente fine. La rapida risospensione del sedimento siltoso-argilloso comporta molteplici effetti negativi tra cui quello di vanificare l'opera di ripascimento e determinare un intorbidamento delle acque. Per una reale efficacia dell'intervento è dunque preferibile impiegare materiale di granulometria superiore a quella dei materiali dragati dal Porto di Ravenna.

Per questi motivi il versamento di materiale di riporto può essere ipotizzato non per ripascere la spiaggia emersa ma per realizzare accumuli sabbiosi sommersi, a profondità variabili tra i 2 e i 3 metri circa. In questo caso il materiale dragato dal Porto avrebbe parametri tessiturali compatibili con quello nativo, garantendo una migliore resa dell'intervento.

Lo scopo di questi accumuli sabbiosi sommersi è quello di attenuare l'energia nella zona da essi protetta, comportando il frangimento dei treni d'onda sulla cresta dell'accumulo, così da favorire un ripascimento naturale dei fondali prossimi a costa. Ciò contribuirebbe a determinare un budget sedimentario positivo nella zona sottocosta, grazie allo smantellamento dell'accumulo ed al trasporto dei sedimenti verso terra.

Gli accumuli sommersi o barre sommerse devono essere progettate, come descritto da Van Rijn and Walstra, (2004):

- parallele alla linea di riva con una lunghezza di almeno 10 volte la lunghezza d'onda locale;
- la larghezza della cresta dovrebbe essere di circa 0,5 - 1 volte la lunghezza d'onda locale (circa 5 a 10 volte le profondità dell'acqua locale);
- i pendii laterali dovrebbero essere in proporzione di circa 1 a 30/50;
- i pendii finali dovrebbero essere dolci (in proporzione di circa 1 a 100) per ridurre gli effetti delle onde di rifrazione;
- la posizione della barra dovrebbe essere relativamente lontana da canali o flussi (canali di navigazione profonda, lagune ecc.).

La realizzazione di questo ripascimento sommerso nel sito di Marina Romea, prevede il versamento del materiale parallelamente alla linea di riva, secondo due ipotesi progettuali (Figura 163).

Nella *prima ipotesi di intervento* è stato progettato il versamento di sedimento tra le batimetriche 3,20 m e 3,70 m, per una lunghezza di circa 1.076 m tra i profili ra42 e ra44c ed un volume totale di circa 177.540 m<sup>3</sup> di sedimento (Tabella 35). La sommergenza della cresta dell'accumulo sabbioso è posta a -1,5 metri s.l.m.m. allo scopo di intercettare le mareggiate provenienti da Bora. Le sue caratteristiche dimensionali prevedono una larghezza della cresta di circa 80 m, una larghezza della base di circa 100 m, con pendenze dei fianchi di 25°.

La *seconda ipotesi di intervento* prevede la costruzione di due accumuli sommersi e paralleli. Il primo ha dimensioni e posizione uguali alla prima ipotesi sopra descritta, mentre il secondo, si presenta dimensionalmente più piccolo, è ubicato ad una distanza di circa 85 m, alla profondità di 2 m e presenta una sommergenza della cresta di 1 m s.l.m.m. Quest'ultimo accumulo è ubicato tra i profili ra 42 e ra 44c, e presenta una lunghezza di circa 1.027 m, una larghezza della base di 34 m e della cresta di 30 m. L'insieme dei due accumuli sommersi si estende sotto costa per una lunghezza complessiva di circa 1.800 m (Figura 163).

Le caratteristiche dimensionali dei due accumuli sommersi secondo le due ipotesi di intervento sono riportate in Tabella 35.

In merito al materiale di riporto utilizzato per la loro costruzione, si fa riferimento ai valori riportati in Tabella 33.

*Tabella 35: Caratteristiche dimensionali degli accumuli sommersi secondo le due ipotesi di progettazione*

Caratteristiche dimensionali	Prima ipotesi		Seconda ipotesi
	1 acculo	2 accumuli	
Area in sezione	165 m <sup>2</sup>	165 m <sup>2</sup>	32 m <sup>2</sup>
Lunghezza	1.076 m	1.090 m	1.027 m
Larghezza cresta	80 m	80 m	30 m
Larghezza base	100 m	100 m	34 m
Volume totale	177.540 m <sup>3</sup>	178.850 m <sup>3</sup>	32.870 m <sup>3</sup>
Profondità (min)	-3,2 m	-3,2 m	-2 m
Sommergenza	-1,5 m	-1,5 m	-1 m



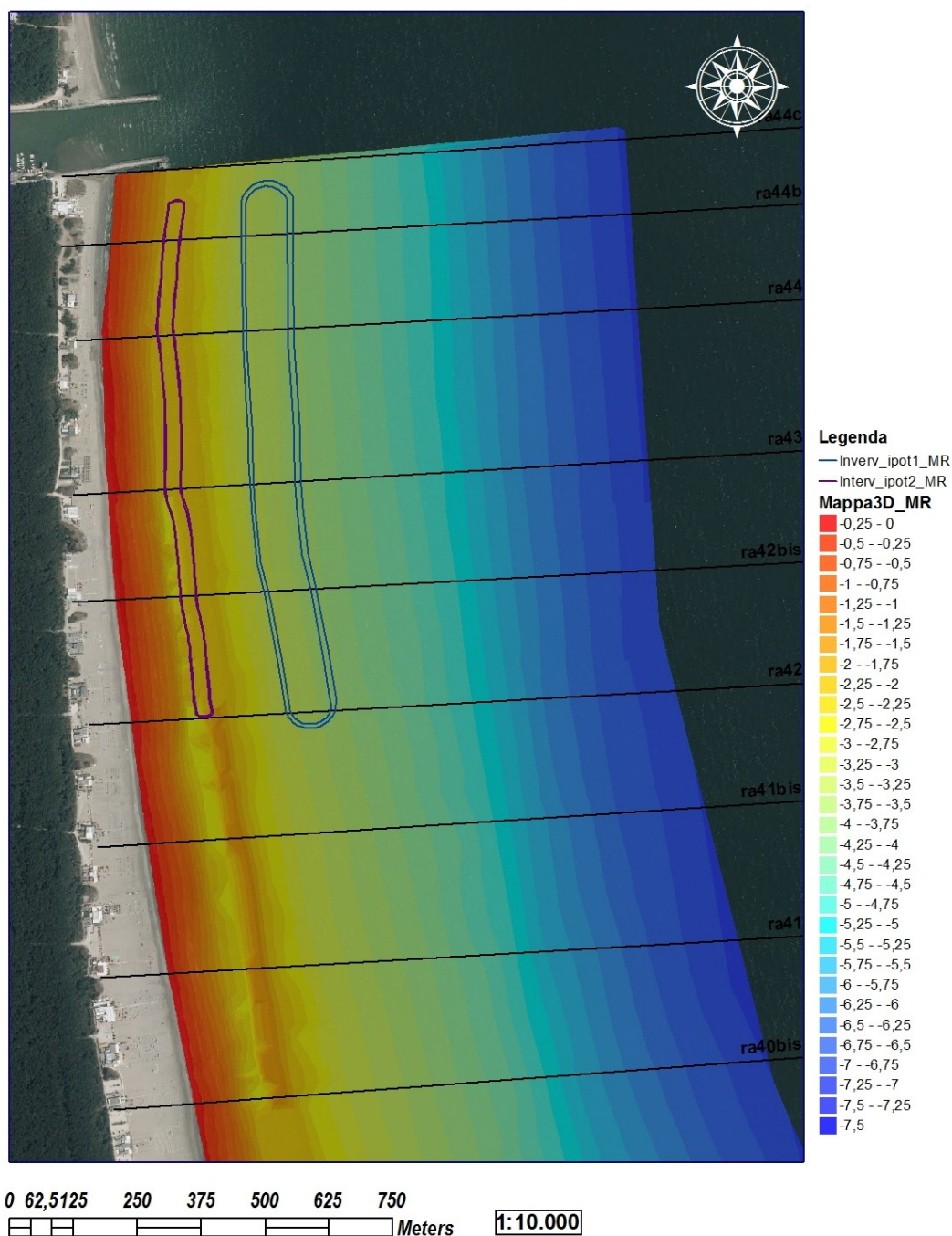


Figura 163: Ipotesi di intervento con ripascimenti sommersi sui fondali di Marina Romea

Questo tipo di intervento è già stato testato sui fondali di Punta Marina (Simeoni *et al.*, 2013), dove sono stati versati sedimenti alla batimetria 2,5 m. Il monitoraggio di questo ripascimento sommerso, durato 3 anni, ha dimostrato un effettivo apporto di sedimento sui fondali prossimi a riva ed una conseguente stabilizzazione della linea di riva.

### 7.3.2 Verifica dei parametri morfologici dei sedimenti del Porto di Ravenna e di Marina Romea

I sedimenti di Marina Romea sono stati campionati e caratterizzate nei parametri morfologici, secondo le metodiche del Capitolo 3- Paragrafo 3.3, attraverso l'uso del microscopio Morphologi G3.

I sedimenti, di cui si riportano i valori medi in Tabella 36, sono stati suddivisi in 4 classi granulometriche (63-125  $\mu\text{m}$ , 125 -250  $\mu\text{m}$ , 250-500  $\mu\text{m}$ , 500-1000  $\mu\text{m}$ ) per avere un dettaglio maggiore dei parametri morfologici al variare dell'intervallo dimensionale selezionato.

Questi parametri sono stati confrontati con i parametri morfologici delle sabbie, in uscita dall'impianto di soil washing e dalla cella di attrizione, di ogni campione analizzato del Porto di Ravenna.

Dal confronto dei vari parametri (in particolare Aspect Ratio, HS Circularity, Convexity e Solidity) il campione che risulta maggiormente confrontabile con i valori medi delle sabbie di Marina Romea è EMR-P-G sabbia attrizionata (Tabella 37).

Considerando invece più in dettaglio i valori delle singole classi granulometriche separate della sabbia di Marina Romea, è stata riscontrata una buona somiglianza dei valori dei parametri:

- Aspect Ratio ed Elongation tra la classe granulometrica 125 -250  $\mu\text{m}$  di Marina Romea con il campione EMR-P-G sabbia attrizionata (Figura 164, Figura 167);
- HS Circularity, Convexity, Solidity Mean e Intensity Mean tra la classe granulometrica 63-125  $\mu\text{m}$  di Marina Romea e il campione EMR-P-G sabbia dopo soil washing (Figura 165, Figura 166, Figura 168 e Figura 169).

Per questo confronto non sono utilizzabili i parametri di Length, Width, Perimeter e Area, in quanto troppo dipendenti dalla classe dimensionale selezionata.



Tabella 36: Parametri di forma medi dei campioni di spiaggia di Marina Romea, analizzato in 4 classi granulometriche

SPIAGGIA	Aspect Ratio Mean	CE Diameter Maximum ( $\mu\text{m}$ )	CE Diameter Mean ( $\mu\text{m}$ )	CE Diameter Minimum ( $\mu\text{m}$ )	Length Mean ( $\mu\text{m}$ )	Width Mean ( $\mu\text{m}$ )	Perimeter Mean ( $\mu\text{m}$ )	Area Mean ( $\mu\text{m}^2$ )	HS Circularit y Mean	Circularit y Mean	Convexit y Mean	Elongati on Mean	Solidit y Mean	Mean Intensi ty
Marina Romea 63-125 $\mu\text{m}$	0,695	429,79	55,9	5,28	72,53	48,8	203,703	6673,7	0,776	0,878	0,964	0,305	0,966	63
Marina Romea 125-250 $\mu\text{m}$	0,735	516,67	215,78	6,89	270,66	194,18	794,908	43147,72	0,742	0,859	0,937	0,265	0,951	35
Marina Romea 250-500 $\mu\text{m}$	0,758	779,27	300,03	6,22	368,93	275,42	1098,506	87431,89	0,731	0,852	0,927	0,242	0,951	34
Marina Romea 500-1000 $\mu\text{m}$	0,715	1734,37	409,2	12,37	520,03	377,21	1524,184	265413,56	0,724	0,847	0,94	0,285	0,948	44
<b>MEDIA</b>	<b>0,725</b>	<b>865,02</b>	<b>245,22</b>	<b>7,75</b>	<b>308,03</b>	<b>223,90</b>	<b>905,325</b>	<b>100666,717</b>	<b>0,743</b>	<b>0,859</b>	<b>0,942</b>	<b>0,274</b>	<b>0,954</b>	<b>44</b>

Tabella 37: Parametri di forma delle sabbie ricavate dai sedimenti del Porto di Ravenna dopo il trattamento di soil washing ed attrizione (in verde si evidenzia il campione che presenta le caratteristiche morfologiche più simile a quelle dei sedimenti di Marina Romea)

PORTO RAVENNA	Aspect Ratio Mean	CE Diameter Maximum ( $\mu\text{m}$ )	CE Diameter Mean ( $\mu\text{m}$ )	CE Diameter Minimum ( $\mu\text{m}$ )	Length Mean ( $\mu\text{m}$ )	Width Mean ( $\mu\text{m}$ )	Perimeter Mean ( $\mu\text{m}$ )	Area Mean ( $\mu\text{m}^2$ )	HS Circularit y Mean	Circularit y Mean	Convexit y Mean	Elongati on Mean	Solidit y Mean	Mean Intensi ty
EMR-P-G sabbie dopo SW	0,739	347,01	17,25	6,22	21,91	15,68	59,645	736,9	0,814	0,9	0,976	0,261	0,972	96
EMR-P-G sabbia attrizionata	0,741	385,94	43,06	5,82	54,29	38,96	154,42	3158,66	0,791	0,887	0,963	0,259	0,965	88
EMR-P-R sabbie dopo SW	0,782	459,97	22,98	6,22	28,63	21	80,427	1522,33	0,804	0,895	0,959	0,218	0,97	115
EMR-P-R sabbia attrizionata	0,745	379,17	30,36	6,3	38,12	27,48	106,955	2076,43	0,794	0,889	0,963	0,255	0,968	102
EMR-P-V sabbia dopo SW	0,748	386,08	27,13	6,22	34,22	24,68	95,611	1924,83	0,809	0,897	0,971	0,252	0,971	99
EMR-P-V sabbia attrizionata	0,45	391,12	28,15	6,1	35,16	25,67	101,15	2001,87	0,811	0,901	0,911	0,219	0,981	101

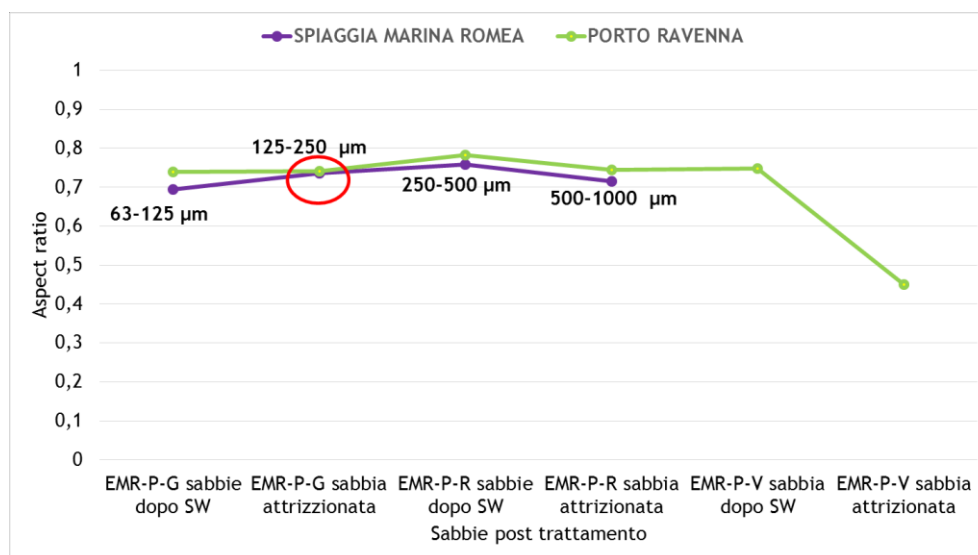


Figura 164: Confronto del parametro di Aspect Ratio per le classi dimensionali del sedimento di Marina Romea e le sabbie trattate del porto di Ravenna

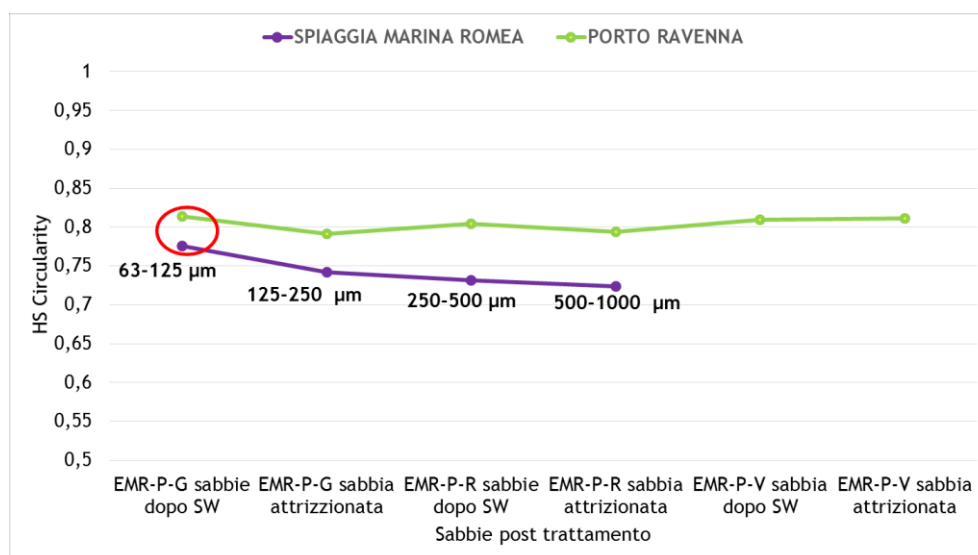


Figura 165: Confronto del parametro di HS Circularity per le classi dimensionali del sedimento di Marina Romea e le sabbie trattate del porto di Ravenna

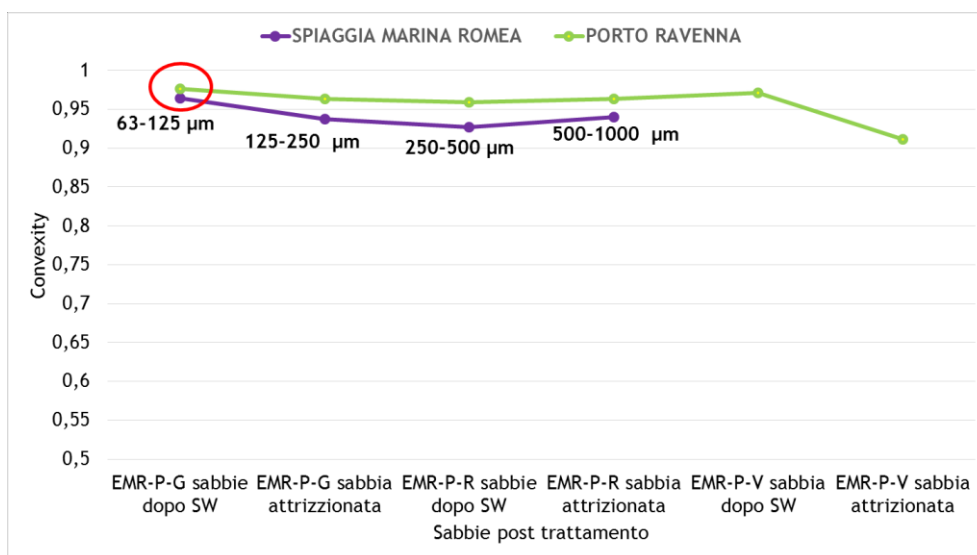


Figura 166: Confronto del parametro di Convexity per le classi dimensionali del sedimento di Marina Romea e le sabbie trattate del porto di Ravenna

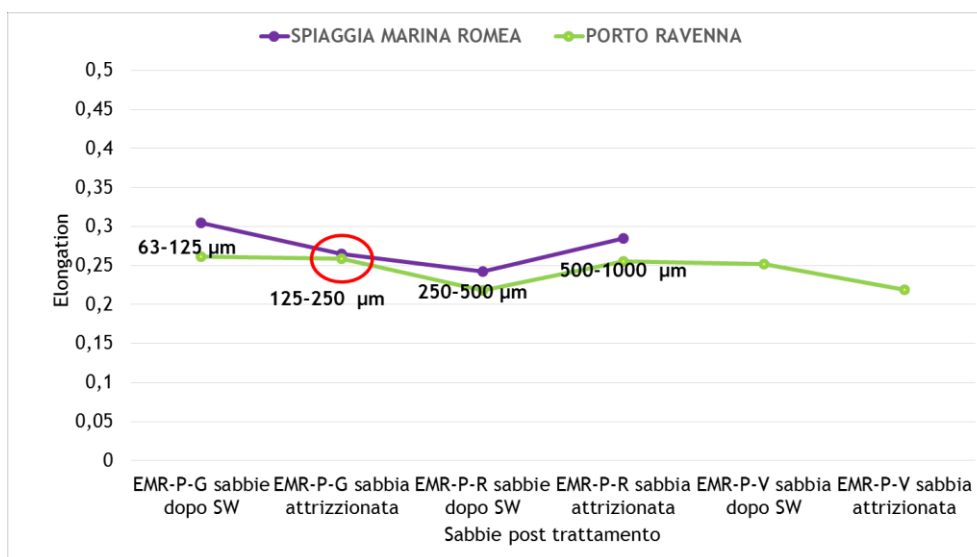


Figura 167: Confronto del parametro di Elongation per le classi dimensionali del sedimento di Marina Romea e le sabbie trattate del porto di Ravenna

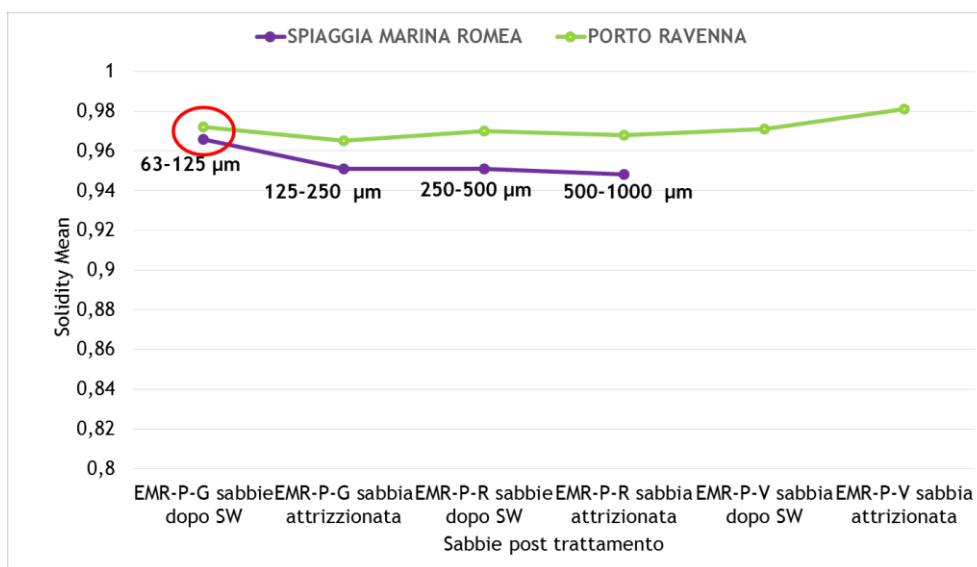


Figura 168: Confronto del parametro di Solidity Mean per le classi dimensionali del sedimento di Marina Romea e le sabbie trattate del porto di Ravenna

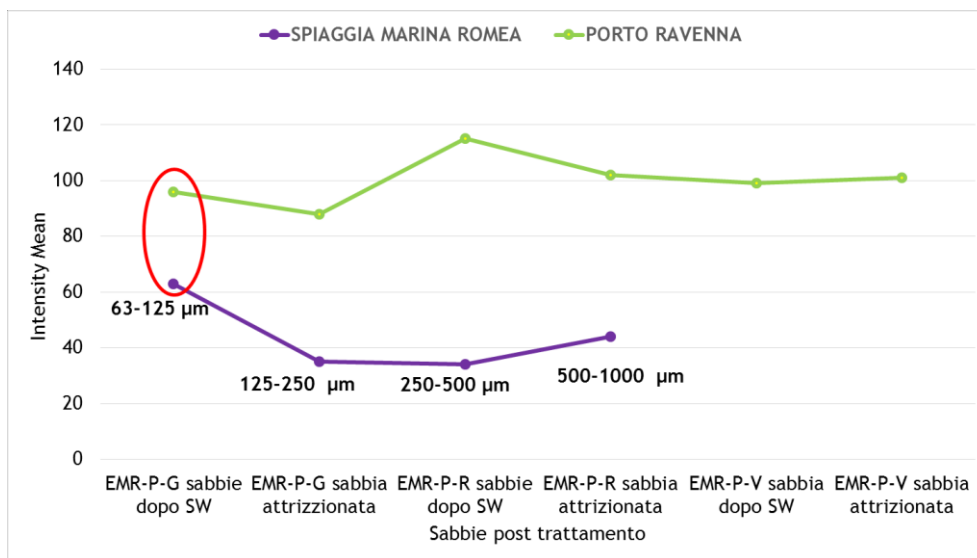


Figura 169: Confronto del parametro di Intensity Mean per le classi dimensionali del sedimento di Marina Romea e le sabbie trattate del porto di Ravenna

## 7.4 VALUTAZIONE DI INTERVENTO NELLE CAVE DELLA PROVINCIA DI RAVENNA

Dai risultati delle analisi qualitative effettuate sui campioni lungo il Canale Candiano, si evidenzia come una parte rilevante dei volumi di escavo, secondo la classificazione ICRAM - APAT (2007), dovrà essere riutilizzata a terra in quanto ricade nella categoria A2 (frazione fine dei campioni EMR-P-GIALLO e EMR-P-VERDE, Capitolo 5- Paragrafo 5.1.2.3). La ricerca dei possibili siti sui quali realizzare vasche di decantazione in grado di accogliere temporaneamente il sedimento e, successivamente, per la definitiva sistemazione dei materiali di scavo, è stata effettuata sulla base delle informazioni deducibili dalle carte tematiche CTR, dal PRG, dal PTCP e dal PSC vigenti (Autorità Portuale, 2011).

Le caratteristiche di tali aree devono essere tali da soddisfare i seguenti requisiti:

- distanze non elevate dal Porto per evitare eccessivi costi di trasporto;
- ampie dimensioni per poter collocare ragionevoli quantità di materiali;
- distanza da centri abitati per evitare disagi alle popolazioni;
- bassa giacitura per consentire maggiori capacità di collocazione dei materiali;
- assenza di vincoli significativi per evitare difficoltà di ottenimento delle autorizzazioni;
- caratteristiche litologiche e pedologiche tali da renderle non adatte all'agricoltura;
- caratteristiche idrologiche superficiali tali da renderle impermeabili;
- essere di proprietà pubblica o, in subordine, facilmente acquisibili.

Come previsto dalla variante del PAE 2006 di Marzo 2011, il recupero di materiali derivanti dal dragaggio dell'area portuale tramite il tombamento di cave, finalizzato al ripristino e recupero naturalistico, riguarda le cave Stazzona e Bosca (Comune di Ravenna, 2011).

Nell'ipotesi che possano rendersi disponibili quantitativi di materiale che superino la capacità recettiva dei questi due siti già individuati all'articolo 9 NTA ed il cui fabbisogno viene stimato in circa 5,5 milioni di m<sup>3</sup> complessivi, è stata individuata la cava Morina come area nella quale poter eventualmente ricoverare i restanti quantitativi di sedimento dragati dall'area portuale. L'area di espansione concessa per il tombamento nella cava Morina dovrà essere contenuta nei limiti territoriali dei 10 ettari, in continuità con l'area già scavata, e per un quantitativo massimo di 600.000 m<sup>3</sup> di materiale (Comune di Ravenna, 2011).

#### 7.4.1 Caratteristiche fisiche degli invasi

Le caratteristiche fisiche degli invasi sono state ricavate in ArcGis 10.2 attraverso la tool 3D Analyst. I valori di area e volume ricavati per ogni invaso sono riportati in Tabella 38.

Tabella 38: Caratteristiche dimensionali delle cave rilevate

Cave	Lago Nord	Lago Centro	Lago Sud
CAVA BOSCA	AREA: 94.093 m <sup>2</sup>	-	AREA: 174.999 m <sup>2</sup>
	VOLUME: 776.282 m <sup>3</sup>	-	VOLUME: 1.534.024 m <sup>3</sup>
CAVA STAZZONA	AREA: 56.591 m <sup>2</sup>	AREA: 53.195 m <sup>2</sup>	AREA: 36.666 m <sup>2</sup>
	VOLUME: 323.458 m <sup>3</sup>	VOLUME: 328.212 m <sup>3</sup>	VOLUME: 135.705 m <sup>3</sup>
CAVA MORINA	AREA: 718.844 m <sup>2</sup>	-	-
	VOLUME: 2.899.291 m <sup>3</sup>	-	-

#### 7.4.2 Valutazione della compatibilità sedimentaria

L'idoneità del sito ad accogliere il materiale dragato dal Porto di Ravenna discende dalla compatibilità di quest'ultimo con la destinazione d'uso dell'area ai sensi del D. Lgs. 152/06. È possibile utilizzare il materiale per il riempimento di laghi di cave dismesse, rispettando quanto previsto dall'art. 184-ter del D. Lgs 152/2006 (Autorità Portuale, 2011).

La compatibilità sedimentaria tra i sedimenti dragati dal porto di Ravenna (Tabella 33), in termini di parametri tessiturali, ed i sedimenti nativi delle cave (Capitolo 5 - Paragrafo 5.1.9.2) può essere verificata con la medesima procedura adottata per il sito Marina Romea (metodo di Krumbein and James 1965).

Dall'analisi della compatibilità effettuata attraverso questo metodo risulta che i materiali dragati dal porto e successivamente trattati, sono idonei per il riutilizzo nelle tre cave in esame, in quanto presentano dei diametri medi più grossolani rispetto ai sedimenti nativi (Figura 170).

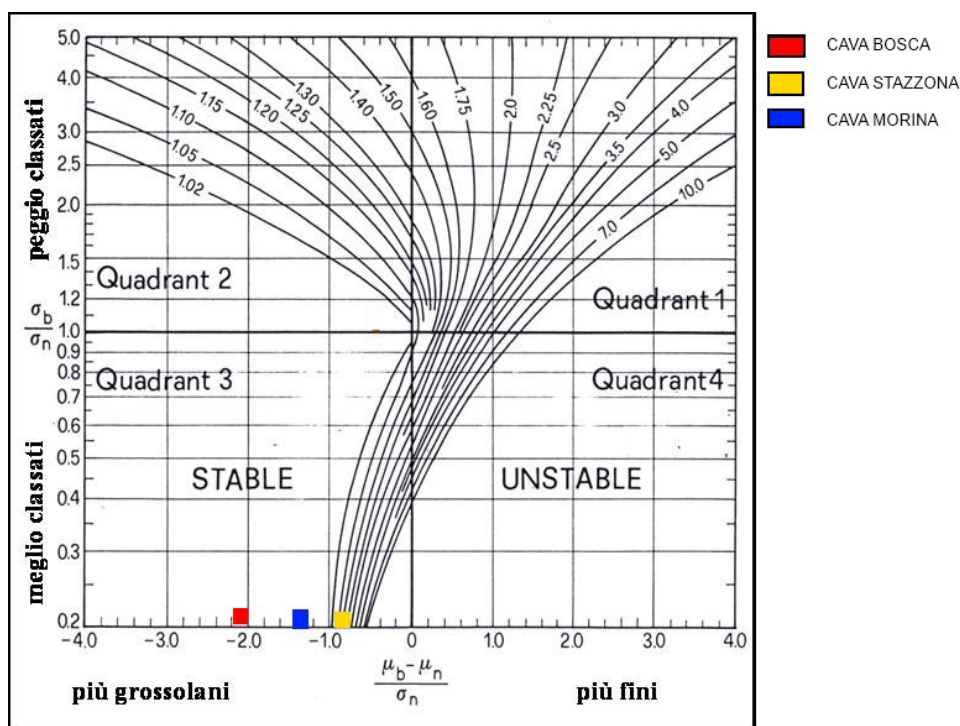


Figura 170: Compatibilità tra i sedimenti trattati del Porto di Ravenna ed i sedimenti presenti sul fondo delle cave

In questa analisi bisogna tenere conto che i campioni prelevati, tramite benna Van Veen sono sedimenti superficiali dei fondali delle cave e quindi possono avere dimensioni più fini rispetto alla stratigrafia locale, in quanto fanno parte dello strato di materiale impermeabilizzante presente nel fondo.

Sulla base dei risultati chimici, ecotossicologici e microbiologici ricavati dopo la fase di trattamento dei sedimenti portuali (Capitolo 5), tutti i sedimenti trattati sono classificabili come rifiuti non pericolosi e quindi è possibile un loro riutilizzo per ripristino ambientale di cave, come suggerito dalla classificazione ICAM e dall'art. 184-ter del D. Lgs 152/2006, previo test di cessione del contenuto di cloruri dei sedimenti.

### 7.4.3 Ipotesi di intervento nelle cave

Il PAE 06 del Comune di Ravenna prevede, per ogni singola area di cava inserita nel piano, una specifica destinazione finale, in attuazione della verifica di Valutazione Ambientale.

Tali destinazioni sono state individuate in conformità alle indicazioni generali dettate dalla vigente variante al PIAE, in modo da garantire la valorizzazione dell’inserimento ambientale di tutti i poli estrattivi. In caso di non intervento si andrebbe a compromettere l’ambiente circostante, determinando una perdita paesaggistica ed economica difficilmente misurabili.

Di seguito si riportano le sistemazioni previste dalla variante al PAE 06 per ogni singolo Polo (Tabella 39).

*Tabella 39: Sistemazioni finali delle cave e volumi necessari*

POLO ESTRATTIVO	TIPO DI INTERVENTO	VOLUMI NECESSARI (m <sup>3</sup> )	TIPO DI SEDIMENTO
Cava Bosca	Tombamento completo	1.709.023 m <sup>3</sup>	Sabbia medio fine, sabbia fine limosa o debolmente limosa
Cava Stazzona	Tombamento completo	989.375 m <sup>3</sup>	Sabbie da medie a finissime
Cava Morina	Lago per attività turistico ricreative e/o per la pesca sportiva	600.000 m <sup>3</sup>	Sabbie fini o debolmente limose

L’utilizzazione di materiali classificati come “rifiuti” (ai sensi del Decreto del Ministero Ambiente del 5 febbraio 1998 e successive modifiche ed integrazioni), ma che risultano idonei per attività di recupero ambientale, (ai sensi ed alle condizioni di cui all’Art. 5 e all’Allegato 1 suballegato 1 al predetto decreto), previo eventuale trattamento e comunque subordinatamente allo svolgimento del test di cessione ove prescritto, potrà essere autorizzato verificando quantità e modalità per l'utilizzo di tali materiali.

Nella progettazione dei ripristini si dovrà far riferimento al Manuale Teorico Pratico “Il recupero e la riqualificazione ambientale delle cave in Emilia Romagna” (Muzzi-Rossi, 2003). Inoltre, dovranno essere tenute in considerazione le indicazioni contenute nel testo “Modalità di recupero ambientale nel territorio del Comune di Ravenna”, dove vengono descritte alcune tipologie di scarpate da utilizzarsi in funzione della destinazione finale, anche mediante parziali tombamenti dei laghi finalizzati alla razionalizzazione delle sponde,



alla creazione di aree da adibirsi alla sosta e/o alle attrezzature di servizio, nonché per la creazione di promontori, isolotti ecc. necessari per la diversificazione degli ambienti.



## CAPITOLO 8 - DISCUSSIONE DEI RISULTATI

---

Lo studio ha come oggetto la valutazione e la caratterizzazione di sedimenti contaminati derivanti da operazioni di dragaggio, che possono essere impiegati come materia prima nel settore civile (infrastrutture, opere di ingegneria, sottofondi stradali, Gardner et al., 2004) e nell'ingegneria ambientale (ripascimenti di spiagge, ricostruzione di dune, utilizzi a terra per costruzione di argini e tombamenti di cave, come descritto da Michael et al., 2002). Inoltre, questa ricerca indaga l'uso di sedimenti inquinati come materia prima per l'estrazione di leghe di silicio.

Dall'analisi bibliografica è emerso che gli sviluppi in materia dal 1970 ad oggi sono stati considerevoli e riguardano sia i trattamenti da applicare ai sedimenti contaminati, sia i loro riutilizzi una volta decontaminati. Queste tecniche di riqualificazione del sedimento sono, infatti, sempre più frequenti a livello nazionale ed internazionale, come riportato in numerosi casi studio in Olanda, Germania, Belgio, Stati Uniti, Giappone, ecc (USACE/POAK, 1994; Burt e Murray, 2004; Bolam et al., 2003).

Dalla raccolta dei campioni eseguita nel Porto di Ravenna, nei piccoli porti dell'Emilia-Romagna (Porto Garibaldi, Cervia, Cesenatico e Bellaria), nel Porto di Livorno e nel Porto di Midia, e dall'analisi delle loro caratteristiche granulometriche e tessiturali, è emerso che i sedimenti presenti sono sabbie fini o finissime e silt, con una percentuale di frazione fine che in alcuni casi raggiunge il 40 - 50 %.

Le caratterizzazioni chimiche ed ecotossicologiche dei sedimenti raccolti in tutti i porti analizzati in questo studio, hanno permesso di stabilire che i sedimenti tal quali presentano contaminazioni da inquinanti inorganici e organici e, nel caso dei Porti di Ravenna e di Midia i sedimenti sono esposti a elevati tassi di tossicità (secondo i test ecotossicologici eseguiti su *Vibrio fischeri*, *Brachionus plicatilis* e *Phaeodactylum tricornutum*).

Nello specifico si è osservato che, rispetto ai limiti della colonna A e B del D. Lgs. 152/2006, vi sono dei superamenti delle concentrazioni ammissibili:

- nel Porto di Ravenna per Arsenico, Benzo (g ,h,i) perilene, Crisene, PCB, C < = 12 e idrocarburi totali C > 12;
- nei piccoli porti dell'Emilia-Romagna per Benzo Pyrene e Benzo perilene, Cromo, Vanadio e Cobalto (Cesenatico), Tributyltin (Porto Garibaldi);
- nel Porto di Livorno per Piombo, Vanadio e Zinco (per questi sedimenti non sono state eseguite indagini su inquinanti organici, quindi si riportano solo informazioni sugli inquinanti inorganici);
- nel Porto di Midia, per Rame, Zinco, Arsenico, gli IPA, tutti gli idrocarburi aromatici singoli e totali (nella zona di transito navale); per idrocarburi aromatici ad eccezione del pirene, idrocarburi totali e IPA (nella zona esterna al porto, ossia in Mar Nero); per IPA, idrocarburi aromatici singoli e totali (nell' area di carico).

Le uniche eccezioni riguardano i porti di Cervia e Bellaria che, nei sedimenti raccolti all'imboccatura portuale, non presentano contaminazioni.

Come osservato, i contaminanti maggiormente presenti in queste aree portuali sono gli idrocarburi e i PCB, ma non mancano anche metalli pesanti.

Nel caso specifico del porto di Ravenna, dai risultati condotti sulle frazioni tal quali del sedimento, è stata osservata una abbondanza rilevante di Mercurio, anche se non eccedente i limiti normativi. Questa concentrazione elevata è da ricondursi agli intensi scarichi industriali che, tra il 1958 e il 1973, hanno pesantemente inquinato la zona umida denominata Pialassa Baiona, collegata al Canale Candiano. Dagli studi condotti da Fabbri et al. (2001), da Vassura, (1995) e da Ui, (1970), si è riscontrata, infatti, una concentrazione molto elevata (fino a 244 mcg/g peso a secco) di Mercurio nello strato più superficiale dei sedimenti (0 - 20 cm). Il Mercurio sembra essere efficacemente intrappolato dal sedimento, soprattutto nella frazione sabbiosa probabilmente sotto forma di solfuri e/o legato alla materia organica.

La presenza di elevate concentrazioni di Arsenico nei sedimenti più interni del Canale Candiano, è riportata dagli studi di Molinari et al., (2013) e Covelli et al. (2010), anche se non sono strettamente correlabili le concentrazioni di Arsenico con quelle di Mercurio. I sedimenti del fondale hanno registrato il contributo antropogenico di altri metalli pesanti anche Vanadio, Cromo, Nichel e, più significativamente, Piombo, Zinco e Rame sono superiori ai valori di fondo medi locali (Amorosi et al, 2001; Curzi et al, 2006).

Per i sedimenti raccolti nei piccoli porti dell'Emilia-Romagna, le concentrazioni di metalli pesanti quali Cobalto, Vanadio e Cromo (elementi presenti in elevata abbondanza in clorite e serpentino), può essere invece ricondotta al background naturale dei sedimenti della piana alluvionale, e quindi non imputabili esclusivamente ad impatto antropico. Studi condotti da Amorosi et al. (2012 e 2002), Bianchini et al. (2012 e 2002), Curzi et al. (2006), hanno infatti dimostrato che in queste aree le concentrazioni di questi metalli, come anche del Nichel, derivano dal tenore di fondo naturale dei sedimenti.

Nei sedimenti del Porto di Livorno, le concentrazioni di alcuni metalli pesanti, eccedono notevolmente i valori di fondo medi locali e i limiti di legge, come riportato anche da Laterzi (2008). In particolare il Rame, il Piombo e lo Zinco sono superiori a quanto descritto da Dughetti e Tanelli (2013). Un approfondimento da eseguire potrebbe consistere nell'analisi del contenuto di Arsenico nei sedimenti, non rilevato in questo set di analisi. Il contributo dell'Arsenico nelle aree portuali, come visto anche per il Porto di Ravenna, è sempre molto elevato. Nella fascia costiera della bassa Toscana, in particolare, i tenori di fondo dell'Arsenico sono rilevanti quindi è presumibile pensare che anche nei sedimenti del Porto di Livorno vi siano concentrazioni di questo elemento.

Nel Porto di Midia alcuni dei sedimenti campionati sono contaminati, oltre che da idrocarburi in concentrazioni elevatissime, da metalli pesanti quali Rame, Zinco, Arsenico. La presenza di questi metalli, secondo quanto descritto da Algan et al., (2007), e di Piombo, Ferro, Manganese, Cromo e Nichel, si trova principalmente nelle coste sud-ovest del Mar Nero, e indica la grande influenza di depositi di minerali metallici

trasportati dai fiumi. Tuttavia, sono anche rilevanti le influenze antropiche locali per gli arricchimento soprattutto di Piombo, Zinco e Mercurio (Secrieru et al., 2002).

La presenza di contaminanti nei sedimenti implica l'adozione di particolari cautele nella gestione degli interventi di dragaggio e pone l'esigenza di applicare trattamenti specifici atti a garantire il raggiungimento di adeguati standard di qualità dei sedimenti (secondo quanto stabilito da ICRAM - APAT, 2007).

Per questo motivo sono stati applicati i processi di decontaminazione descritti nel Capitolo 5, affiancando tra di loro varie tecniche di trattamento esposte nel Capitolo 1 ed applicate in altri studi. Nello specifico il trattamento di soil washing, cella di attrizione e fusione con torcia al plasma, condotto sui campioni del Porto di Ravenna e del Porto di Midia. Trattamento di soil washing e attrizione nei sedimenti del Porto di Livorno, mentre i sedimenti dei piccoli porti dell'Emilia-Romagna sono stati trattati con step successivi di sorting/vagliatura.

Il confronto delle variazioni tessiturali che questi tipi di trattamento apportano ai sedimenti è riportato in maniera sintetica nelle tabelle successive (Tabella 40, Tabella 41, Tabella 42, Tabella 43) ed in Figura 171.

Tabella 40: Valori medi delle tessiture dei sedimenti tal quali campionati nei porti

SEDIMENTI TAL QUALE							
CAMPIONI	RAVENNA	PORTO GARIBALDI	CERVIA	BELLARIA	CESENATICO	LIVORNO	MIDIA
Ghiaia %	0,00	1,70	3,0	2,00	3,00	3	0,00
Sabbia %	56,54	93,70	93,00	97,00	87,00	50,1	57,90
Pelite %	43,46	4,60	4,00	2,00	10,00	45,9	42,10
Diametro medio ( $\phi$ )	4,26	3,74	3,73	3,69	3,75	3,513	4,031
Classazione ( $\phi$ )	1,02	0,17	0,17	0,62	0,87	1,228	0,605
Diametro medio	Silt molto grossolano	Sabbia molto fine	Sabbia molto fine	Sabbia molto fine	Sabbia molto fine	Sabbia molto fine	Silt grossolano
Classazione	Moderatamente classato	Molto ben classato	Molto ben classato	Moderatamente ben classato	Moderatamente classato	Mal classata	Moderatamente ben classato

Tabella 41: Valori medi delle tessiture dei sedimenti portuali dopo processo di soil washing (frazione sabbiosa)

SOIL WASHING (FRAZIONE SABBIOSA)							
CAMPIONI	RAVENNA	PORTO GARIBALDI	CERVIA	BELLARIA	CESENATICO	LIVORNO	MIDIA
Ghiaia %	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sabbia %	84,33	95,23	95,45	98,00	89,62	97,09	100,00
Pelite %	15,67	4,77	4,55	2,00	10,38	2,91	0,00
Diametro medio ( $\phi$ )	2,47	3,744	3,744	3,736	3,761	2,978	3,727
Classazione ( $\phi$ )	0,70	0,166	0,165	0,161	0,484	0,525	0,160
Diametro medio	Sabbia fine	Sabbia molto fine	Sabbia molto fine	Sabbia molto fine	Sabbia molto fine	Sabbia fine	Sabbia molto fine
Classazione	Moderatamente ben classato	Molto ben classato	Molto ben classato	Molto ben classato	Ben classato	Moderatamente ben classato	Molto ben classato

Tabella 42: Valori medi dei sedimenti trattati con cella di attrizione (frazione sabbiosa)

CELLA DI ATTRIZIONE (FRAZIONE SABBIOSA)		
CAMPIONI	RAVENNA	LIVORNO
Ghiaia %	0,0%	0
Sabbia %	82,34	97,70
Pelite %	17,66	2,30
Diametro medio ( $\varphi$ )	2,56	2,93
Classazione ( $\varphi$ )	0,810	0,582
Diametro medio	Sabbia fine	Sabbia fine
Classazione	Moderatamente ben classato	Moderatamente ben classato

Tabella 43: Valori medi dei sedimenti trattati con torcia al plasma (frazione sabbiosa)

FUSIONE CON TORCIA AL PLASMA				
CAMPIONI	RAVENNA		MIDIA	
	CARBORIDUZIONE	VETRIFICAZIONE	CARBORIDUZIONE	VETRIFICAZIONE
Ghiaia %	0,00	0,00	0,00	0,00
Sabbia %	96,70	99,80	98,00	97,20
Pelite %	3,30	0,20	2,00	2,80
Diametro medio ( $\varphi$ )	1,425	0,455	3,99	3,98
Classazione ( $\varphi$ )	1,026	0,319	1,32	1,060
Diametro medio	Sabbia media	Sabbia grossolana	Sabbia molto fine	Sabbia molto fine
Classazione	Scarsamente classato	Molto ben classato	Scarsamente classato	Scarsamente classato



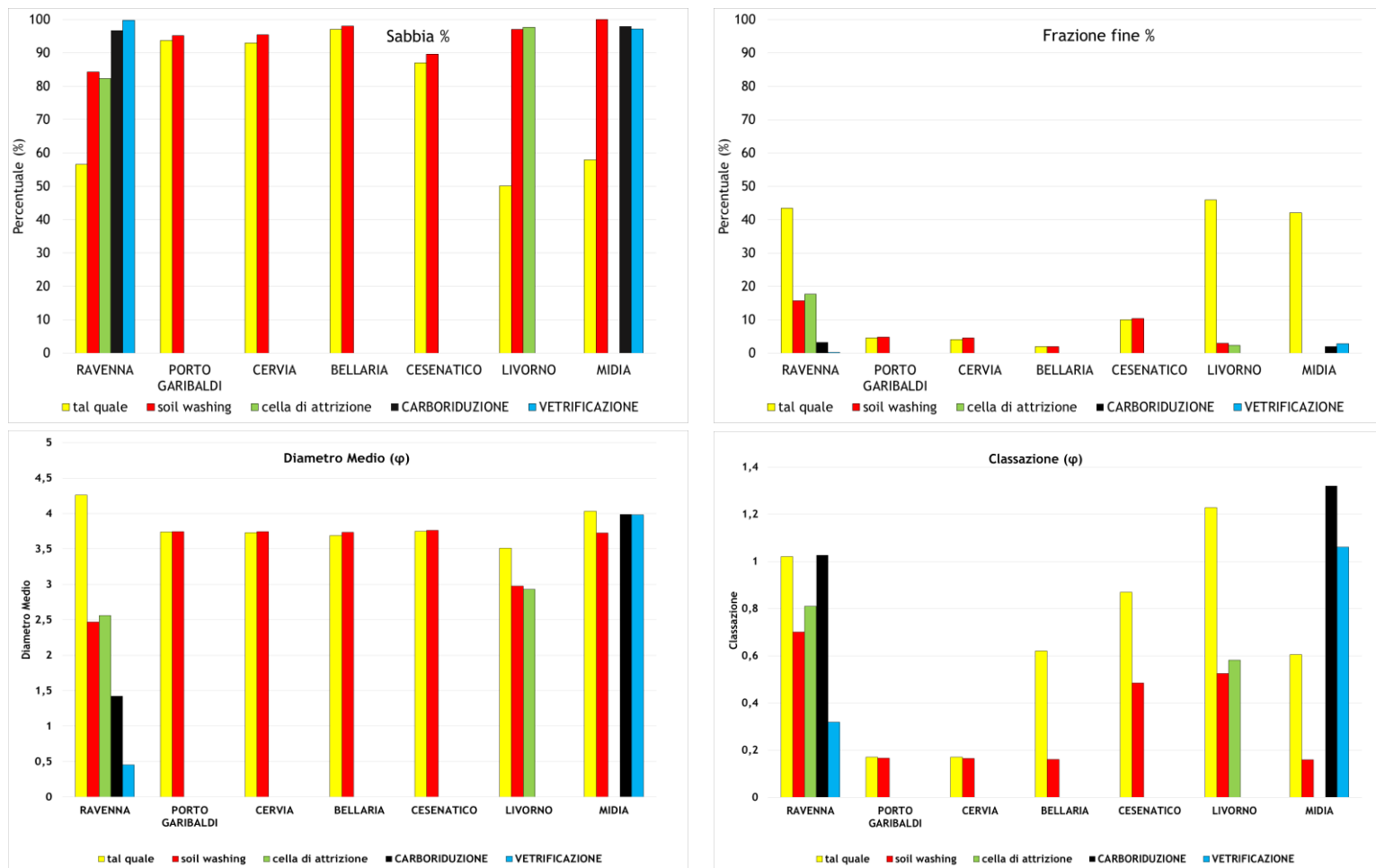


Figura 171: Confronto delle variazioni tessuturali apportate nei sedimenti portuali considerati

Il processo di soil washing, realizzato sui sedimenti del Porto di Ravenna, del Porto di Livorno e del Porto di Midia, e di sorting nei piccoli porti dell'Emilia-Romagna, ha separato con efficacia la frazione sabbiosa del sedimento da quella pelitica. Il processo ha reso possibile, come voluto, la decontaminazione delle sabbie e la concentrazione degli inquinanti nei sedimenti a granulometria fine, seguendo la normale propensione di limi ed argille a concentrare gli inquinanti (Siegel,2002).

Rispetto ai valori dei sedimenti tal quali riportati in Tabella 40, si può infatti osservare che i valori medi dei sedimenti a valle del trattamento di soil washing presentano (Tabella 41):

- percentuali di sabbia maggiori (dal 2% al 40%). Gli incrementi minori di percentuale di sabbia si sono ricavati con l'impiego di soil washing a scala di impianto industriale, mentre gli incrementi maggiori si sono osservati riproducendo il trattamento a scala di laboratorio (ad esempio per il Porto di Midia);
- percentuali di frazione fine minori (riduzione fino al 40%). Le riduzioni maggiori, come nel caso delle percentuali di sabbia, si riscontrano nei campioni separati a scala di laboratorio (Porto di Midia), notevoli le riduzioni di frazione fine anche per i campioni trattati a scala industriale (Porti di Ravenna e Livorno);
- il diametro medio e la classazione misurati in scala  $\phi$  diminuiscono, quindi dal processo di soil washing ricaviamo sabbie a granulometria più grossolana rispetto al sedimento tal quale e con una classazione migliore.

Da questi confronti emerge che i sedimenti che hanno subito le minori variazioni tessiturali sono quelli dei piccoli porti dell'Emilia-Romagna, che effettivamente sono stati trattati allo scopo di separare la frazione più grossolana del sedimento ( $>500 \mu\text{m}$ , in cui si sono riscontrate delle concentrazioni di metalli pesanti). Le frazioni restanti sono state esclusivamente vagliate e per tale motivo non sono state riscontrate notevoli variazioni percentuali.

Il processo di abrasione eseguito con cella di attrizione (Tabella 42), non ha prodotto nelle sabbie grandi variazioni tessiturali, anche se è apprezzabile un leggero aumento della percentuale di frazione fine prodotta appunto dell'abrasione delle particelle (ad esempio Porto di Ravenna).

Le variazioni tessiturali indotte, invece, dal processo di fusione (Tabella 43), sono considerevoli in quanto le caratteristiche dimensionali delle scorie residue sono profondamente cambiate. I sedimenti portati a fusione, infatti, presentano diametri medi superiori a tutte le fasi precedenti di trattamento e ai sedimenti tal quali. Queste scorie sono scarsamente classate (classazione superiore a  $1 \phi$ ), sinonimo di un sedimento che presenta una grande variabilità tessiturale rispetto a quello in uscita dai processi di soil washing e attrizione.

La frazione a granulometria fine ( $<63 \mu\text{m}$ ), a valle del soil-washing dei campioni del Porto di Ravenna e di Midia, è stata processata tramite digestione batterica (landfarming). Il trattamento ha consentito di ridurre significativamente la concentrazione di composti organici dal 44% al 70%. La differenza tra i diversi tassi di degradazione nei test realizzati, dipende dalla concentrazione e composizione iniziale degli idrocarburi presenti. Per gli elevati tassi di idrocarburi rinvenuti in questi campioni, il landfarming è stato di efficace ma non risolutivo, in quanto le concentrazioni di questi contaminanti sono risultate ancora sopra i limiti di legge. Questa tecnologia, come dimostrato dal progetto AGRIPORT, è molto più risolutiva infatti in sedimenti di dragaggio debolmente contaminati.

I risultati della caratterizzazione e dei trattamenti sui sedimenti in merito al contenuto di inquinanti inorganici, hanno permesso di osservare tre tendenze medie principali.

Rispetto al campione tal quale integro, la frazione sabbiosa separata è arricchita in metalli pesanti da 0,6 a 1 volta, mentre la frazione siltoso-argillosa è arricchita da 0,9 a 1,3 volte (Figura 172). Questo trend conferma, come riscontrato in letteratura, che le concentrazioni maggiori di metalli pesanti si riscontrano nella frazione siltosa - argillosa che, grazie alla elevata superficie specifica delle particelle e allo scambio cationico superficiale delle stesse, lega maggiormente con gli inquinanti inorganici rispetto alle sabbie. Questa osservazione è valida per tutti i metalli pesanti ad eccezione del Mercurio che, come discusso precedentemente, tende a concentrarsi nelle sabbie.

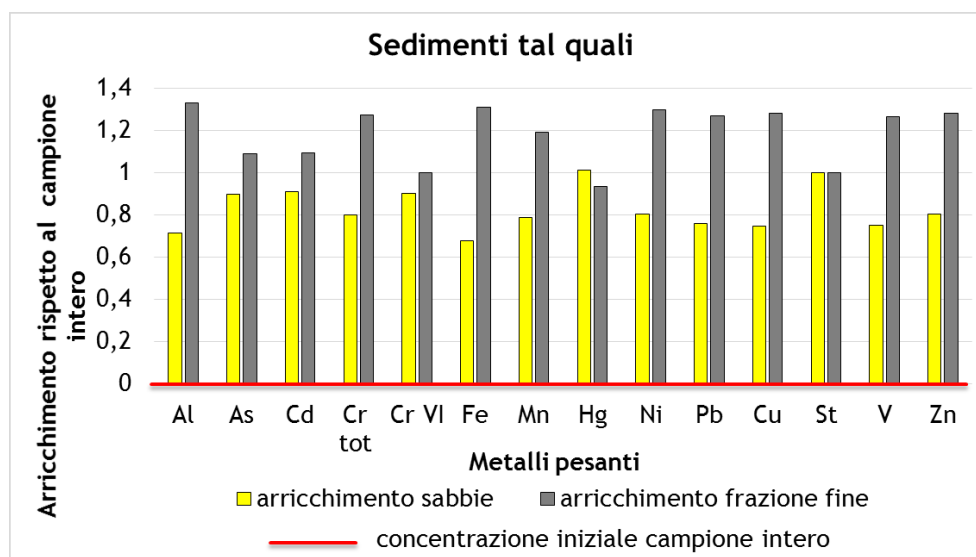


Figura 172: Arricchimenti dei metalli pesanti nelle frazioni separate di sabbia e silt-argilla, rispetto al campione intero tal quale

Il processo di soil washing ha successivamente indotto un arricchimento di Arsenico, Cromo, Manganese e Nichel da 1 a 1,5 volte e di circa 3 volte per il Mercurio nelle sabbie rispetto al contenuto iniziale. Questi metalli pesanti, che da letteratura si legano con le argille, possono indicare una mancanza di separazione totale delle frazioni sabbiose e limoso-argillose, come descritto nel Capitolo 5. A causa di una parte di silt e argilla ancora presente nella frazione sabbiosa separata, è possibile che la concentrazione di questi metalli risulti maggiore rispetto alle sabbie tal quali (separate in laboratorio e non in impianto). Il trattamento ha, inoltre, prodotto degli arricchimenti nella frazione fine di Alluminio, Cadmio, Ferro, Piombo, Rame, Vanadio e Zinco fino a 1 volta il contenuto iniziale (Figura 173).

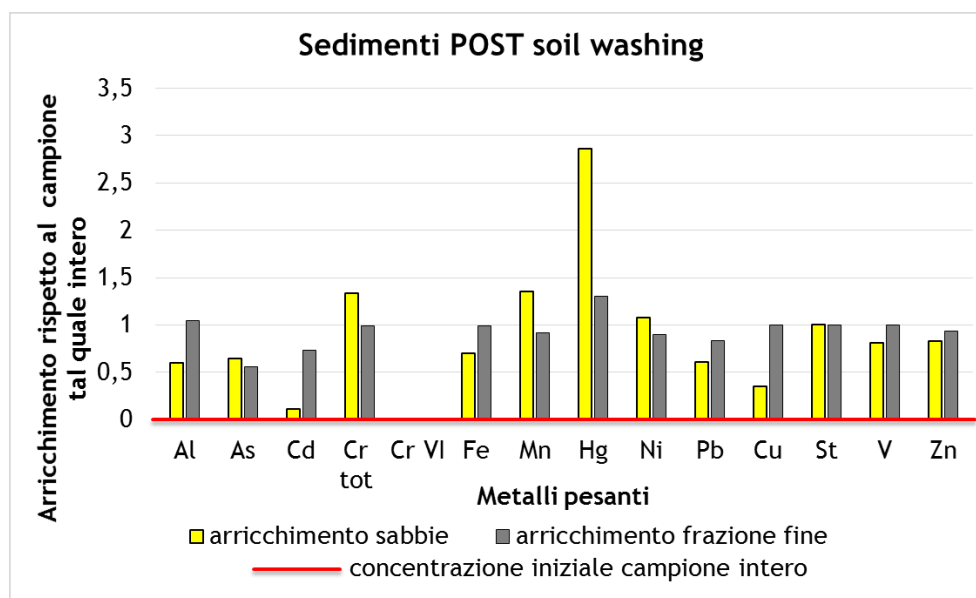


Figura 173: Arricchimenti dei metalli pesanti nelle frazioni separate di sabbia e silt-argilla dopo il soil washing, rispetto al campione intero tal quale

Il processo di attrizione, inoltre, ha dimostrato che non è possibile stabilire un trend univoco di decontaminazione o di arricchimento della concentrazione di metalli pesanti nelle sabbie trattate per abrasione. Come illustrato in Figura 174, infatti, è possibile riscontrare variazioni prossime allo zero per alcuni metalli, quali Ferro, Arsenico e Vanadio, in opposizione a variazioni molto accentuate come riportato per Stagno (fino a 32 volte la concentrazione rinvenuta nelle sabbie post soil washing) e per Piombo e Rame (fino a - 18 volte). Questi risultati, sono variati significativamente da un test all'altro a conferma che il processo di attrizione, produce nelle sabbie delle alterazioni di concentrazione non ipotizzabili prima della sperimentazione. Va però ricordato che, per i campioni analizzati in questo studio, la cella di attrizione è stata utilizzata su sabbie già decontaminate dal processo di soil washing.

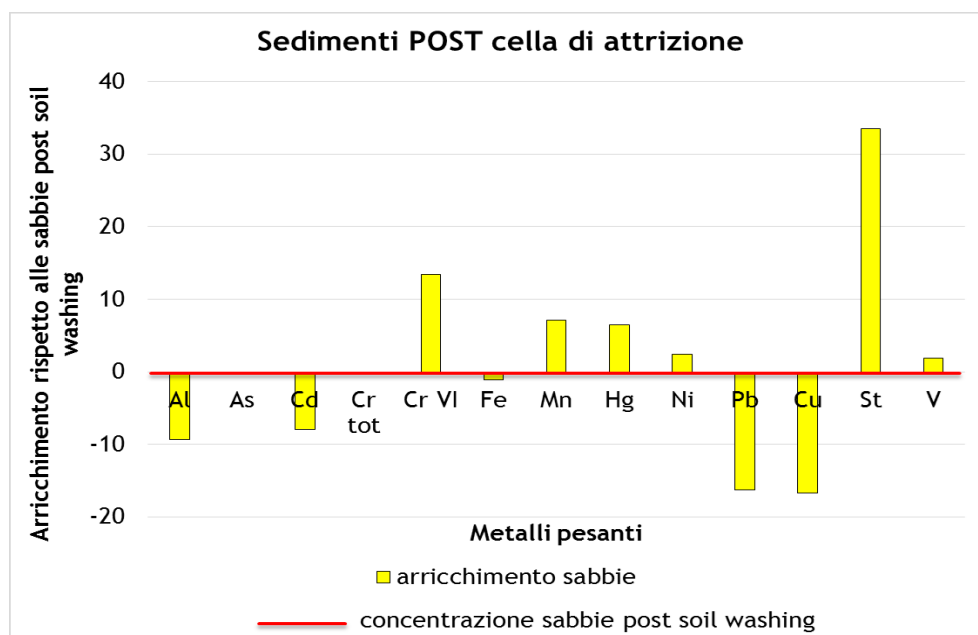


Figura 174: Arricchimenti dei metalli pesanti nella frazione sabbiosa dopo il trattamento di attrizione, rispetto alla frazione sabbiosa dopo il trattamento di soil washing

L'ultima fase del processo di valorizzazione dei sedimenti mediante fusione al plasma, mai testata prima sui sedimenti portuali, ha prodotto l'inertizzazione delle scorie residue e l'estrazione finale di silicio metallico.

Le prove sperimentali eseguite con torcia al plasma, hanno confermato che:

- Il trattamento termico non è esclusivamente funzione della granulometria, poiché anche le frazioni limoso-argillose diventano un'importante fonte di silicio in base alla loro composizione;
- la lega di ferrosilicio (FeSi) estratta rappresenta una risorsa da vendere nel mercato;
- i risultati delle analisi qualitative SEM / EDS, hanno mostrato che la maggior parte delle sfere di FeSi estratte, sono leghe di ferro con percentuali di silicio che variano dal 10 % al 40 %. Questa è una prova evidente che i minerali di ferro presenti nei sedimenti tal quali giocano un ruolo chiave nello sviluppo della riduzione carbotermica, rendendo più difficile l'estrazione di silicio di alta purezza;
- dopo il trattamento al plasma, i sedimenti rimanenti (scorie di fusione) sono inerti. La vetrificazione comporta l'iniziale fusione del sedimento, seguita da un rapido

raffreddamento che porta alla formazione di un monolite amorfo e non cristallino in cui rimangono intrappolati i contaminanti inorganici non volatili. Il prodotto vetrificato così ottenuto può essere impiegato nel settore dell'edilizia.

Ad oggi, sono stati condotti pochi studi per la decontaminazione e successiva vetrificazione dei sedimenti di dragaggio con una fonte al plasma (McLaughlin et al., 1999), in modo da ottenere un prodotto finale vendibile, in grado di coprirne il costo. Nelle prove sperimentali condotte in questo studio, la decontaminazione del sedimento e la successiva vetrificazione, è stata realizzata in un crogiolo di grafite a scala di laboratorio, utilizzando una fonte di plasma termico a radiofrequenza (RF), che consente la lavorazione con bassi costi relativi alle alte temperature. A livello industriale questa tecnologia è da applicare attraverso l'uso di forni ad arco voltaico, da progettare in maniera da ridurre i costi energetici relativi allo sviluppo di alte temperature.

Un sottoprodotto del processo di fusione è una significativa produzione di fumi ad alta temperatura. Questi, a scala industriale, devono essere trattati da un impianto che si deve occupare di:

- depurare tali fumi da sostanze inquinanti, evitando la produzione di diossina, per assicurare che le emissioni in atmosfera abbiano concentrazioni di inquinanti entro i limiti di legge e non rappresentino un rischio per l'ambiente;
- effettuare un recupero energetico da tali fumi (che hanno un'elevata temperatura, visto che la fusione avviene a 1700°C), con produzione di energia elettrica e calore, il cui sottoprodotto sono una certa quantità di ceneri da fusione (oggetto di un successivo smaltimento come rifiuti speciali).

Nonostante le poche pubblicazioni scientifiche disponibili relativi a questo argomento, sono stati ottenuti alcuni importanti risultati, che evidenziano il grande potenziale del trattamento termico al plasma per decontaminare e vetrificare sedimenti dragati.

L'individuazione del trattamento più idoneo da adottare dipende da numerosi fattori, che vengono valutati durante la fase di screening preliminare delle diverse opzioni tecnologiche. È evidente che l'applicazione di un trattamento di decontaminazione dei sedimenti ovvero

della combinazione di più trattamenti, dà in generale luogo alla produzione di un insieme di flussi residuali dei quali occorre tener conto al fine di individuare le modalità di gestione più idonee volte al contenimento dei costi di processo ed alla massima prevenzione di fenomeni di inquinamento dell'ambiente.

In aggiunta a ciò, ciascuna fase che costituisce il trattamento può essere caratterizzata da una diversa efficienza nei confronti delle singole frazioni presenti nel sedimento stesso. A titolo di esempio, si può osservare che nella maggior parte dei casi i sedimenti provenienti dal dragaggio devono essere sottoposti ad una serie di trattamenti preliminari volti alla riduzione del contenuto d'acqua ed alla eliminazione delle frazioni più grossolane.

Si deve inoltre sottolineare che ciascuna fase del trattamento può dare origine a materiali in uscita la cui gestione deve garantire la riduzione degli impatti potenziali sulle diverse componenti ambientali, il trattamento dei reflui liquidi, solidi e gassosi prodotti durante tale attività ed il relativo smaltimento.

Per comprendere più a fondo quali sono state le variazioni intercorse nei sedimenti durante i vari processi di trattamento utilizzati, sono state applicate durante questo studio, due tecniche di analisi della morfologia sui campioni trattati. Per discriminare quali metodologie di analisi fossero maggiormente significative per rappresentare tali variazioni e per classificare i sedimenti, è stata condotta una indagine bibliografica dei principali studi in materia.

Tra le varie ricerche condotte finora, non sono stati applicati studi morfologici volti a caratterizzare sedimenti che hanno subito processi di trattamento per decontaminazione. Le principali analisi condotte fino ad oggi, con metodi di misura similari a quelli utilizzati in questo studio, sono state applicate a sedimenti naturali (Wijeyesekera et al., 2013; Altuhafi, 2013; Lira e Pina (2009), o a sedimenti che hanno subito frammentazione in laboratorio (Cavaretta, 2009; Cho et al., 2006).

La classificazione dei sedimenti, è stata eseguita prendendo in considerazione anche campioni prelevati in zone di ambiente naturale, quali dune, spiagge e alvei fluviali, per valutare se ci fossero dei campioni rappresentativi di questi ambienti associabili e/o paragonabili ai campioni derivanti dai vari trattamenti.



Le prove condotte hanno consentito di individuare il metodo di classificazione di Blott e Pye (2008) come il migliore, in grado di discriminare maggiormente le forme delle particelle analizzate. I diagrammi usati più frequentemente per queste analisi, ossia Zingg (1935) e Sneed e Folk (1958), con il plottaggio dei valori ricavati dai campioni portuali e dai campioni di ambiente deposizionale, non hanno consentito di apprezzare differenziazioni di forma, in quanto tutti i campioni sono risultati “discoideali”. Il diagramma di Blott e Pye (2008), ha permesso di individuare quattro categorie di forma, “plate”, “slab”, “flat block” e “sub-equant block”. Dai risultati è emerso che:

- i campioni dei piccoli porti hanno forma “slab”;
- i campioni di fiumi e di dune hanno forma “ flat block e sub-equant block”;
- i campioni trattati dei porti di Ravenna, Midia e Livorno e i campioni di spiagge hanno forme da “ plate” a “sub-equant block” e sono pertanto morfologicamente molto variabili.

Dei vari campioni raccolti nessuno ricade nelle categorie di forma “blade”, “elongate blade” e “rod”. Queste morfologie, tipiche delle ghiaie e dei ciottoli, non sono state rinvenute perché i sedimenti campionati hanno subito tutti elevati processi energetici e di trasporto, pertanto non sono state classificate forme molto “lamellari” e “allungate”. È possibile ipotizzare che, campionando i sedimenti di alveo fluviale più a monte, probabilmente una parte delle particelle sarebbe potuta ricadere in queste due categorie.

Le analisi statistiche, correlazione con nearest neighbor e t-test a coppie, hanno permesso di ricavare i parametri di forma che sono maggiormente correlati tra loro e che sono più importanti per descrivere la morfologia delle particelle. Queste correlazioni hanno dimostrato che la forma è espressa in maniera predominante dalla *Circularity*, da *Aspect Ratio*, da *Convexity* e da *Solidity*, mentre le dimensioni sono correlate ai parametri di *Length*, *Width*, *Area* e *Perimeter*.

Le analisi statistiche hanno trovato riscontro in letteratura in quanto, secondo vari autori tra cui Altuhafi et al., (2013), i parametri che meglio descrivono la morfologia delle particelle sono *Aspect Ratio*, *Convexity* e *Sphericity*, che è un parametro che deriva dalla *Circularity*.

Dalla media dei valori dei parametri principali di alcuni campioni significativi (Tabella 44), si evince che non sono evidenti grandi differenze tra i parametri morfologici e dimensionali di ambienti quali sedimenti di spiaggia, di duna e di alveo fluviale (le variazioni sono dell'ordine della seconda cifra decimale).

I risultati medi indicano che le morfologie maggiormente diverse sono quelle derivanti dai processi di fusione che, come visto per la tessitura, alterano in maniera più importante i sedimenti. Per i campioni derivanti da fusione, infatti, i valori di Aspect Ratio sono più alti rispetto agli altri campioni, mentre la Circularity è inferiore (0,7- 0,8 rispetto a 0,9 degli altri campioni). Anche i campioni della spiaggia della Romania presentano valori di Aspect Ratio inferiori rispetto a tutti gli altri campioni (anche di spiaggia) e, in questo caso, questo aspetto è legato al fatto che questi sedimenti sono prevalentemente carbonatici/aragonitici perché costituiti da frammenti conchigliari. Questa caratteristica rende il sedimento meno resistente alle abrasioni e al trasporto e, per questo motivo, le particelle di questa categoria presentano Length e Width molto simili (non c'è un diametro massimo prevalente).

*Tabella 44: Valori medi dei parametri di forma e di dimensione di campioni significativi*

CAMPIONI RAPPRESENTATIVI	Length	Width	Area	Perimeter	Aspect Ratio	Circularity	Convexity
PORTO DI RAVENNA	36,92	25,29	1518,37	97,452	0,734	0,861	0,975
CELLA DI ATTRIZIONE (RA)	54,29	38,96	3158,66	154,42	0,741	0,887	0,963
SOIL WASHING	21,91	15,68	736,9	59,645	0,739	0,9	0,976
CARBORIDUZIONE	18,86	14,63	418,77	54,477	0,807	0,864	0,931
VETRIFICAZIONE	69,78	53,21	9495,28	226,615	0,819	0,759	0,819
CELLA DI ATTRIZIONE (LI)	54,29	38,96	3158,66	154,42	0,741	0,887	0,963
SABBIA SPIAGGIA TOSCANA	24,29	17,23	1984,82	65,2	0,722	0,943	0,993
SABBIA SPIAGGIA ROMANIA	22,52	15,51	1218,23	59,38	0,698	0,915	0,987
SABBIA PALEODUNA	30,01	20,85	1578,13	82,831	0,73	0,89	0,969
SABBIA DUNA	21,64	16,71	1131,61	68,127	0,803	0,812	0,893
SABBIA FIUME PO	27,93	19,56	2677,99	76,08	0,712	0,916	0,990
SABBIA FIUME LIVENZA	29,82	21,47	1272,62	82,798	0,73	0,9	0,977

Come descritto nel Capitolo 6, le variazioni morfologiche dovute a processi di trattamento, si possono apprezzare considerando la distribuzione di tutte le particelle che costituiscono il campione, non del solo valore medio. I risultati di queste distribuzioni, analizzate tra di loro, hanno permesso di osservare che i campioni tal quali e i successivi sedimenti trattati, si

differenziano maggiormente per i parametri di Aspect Ratio, Circularity e Intensity mean. Il parametro di Convexity, invece, non mostra evidenti variazioni tra i vari sedimenti trattati.

Per validare i risultati delle analisi condotte con lo strumento Morphologi G3, del quale esiste un solo studio in bibliografia (Ulusoy e Kursun, 2011), sono state eseguite delle analisi di misurazione della forma delle particelle con microscopio ottico. Dai confronti dei due metodi, testati su vari campioni di riferimento, è risultato che il microscopio Morphologi sottostima leggermente le misure di Length e Width delle particelle (i diametri maggiore e minore). L'area ed il perimetro, invece, hanno mostrato risultati diversi in base al tipo di campione analizzato. In quasi tutti i campioni la misura dell'area è maggiore se calcolata con il Morphologi G3 rispetto al microscopio ottico, mentre questo risultato non è confermato dalla misura del Perimeter (alcuni campioni hanno Perimeter maggiore se calcolati con microscopio ottico, mentre altri come le sabbie attrizionate, hanno perimetro maggiore se misurato con Morphologi). Questo risultato può essere legato alla diversa precisione di analisi dei due metodi, in quanto, nonostante sia stato utilizzato lo stesso ingrandimento (20x), le misurazioni eseguite con microscopio ottico sono manuali e approssimano il perimetro e l'area della particella ad una circonferenza. Nel caso del microscopio Morphologi, invece, questi due parametri sono calcolati in base ai contorni effettivi delle particelle, garantendo una precisione migliore soprattutto in caso di particelle molto convesse.

Il parametro legato alle proporzioni, cioè l'Aspect Ratio, ed anche la Circularity sono molto simili confrontando i due metodi, quindi si può affermare che i valori riscontrati sono corretti e affidabili.

Nell'ultima parte dello studio sono stati considerati i risultati di tutte le analisi condotte per valutare un riutilizzo in campo ambientale dei sedimenti decontaminati.

In funzione dello stato di qualità chimico-fisico e microbiologico, oltre che delle proprietà ecotossicologiche, i sedimenti e le loro frazioni granulometriche possono essere recuperati per il riutilizzo in diverse forme di ripristino ambientale. In particolare, è possibile distinguere tra le seguenti tipologie di gestione:

- Riutilizzo in forme di ripristino ambientale a mare:
  - utilizzo per riprofilare porzioni della morfometria del fondale;
  - reimmissione in aree marine non costiere;

- ripascimento di arenili emersi e sommersi.
- Riutilizzo a terra:
  - riempimento di cave dismesse;
  - esecuzione di terrapieni e arginature;
  - rilevati e sottofondi stradali e ferroviari;
  - produzione di materiali da costruzione.

Va sottolineato che il riutilizzo dei sedimenti recuperati, dipende fortemente dalle caratteristiche stesse del sedimento, in primis della loro granulometria e della qualità chimico-fisica che deve risultare compatibile con il sito di destinazione finale.

Un processo di trattamento che permetta, come il sorting ed il soil washing sopra descritti, una classificazione dimensionale, agevola notevolmente la gestione dei sedimenti, in quanto permette un recupero selettivo delle diverse frazioni dimensionali ottenute.

Nel caso dei sedimenti descritti, ai fini gestionali, le classi granulometriche possono essere ridotte, come ad esempio:

- frazione grossolana (sabbia) caratterizzata da un diametro delle particelle  $\geq 63 \mu\text{m}$ ;
- frazione fine (pelite) caratterizzata da un diametro delle particelle  $\leq 63 \mu\text{m}$ .

In particolare, la frazione grossolana sabbiosa può essere riutilizzata per opere di ripascimento di arenili emersi e sommersi, mentre la frazione fine può essere riutilizzata per la realizzazione di terreni costieri, o per rilevati e sottofondi stradali. Lo studio condotto da Simeoni et al., (2013), ha infatti dimostrato l'efficacia di soluzioni difensive morbide, come appunto i ripascimenti sommersi, per l'attenuazione di fenomeni erosivi delle spiagge.

Le ipotesi di intervento viste in questo studio, sono state progettate secondo le esigenze locali nei siti che più necessitano di sedimento a causa di problemi legati ad erosione costiera e per riqualificare il territorio. I siti selezionati sono il tratto di litorale di Marina Romea (RA) e tre cave dell'entroterra ravennate. I sedimenti considerati per questi interventi sono quelli del Porto di Ravenna, scelta fatta per l'ingente volume di sedimento da dragare nel Canale Candiano (circa 11 milioni di  $\text{m}^3$ ) e per la vicinanza ai siti di intervento.

Il ripascimento sommerso progettato per i fondali di Marina Romea, dopo l'esecuzione delle analisi di compatibilità con Krumbeyn and James (1965) e la verifica della corrispondenza dei parametri morfologici tra i sedimenti nativi e quelli di riporto, ha lo scopo di creare un deposito artificiale longshore e di promuovere l'alimentazione dei sedimenti della spiaggia attraverso processi onshore.

Se le barre sono già presenti nel fondale, come in questo caso, il ripascimento in genere è effettuato sul fianco mare della barra più offshore (Van Rijn and Walstra, 2004). Nel fondale di Marina Romea, però, si è deciso di progettare il ripascimento sommerso subito a nord della barra naturale presente sul fondale, per creare una continuità morfologica e per proteggere la zona di spiagge prossima al molo del Canale Lamone (Montanari et al., 2011).

Gli effetti morfologici di ripascimenti sommersi, correttamente progettati, possono essere schematizzati come segue:

1) longshore: il ripascimento della spiaggia sottomarina causa la dissipazione delle onde e una riduzione della corrente longshore e quindi della capacità di trasporto litoraneo. Il ripascimento della spiaggia sottomarina agisce con conseguente:

- riduzione del trasporto longshore;
- updrift sedimentario;
- erosione sottoflutto (Figura 175-A).

2) cross-shore: le onde più alte frangono sul lato verso mare della barra, generando un trasporto onshore del sedimento; le onde più basse a ridosso del lato interno della barra generano a loro volta onde di ritorno verso mare (correnti cross-shore), generando:

- un aumento del trasporto solido onshore;
- una riduzione del trasporto solido in mare aperto (Figura 175-B).

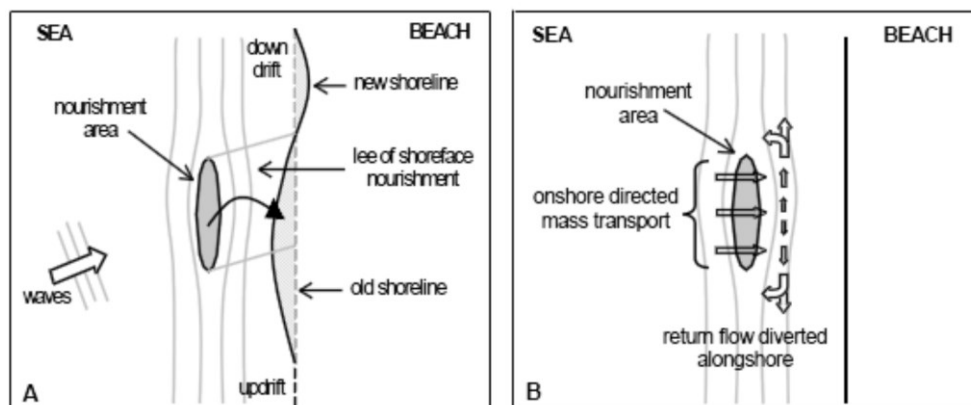


Figura 175: Effetti del ripascimento offshore: A - ripascimento longshore; B: ripascimento crossshore (Van Rijn and Walstra, 2004)

Per prevedere le prestazioni dei progetti di ripascimento proposti, lo studio è stato sostenuto da un'analisi delle condizioni meteo-marine insistenti sul litorale e da simulazioni numeriche di eventi di tempesta e trasporto sedimentario, elaborate attraverso l'applicazione del modello numerico MIKE 21. I risultati di queste simulazioni sono stati esposti nell'ambito del progetto Life Sedi. Port. Sil. (Rodella et al., 2012; [http://www.lifesediportsil.eu/it/azioni/azione-05\\_16c23.html](http://www.lifesediportsil.eu/it/azioni/azione-05_16c23.html)).

Come previsto, i modelli numerici applicati con eventi di mareggiata da Bora (N-E) e da Scirocco (S-E), hanno mostrato un leggero allungamento dei depositi di sabbia progettati e un aumento delle loro sommergenze. In particolare, l'erosione sul versante mare dei depositi e l'accumulo di sedimenti onshore, sono stati osservati in entrambe le simulazioni eseguite. Inoltre, le altezze d'onda, a causa della presenza del ripascimento sommerso, sono ridotte nella zona sotto costa.

In merito agli interventi di tombamento progettati in Cava Bosca, Cava Stazzone e Cava Morina, si è fatto riferimento alle indicazioni stabilite dal PAE 2006 e successiva variante del 2010 (Comune di Ravenna, 2011) e da quanto riportato dall'Autorità Portuale di Ravenna per il riutilizzo di sedimenti da scavo (Autorità di Ravenna, 2011).

L'utilizzo di materiali classificati come "rifiuti" (ai sensi del Decreto del Ministero Ambiente del 5 febbraio 1998 e successive modifiche ed integrazioni), ma che risultano idonei per

attività di recupero ambientale, (ai sensi ed alle condizioni di cui all'Art. 5 e all'Allegato 1 suballegato 1 al predetto decreto), previo eventuale trattamento e comunque subordinatamente allo svolgimento del test di cessione, è autorizzato per opere di tombamento di cave come progettato in questo studio.

Gli ingenti volumi necessari per completare le opere di tombamento di Cava Bosca e Cava Stazzona (2.700.000 m<sup>3</sup>) e per riqualificare Cava Morina con la realizzazione di una lago per la pesca sportiva (circa 600.000 m<sup>3</sup>), devono essere impiegati per riportare l'uso del suolo allo stato precedente l'inizio della coltivazione e per migliorare l'area di escavazione dal punto di vista ecosistemico e paesaggistico.

Tali soluzioni devono essere compatibili e coerenti con l'intorno paesaggistico, ambientale e urbanistico, e sono sostanzialmente riconducibili al rimodellamento dei versanti, anche mediante riempimento, tendendo ove possibile alla ricostituzione della morfologia originaria.





## CAPITOLO 9 - CONCLUSIONE

---

Lo studio ha analizzato, attraverso l'applicazione di differenti metodologie analitiche, lo stato ambientale dei sedimenti dragati in aree portuali e le variazioni (tessiturali, morfoscopiche e geochimiche) derivanti dai processi di trattamento a cui sono stati sottoposti i sedimenti contaminati.

Il problema dei sedimenti contaminati ha assunto una rilevanza crescente negli ultimi anni innanzitutto a seguito dell'individuazione in siti di interesse nazionale di quantitativi ingenti di materiale da sottoporre ad interventi di bonifica (leggi L. 426/98, L. 388/2000, L. 179/02 e decreti D.M. 471/99, D.M. 468/01 e s.m.i.). Se a ciò si aggiungono i quantitativi presenti in siti non di interesse nazionale, si comprende come il problema in esame sia di particolare importanza.

Nello specifico, la ricerca verte sulle tematiche legate al recupero di sedimenti alterati da una contaminazione antropica e della loro decontaminazione attraverso tecniche di bonifica.

Nella prima parte dello studio sono stati individuati i siti d'interesse e descritti attraverso una loro caratterizzazione geo-morfologica. Su questi siti sono stati successivamente raccolti campioni significativi di sedimento, i quali sono stati analizzati prima e dopo i processi di decontaminazione. Nell'ultima parte dello studio sono state formulate ipotesi di intervento volte al loro riuso.

La ricerca prende inizio con un excursus sulle tecniche di dragaggio e su come esse si siano evolute da semplice operazione di escavo ad input per lo sviluppo di strategie, tecniche e pianificazioni per la gestione del territorio.

Successivamente nella dissertazione vengono analizzate le tecniche di trattamento per la decontaminazione dei sedimenti, evidenziandone i pregi e le carenze desunte dalla bibliografia internazionale. Dall'analisi ragionata di quest'ultima sono stati inoltre illustrati i principali riusi di questi materiali che, opportunamente trattati, possono essere ricollocati nell'ecosistema d'origine od impiegati per altri scopi (ripascimento delle spiagge, riqualificazione di aree degradate, materiale da costruzione, ecc.).

Negli ultimi anni le tecnologie di decontaminazione più tradizionali come quelle di soil washing, l'utilizzo di solventi, di vagliatura sono state affiancate da trattamenti maggiormente ecocompatibili, come la bioremediation che è risultata particolarmente promettente per alcuni contesti di bonifica.

Nello studio la bonifica del sedimento dragato è stata eseguita attraverso step successivi che includono l'impiego di soil-washing, cella di attrizione, landfarming e trattamento termico per l'estrazione di Silicio.

L'insieme di queste tecniche di trattamento ha reso possibile la decontaminazione ed un recupero pressoché totale del sedimento (efficienza di circa il 98 %) e la creazione di materie prime secondarie, quali sabbia ed inerti, che possono trovare una loro collocazione nel mercato.

Sulla base dei risultati analitici ottenuti, emerge che i sedimenti raccolti nel Porto di Ravenna, nei piccoli porti dell'Emilia-Romagna (Porto Garibaldi, Cervia, Cesenatico e Bellaria), nel Porto di Livorno e nel Porto di Midia presentano diverse concentrazioni di inquinanti organici ed inorganici.

Per comprendere maggiormente in che modo tali contaminanti vengono adsorbiti dai sedimenti, si è proceduto ad analizzare i campioni tal quali, separandone in laboratorio la frazione sabbiosa da quella pelitica. Dalle analisi chimiche su queste frazioni è emerso che generalmente:

- la frazione sabbiosa tal quale presenta contaminazione minore di inquinanti inorganici rispetto alla frazione pelitica;
- la frazione limoso-argillosa presenta, per tutti i porti, elevati livelli di inquinanti organici (C> 12, IPA e PCB), oltre che di metalli pesanti.

L'unico metallo che differisce da questa regola generale è stato il Mercurio che si arricchisce principalmente nelle sabbie.

Per il trattamento di vagliatura e di lavaggio dei sedimenti, è stato utilizzato un prototipo di soil washing, che ha favorito la concentrazione dei contaminanti nella frazione più fine. In accordo con la letteratura, i sedimenti dimensionalmente più sottili hanno la propensione ad adsorbire i contaminanti ed è a tal fine che il prototipo di soil washing utilizzato è stato progettato.

I risultati hanno evidenziato l'efficienza di questa procedura, in quanto sono state prodotte due frazioni: sabbia totalmente decontaminata, scopo principale del prototipo, ed una frazione fine con un residuo di contaminazione da idrocarburi e metalli pesanti.

Nonostante la frazione sabbiosa, dopo il trattamento di soil washing, sia risultata decontaminata rispetto ai limiti normativi, al confronto con quella raccolta in situ e non decontaminata, presenta un incremento relativo di alcuni elementi quali Ferro, Manganese, Cromo Totale e Nichel. L'incremento delle concentrazioni di questi metalli pesanti, che da letteratura risultano generalmente legati alle argille, suggerisce che, all'interno dell'impianto di soil washing, la separazione tra le due frazioni dimensionali non è avvenuta in maniera corretta, come confermato anche dalla indagini tessiturali. Per la presenza di una piccola parte di limo e argilla nella frazione sabbiosa derivante dal soil washing, è possibile che la concentrazione di questi metalli risulti maggiore rispetto alle sabbie tal quali (separate in laboratorio e non nell'impianto). In tutti i campioni analizzati, ad eccezione di EMR-P-R1, i valori di Mercurio sono risultati molto elevati nelle sabbie anche dopo il soil washing, ad indicazione che questo elemento si concentra in maniera rilevante nelle sabbie anziché nella frazione fine.

Nelle sabbie è stato adottato un ulteriore sistema di decontaminazione per i metalli pesanti, che ha sfruttato l'abrasione delle particelle all'interno di una cella di attrizione. Questa tecnica è stata impiegata anche sui sedimenti dragati del Porto di Livorno, caratterizzati anch'essi per le loro proprietà chimico, fisiche e morfologiche. A seguito di questo tipo di trattamento, il contenuto di metalli nelle sabbie varia, in maniera non omogenea. In alcuni campioni è stato osservato un incremento del contenuto di metalli, in quanto l'attrizione ha eliminato i residui di idrocarburi presenti sulle superfici delle particelle ed ha concentrato relativamente i metalli residui. In altri campioni, al contrario, si è apprezzata una diminuzione di metalli pesanti. Gli incrementi maggiori si sono riscontrati nelle concentrazioni di Zinco e Zirconio; le riduzioni principali nelle concentrazioni di Cobalto, Nichel, Piombo, Vanadio e Stronzio.

Le frazioni fini ancora contaminate dopo il soil washing, sono state sottoposte ad un trattamento di landfarming attraverso microrganismi, per ridurre la concentrazione di idrocarburi. Questo trattamento ha consentito di ridurre il contenuto di idrocarburi e sostanze organiche significativamente, anche se i campioni più inquinati hanno mantenuto concentrazioni al di sopra delle soglie stabilite dalla normativa vigente (D.Lgs. 152/2006).

Le acque reflue provenienti dal trattamento non hanno presentato criticità, fatta eccezione per il livello di cloruri, al di sopra del limite normativo italiano.

Sulla base dei risultati delle analisi a valle del trattamento di soil washing, tutti i sedimenti sono stati classificati come rifiuti non pericolosi e, secondo la classificazione ICRAM - APAT (2007), possono essere attuate delle opzioni di gestione di questi sedimenti per un riutilizzo sia a mare che a terra.

E' stato inoltre testato ulteriore sistema di trattamento di fusione con torcia al plasma con l'aggiunta di gas reattivi. Il trattamento al plasma è stato utilizzato per l'inertizzazione del sedimento e per l'estrazione di Silicio di grado metallurgico.

L'alta temperatura della scarica di plasma (circa 12.000 K nel nocciolo e 3.000 K nella coda), provoca la fusione del campione di sedimento e la dissociazione di tutte le molecole complesse e l'evaporazione dei metalli volatili (Piombo, Zinco, Cadmio, Mercurio) successivamente convogliati nel percolato. Dal fuso è stata estratta una lega di Ferro e Silicio ma non è stato possibile estrarre Silicio di grado metallurgico, probabilmente a causa dell'elevato contenuto di Ferro del sedimento tal quale. In studi futuri, sarebbe pertanto idoneo prevedere una separazione magnetica dei minerali di Ferro prima di procedere alla fusione.

I risultati delle analisi nelle frazioni sabbiose e siltoso - argillose hanno chiaramente evidenziato che la percentuale di  $\text{SiO}_2$ , dopo il trattamento termico, aumentata rispetto al campione tal quale di circa il 10-15 %. Ciò è principalmente dovuto all'evaporazione parziale di alcuni elementi volatili e composti formati durante la scarica di plasma, mentre il Si rimane all'interno della matrice trattata e risulta relativamente più concentrato.

I test di cessione sono stati eseguiti per misurare la quantità di metalli rilasciati nel percolato, simulando le condizioni ambientali nel quale i rifiuti diverrebbe parte. Le concentrazioni di tutti i metalli analizzati sono ben al di sotto dei limiti di legge per ogni campione e non è stata rilevata nessuna traccia di idrocarburi nei percolati.

Nella tesi è stato inoltre svolto uno studio sperimentale sulla morfologia delle particelle e sulla risposta complessiva di sedimenti granulari delle dimensioni di sabbia, silt e argilla (nell'intervallo da 0,5 a 1000 micron). A tale scopo sono stati analizzati, oltre ai sedimenti di origine portuale trattati, anche i sedimenti di diversi ambienti deposizionali raccolti in zone di fiume, duna, paleoduna e spiaggia.

Le caratteristiche delle particelle considerate possono essere classificate secondo criteri geometrici dimensionali (perimetro, area, assi maggiore e minore) e morfologici (ad esempio

forma complessiva, rugosità di superficie), come riscontrato dall'analisi bibliografica. Considerando la caratterizzazione geometrica e della forma, le analisi sono state condotte con diverse tecniche tra cui la microscopia ottica e analizzatore di forma. Nello studio è stata valutata l'affidabilità ed accuratezza delle diverse tecniche di analisi per la caratterizzazione geometrica della particella utilizzando differenti classificazione presenti in letteratura.

Il confronto dei risultati con quelli reperiti in letteratura ha permesso di individuare, attraverso un approccio statistico, i parametri più idonei per la caratterizzazione delle particelle.

Le proprietà geometriche e morfologiche più rilevanti sono risultate: le dimensioni della particella, la circolarità, l'Aspect Ratio e la convessità.

Inoltre, i risultati delle analisi morfologiche sui campioni portuali confermano e quantificano come i trattamenti di decontaminazione utilizzati, in particolar modo i processi di attrizione delle sabbie e il trattamento di fusione, alterano le caratteristiche geometriche e dimensionali dei sedimenti. In base alle caratteristiche dimensionali del sedimento, quindi anche del contenuto percentuale di frazione fine, cambiano le caratteristiche morfologiche in particolare la circolarità, che aumenta all'aumentare della frazione fine.

Per verificare le caratterizzazioni eseguite, sono state condotte alcune analisi di confronto delle dimensioni e della forma delle particelle, con tecnica di misura manuale svolta attraverso microscopio ottico. I dati ricavati dall'indagine indicano che i parametri di forma calcolati (Aspect Ratio, Elongation, Circularity) sono molto simili tra analizzatore morfologico e microscopio ottico, pertanto le misurazioni sono da ritenersi corrette e ben correlate.

I parametri dimensionali (Perimeter, Area, Length, Width), invece, sono leggermente sottostimati dall'analizzatore morfologico, rispetto al microscopio ottico.

Le indicazioni fornite dalla analisi morfologiche possono contribuire ad una migliore comprensione del comportamento dei sedimenti granulari derivanti da vari tipi trattamenti e successivamente riutilizzati in ambienti quali spiaggia emersa-sommersa, cave e in applicazioni civili (sottofondi stradali, opere di ingegneria ecc.).

Per il riuso del materiale dragato, in campo ambientale, sono state avanzate alcune ipotesi di intervento per il territorio della provincia di Ravenna ma adattabili ad altri siti.

I sedimenti, che sono stati classificati nella classe A1 o A2 secondo il Manuale ICRAM - APAT (2007), possono essere riutilizzati per scarico a mare o a terra.

Sulla base di questa classificazione è stato ipotizzato di utilizzare il sedimento nel tratto di litorale di Marina Romea nord, zona affetta da erosione costiera e sito indicato dall'Autorità Portuale di Ravenna come idoneo ad accogliere sedimenti portuali. Altra parte del sedimento può essere utilizzato per il tombamento di tre cave nell'entroterra del ravennate, idonee anch'esse a ricevere sedimento di dragaggio.

La compatibilità del sedimento è stata quantificata mediante l'uso del metodo di analisi di sovrariempimento di Krumbein e James (1965). Questo metodo consente di valutare le differenze tessiturali tra sedimenti nativi (spiagge e cave) e sedimenti di prestito (dragato dal porto).

L'analisi condotta suggerisce una buona compatibilità tra i sedimenti trattati ed i sedimenti della spiaggia sommersa a una profondità di 2,5-3 metri. Ciò suggerisce di utilizzare le sabbie dragate per effettuare ripascimenti sommersi, che forniscono la dissipazione di energia delle onde durante eventi di mareggiata e, conseguentemente, offrono protezione alla spiaggia emersa (Utizi et al., 2012).

Per gli interventi di tombamento sono stati considerati i fabbisogni totali di sedimenti per ogni lago di cava, secondo quanto stabilito da Comune di Ravenna (2011), e sono stati ricavati i volumi di materiale effettivamente riutilizzabile.

Lo studio ha evidenziato come i sedimenti recuperati dal dragaggio di aree portuali, in particolare dal Porto di Ravenna possono essere effettivamente considerati una risorsa preziosa per soluzioni ambientali, per contrastare l'erosione costiera e per il ripristino di alcune zone dell'entroterra.

Considerando tutti gli interventi proposti, ripascimenti sommersi e tombamento e riquilificazione di cave, i risultati mostrano che la quantità totale di sedimento utilizzabile è circa 3.500.000 m<sup>3</sup> (sabbia e silt/argilla).

Il sedimento che non verrà impiegato per interventi, può essere venduto e utilizzato per altre operazioni sul territorio o per l'estrazione di silicio.

In conclusione, un approccio integrato in cui trovi spazio l'utilizzo di varie tecniche di trattamento, oltre alle più tradizionali decontaminazioni, appare permettere una gestione del sedimento in tutte le sue frazioni e un riutilizzo totale in campo ambientale e civile. Per il futuro, un aspetto interessante da analizzare per arricchire ulteriormente l'approccio, è l'integrazione delle caratteristiche morfologiche del sedimento dopo i trattamenti, nelle metodologie di valutazione della compatibilità sedimentaria. Questo studio potrebbe fornire ulteriori parametri necessari per la progettazione di interventi di ripascimento e per garantirne una maggiore performance.



## BIBLIOGRAFIA

---

- A.A.V.V., (2001). Metodologie Analitiche di riferimento. Programma di monitoraggio per il controllo dell'ambiente marino-costiero (triennio 2001-2003). A.M. Cicero & I. Di Girolamo (Eds) Ministero Ambiente e Tutela del Territorio-ICRAM; ([http://www.minambiente.it/Sito/settori\\_azione/sdm/pubblicazioni/mar/sommario.asp](http://www.minambiente.it/Sito/settori_azione/sdm/pubblicazioni/mar/sommario.asp))
- Abdellatif M., (2011) "DC arc smelting of silicon: Is it technically feasible?" (2011) Southern African Pyrometallurgy, pp. 101-116
- Adriaanse LA, Coosen J., (1991). Beach and dune nourishment and environmental aspects Coastal Engzneeririg 16:129-146.
- Algan O., Sari E., Kirci-Elmas E. (2007). The Spatial Distribution of Heavy Metals in surface sediments from the Southern Black Sea Shelf. Rapp. Comm. int. Mer Médit., 38, 2007
- Allen, J.R.L., (1985). Principles of Physical Sedimentology. Chapman & Hall, London, 272 pp.
- Altuhafi F., O Sullivan C., Cavarretta I., (2013). Analysis of an image-based to quantify the size and shape of sand particles. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering. 139-1290-1307.
- Amorosi, A., (2012). Chromium and nickel as indicators of source-to-sink sediment transfer in a Holocene alluvial and coastal system (Po Plain, Italy). Sedimentary Geology, 280, 260-269
- Amorosi A., Centineo M.C., Dinelli E., Lucchini F., Tateo F. (2002). Geochemical and mineralogical variations as indicators of provenance changes in Late Quaternary deposits of SE Po Plain. Sedimentary Geology, Vol. 151, pp. 273-292
- Amorosi A., Milli S. (2001). Late Quaternary depositional architecture of Po and Tevere river deltas (Italy) and worldwide comparison with coeval deltaic successions. Sedimentary Geology, 144, 357.375.
- Amorosi A., Colalongo M.L., Fusco F., Pasini G., Fiorini F. (1999). Glacio-eustatic Control of Continental. Shallow Marine Cyclicity from Late Quaternary Deposits of the Southeastern Po Plain, Northern Italy. Quaternary Research, 52 (1), 1.13.
- Anderson R., Rasor E., Van Ryn F., (1999). Particle size separation via soil washing to obtain volume reduction. Journal of Hazardous Materials 66 \_1999. 89-98.
- Anfuso G., Pranzini E., Vitale G., (2011). An integrated approach to coastal erosion problems in northern Tuscany (Italy): Littoral morphological evolution and cell distribution. Geomorphology 129 (2011) 204-214
- APAT, (2006). Tecniche e metodi di studio dello stato delle coste in ambiente GIS. [http://www.planetek.it/news\\_eventi/rassegna\\_stamp/2006/10/tecniche\\_e\\_metodi\\_di\\_studio\\_dello\\_stato\\_delle\\_coste\\_in\\_ambiente\\_gis#sthash.yH61PPFc.dpuf](http://www.planetek.it/news_eventi/rassegna_stamp/2006/10/tecniche_e_metodi_di_studio_dello_stato_delle_coste_in_ambiente_gis#sthash.yH61PPFc.dpuf). Convegno EuroP.A., Rimini, 15 Giugno 2006.
- ARPA Emilia-Romagna, (2009). Stato del litorale emiliano-romagnolo all'anno 2007. I quaderni di Arpa, Regione Emilia -Romagna, Bologna.
- ARPA Emilia-Romagna, (2004). Caratterizzazione dell'intera area portuale, ARPA. Intera area portuale, dalla Darsena San Vitale al Porto Canale Candiano. Dati non pubblicati

- Aschenbrenner B.C., (1956). A new method of expressing particle sphericity. *J. Sed. Petrol.*, 26, 15-31.
- Assoporti, (2009). Assoporti sollecita i dragaggi. <http://www.trasportoeuropa.it/index.php/home/archivio/14-marittimo/2991?format=pdf>
- Autorità Portuale di Livorno, (2014). Studio di fattibilità della prima fase della piattaforma Europa del Porto di Livorno, Studio sulla gestione dei materiali di dragaggio,
- Autorità Portuale Ravenna, (2012). PIANO OPERATIVO TRIENNALE 2012 - 2014. Approvato con Delibera n. 7 del Comitato Portuale del 15 giugno 2012. [http://www.port.ravenna.it/wp-content/uploads/2012/09/POT-2012-2014\\_def.pdf](http://www.port.ravenna.it/wp-content/uploads/2012/09/POT-2012-2014_def.pdf)
- Autorità Portuale di Ravenna, (2011). ALLEGATO B.06 Sistemazione Materiale da scavo. Ravenna: Autorità Portuale.
- Ballantyne, C.K., (1982). Aggregate clast form characteristics of deposits near the margins of four glaciers in the Jotumheimen Massif, Norway. *Norsk Geogr. Tids.*, 36, 103-113.
- Barret, P. J., (1980). The shape of rocks particles, a critical review. *Sedimentology* 27, 291-303.
- Barth H. G., Flippen R. B., (1995). Particle Size Analysis. *Anal. Chem.* 67 257R-272R.
- Baudet G., Bizi M., Rona J.P., (1993). Estimation of the Average Aspect Ratio of Lamellae-Shaped Particles by Laser Diffractometry. *Particulate Sci. Technol.* 11/73-96.
- Beachmed, (2003). Il progetto BEACHMED: Recupero ambientale e manutenzione dei litorali in erosione, mediante l'impiego dei depositi sabbiosi marini (Convenzione 2002-01-4.3-I-028). 1° QUADERNO TECNICO (FASE A) - Roma, maggio 2004, 2° edizione, pp. 11-72, 156-158.
- Becchi I., Paris E., (1989). Il corso dell'Arno e la sua evoluzione storica. *Acqua Aria* 6, 645-652.
- Benn D.I., Ballantyne C.K., (1993). The description and representation of particle shape. *Earth Surf. Proc. Land.*, 18, 665-672.
- Bianchini G., Natali C., Di Giuseppe D., Beccalova L., (2012). Heavy metals in soils and sedimentary deposits of the Padanian Plain (Ferrara, Northern Italy): characterisation and biomonitoring. *Journal of Soils and Sediments*, Volume 12, Issue 7, pp 1145-1153
- Bianchini G., Laviano R., Lovo S., Vaccaro C. (2002). Chemical - mineralogical characterisation of clay sediments around Ferrara (Italy): a tool for an environmental analysis. *Applied Clay Science*, Vol. 2, pp. 165-176
- Bolam, S.G., Rees, H.L., Murray, L.A., Waldock, R., (2003). Intertidal placement of fine-grained dredged material. *Proceedings of the 28th International Conference of Coastal Engineers*, Cardiff, UK, July 2002. American Society of Coastal Engineers, World Scientific Inc., pp. 3606-3615.
- Boldrin A., Langone L., Miserocchi S., Turchetto M. Acri F., (2005). Po River plume on the Adriatic continental shelf: dispersion and sedimentation of dissolved and suspended matter during different river discharge rates. *Marine Geology*, 222-223, 135-158.

- Bondesan M., (1985). Quadro schematico dell'evoluzione geomorfologica olocenica del territorio costiero compreso fra Adria e Ravenna. In: Atti tav. rot. : Il Delta del Po, Sez. Geol. (Bologna 24 novembre 1982), Acc.Sc.Ist.Bologna: 21-36.
- Bondesan M., Calderoni G., Dal Cin R., (1978). Il litorale delle province di Ferrara e Ravenna (Alto Adriatico): evoluzione morfologica e distribuzione dei sedimenti. Boll. Soc. Geol. It., 97, 247-287.
- Brambati A., Bregant D., Lenardon G. Stolfa D., (1973). Transport and sedimentation in the Adriatic Sea. Mus. Friulano Storia Nat., 20, pp. 1-60
- Blott S. J., Pye K., (2008). Particle shape: a review and new methods of characterization and classification. Sedimentology 55, No. 1, 31{63.
- Brewer E., Ramsland A., (1995). Particle Size by Automated Microscopical Imaging Analysis with Comparison to Laser Diffraction. Pharm. Sci. 84 499-501.
- Brewer R., (1964) Fabric and Mineral Analysis of Soils. Wiley, Chichester, 470 pp.
- Cailleux A., (1945) Distinction des galets marins et fluviatiles. Bull. Soc. Ge' ol. Fr., 15, 375-404.
- Calderoni G., (1982). Regime anemologico del Delta del Po ed alla foce dell'Adige. Annali Univ. Ferrara, n.s. 9, 8:1-6.
- Cappiotti, L., Cammelli, C., Farrell, E., Ferri, S., Aminti, P.L., Pranzini, E., (2003). A case of updrift erosion induced by a harbour breakwater. Medcoast 2003, Ravenna, pp. 1707-1718.
- Cappucci S., Scarcella D., Taramelli A., Maffucci M., Rossi L. & Giaime F. (2009). Sediment Management and ICZM:an Italian Case Study, svolto in collaborazione con alcuni colleghi dell'ISPRA per conto del Ministeri dell'Ambiente e dello Sviluppo Economico.
- Caraivan, Gl. (2010). Sedimentological study of the beach and inner Romanian shelf deposits between Portita and Tuzla, Ex. Ponto Printing house, Constanta, Romania, 171 pp. (in Romanian)
- Carlson-Ekval A.C.E, Morrison G.M., (1995). Contact toxicity of metals in sewage sludge: evaluation of alternatives to sodium chloride in the Microtox® assay. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 14, n. 1, 17-22.
- Catianis I., Ungureanu C., Stanica A., (2012). Preliminary sediments quality assessment of the Midia Port aquatorium - Black Sea - Romania. EGU General Assembly 2012, held 22-27 April, 2012 in Vienna, Austria, p.4898.
- Cavarretta I., (2009). The Influence of Particle Characteristics on the Engineering Behaviour of Granular Materials, Ph.D. Dissertation, Imperial College London, London.
- Cavazza S., (1984). Regionalizzazione geomorfologica del trasporto solido in sospensione dei corsi d'acqua tra il Magra e l'Ombrone. Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, Memorie Serie A 91, 119-132.
- Clift R., (1988). Inertial, Sedimentation, Image Analysis and Electrozone Measurements of Particle Size, in P. J. Lloyd (ed.): Particle Size Analysis 1988. Wiley, Chichester
- Colantoni P., Gallignani P. Lenaz R., (1978). The sediments of the Po river delta and the adjacent continental shelf. XXVI CIESM Congress, Antalya.

- Colin, D., (2003). Valorisation de sediments fins de dragage en technique routiere. PhD thesis of university of Caen, France (Beneficial use of fine dredged sediments in road construction).
- Comune di Ravenna, (2011). Piano Comunale delle Attivita' Estrattive. Ravenna: Comune di Ravenna.
- Constantinescu St., (2005). Analiza geomorfologică a țărmului cu faleză între Capul Midia și Vama Veche pe baza modelelor numerice altitudinale`, Unpublished Ph.D. thesis, Faculty of Geography, University of Bucharest (in Romanian), 220 pp.
- Corey A.T., (1949). Influence of Shape on Fall Velocity of Sand Grains. Unpublished MSc Thesis, Colorado A&M College, 102 pp.
- CRSA, (2012). Sediment characterisation analysis report before the treatment in LIFE+ Environment Policy and Governance 2009 Project LIFE09 ENV/IT/000158
- Curzi P.V., Dinelli E., Lucchi M.R., Vaiani S.C., (2006). Palaeoenvironmental control on sediment composition and provenance in the late Quaternary deltaic successions: A case study from the Po delta area (Northern Italy). *Geological Journal* 41: 591-612.
- Danovaro R. (2001). "Recupero ambientale" tecnologie, bioremediation e biotecnologie, UTET, Torino.
- Davies J. A., Collins I. L., (1988). Comparison of the Size Distribution of Boron Powders as Measured by Malvern Diffractometer and Coulter Counter. *Part. Part. Syst. Character.* 5 116-121.
- Dean W.E., (1974). Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods, *Journal of Sedimentary Petrology* no. 44.
- De Vivo (1996). *Elementi e metodi di geochimica ambientale*. Liguori Editore, pag.508.
- Dermont G., Bergeron M., Mercier G., Richer-Lafleche M., (2008). Soil washing for metal removal: A review of physical/chemical technologies and field applications. *Journal of Hazardous Materials* 152 (2008) 1-31
- Detzner H.-D., (1999). Dredged Material - Raw Material for the Construction Industries, in *Proceedings of CATS 4 - Characterisation and treatment of sediments*, Antwerp, Belgium, pp. 459- 466
- Detzner H.-D., (1995). The Hamburg Project METHA: large-scale separation, dewatering and reuse of polluted sediments. *European Water Pollution Control* 5 (5) 1995: p. 38-42.
- Detzner H.-D., (1993). New Technologies for the Treatment and Utilization Possibilities of Dredged Material, in *Proceedings of CATS 2 - Characterisation and treatment of sediments*, Antwerp, Belgium, pp. 1- 4.
- Dughetti, Tanelli, (2013). Preliminary report on arsenic and heavy metals contents in soils and stream bed sediments of Cornia, Bruna and Alma coastal plains (Southern Tuscany). E3S Web of Conferences DOI: 10.1051/ C Owned by the authors, published by EDP Sciences, 2013/201301350051e3sconf35005 (2013)
- Efzler F. M., Sanderson M. S., (1995). Particle Size Analysis: a Comparative Study of Various Methods. *Part. Part. Syst. Character.* 12 217-224.

- Endoh S., (2006). Particle shape characterization. In K. H. H. Masuda and H. Yoshida (Eds.), *Powder Technology Handbook*, 33-48. Boca Raton: Third Edition. Taylor and Francis.
- Enger, (1975). Reduction of silicon dioxide by means of carbon in electric furnace, U.S. Patent 3887359.
- Environment Research Center, (2003). LIFE02 ENV/B/000341, Development of an integrated approach for the removal of tributyltin (TBT) from waterways and harbors: Prevention, treatment and reuse of TBT contaminated sediments. Hekkestraat 51, Hofstade-Aalst B-9308, Belgium.
- Fabbri, D., Lombardo, M., Trombini, C., Vassura, I., Zavoli, E., Horvat, M. (2001). Mercury contamination of a coastal lagoon (Pialassa Baiona, Ravenna, Italy). *RMZ - Materials and Geoenvironment* 48 (1): 186-192.
- Falk, W., (1957). Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27:3-26.
- Farabegoli E., Onorevoli G., Ruffino C., Costantini B., (1998). Quadro stratigrafico e geomorfologico. Struttura del sottosuolo della Pianura Padana meridionale (Provincia di Ravenna - Italia). AGIP, Geodinamica e Ambiente.
- Feda J., (1982). *Mechanics of Particulate Materials - The Principles*. Prague: Academia.
- Francingues N.R. McLellan T.N., Hopman R.J. Vann R.G., Woodward, T.D. (2000). Innovations in dredging technology: equipment, operations and management, DOER Technical Notes Collection (ERDC TN-DOER-T1), U.S. Army Research and Development Center.
- Galofre, J., (2000). 'Distribucirn Granulomrtrica en Playas Regeneradas. Dependencia del Clima Marltimo. Evoluci6n Temporal y Espacial'. Tesis Doctoral. Universidad de Cantabria.
- Gardner K., Dalton J.L., Seager T.P., Weimer M.L., Spear C.M., Magee B. J., (2004). Properties of Portland cement made from contaminated sediments, *Res.Cons.Rec.*, Volume: 41, pp. 227-241
- Giosan, L., Bokuniewicz, H., Panin, N., Postolache, I. (1999). Longshore Sediment Transport Pattern along the Romanian Danube Delta Coast, *Journal of Coastal Research* 15, 4, 859-871.
- Griffiths R.A., (1995). Soil-washing technology and practice. *Journal of Hazardous Materials* 40 (1995) 175-189
- Haney R., Kouloheras L., Malkoski V., Mahala J., Unger Y, (2007). Beach Nourishment. MassDEP's Guide to Best Management Practices for Projects in Massachusetts. <http://www.mass.gov/eea/docs/dep/water/resources/a-thru-m/bchbod.pdf>
- Hockey B., (1970). An improved coordinate system for particle shape representation. *J. Sed. Petrol.*, 40, 1054- 1056.
- Hostomsky J., (1986). Size analysis of Non-spherical Particles: a Correlation Between the Results of Photosedimentation Technique and Microscopy. *Powder Technol.* 49 /45-51.
- Howard J.L., (1992). An evaluation of shape indices as palaeoenvironmental indicators using quartzite and metavolcanic clasts in Upper Cretaceous to Palaeogene beach, river and submarine fan conglomerates. *Sedimentology*, 39, 471-486.
- ICRAM-APAT, (2007). *Manuale per la Movimentazione dei sedimenti marini*. Ministero dell'ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare; ICRAM, APAT.

- ICRAM, (2001). Metodologie analitiche di riferimento. Programma di monitoraggio per il controllo dell'ambiente marino-costiero (triennio 2001-2003). Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Servizio Difesa Mare.
- ICRAM, (2006). I QUADERNI. Aspetti ambientali del dragaggio di sabbie relitte a fini di ripascimento: proposta di un protocollo di monitoraggio
- Idroser, (1996). Progetto di Piano per la difesa dal mare e la riqualificazione ambientale del litorale della Regione Emilia-Romagna. Rapporto, Bologna.
- IMO, (2000). Guidelines for the assessment of wastes or other matter that may be considered for dumping. (<http://www.londonconvention.org/documents/lc72/GENERIC-renumbered.RTF>)
- Illenberger, W.K., (1992) Pebble shape (and size!) - reply. *J. Sed. Petrol.*, 62, 1151-1155.
- IMO, (1997). Specific guidelines for assessment of dredged material. (<http://www.londonconvention.org/documents/guidelines/1%20-%20Dredged%20Material.pdf>)
- ISO, (2006). Representation of results of particle size analysis. Part 1-6. Part 6: Descriptive and quantitative representation of particle shape and morphology. Draft International Standard ISO/DIS 9276, Geneva.
- ISPRA, (2011a). Legal and administrative framework, action 2, LIFE SEDI.PORT. (LIFE/ENV/IT/09/000158)
- ISPRA, (2011b). A.2.3: Progettazione del dragaggio dei sedimenti e del piano di campionamento per i quattro porti selezionati. LIFE Coast-Best (<http://www.coast-best.eu/>)
- James W. R., (1974). "Beach Fill Stability and Barrow Material Texture", 14 th International Conference on Coastal Engineering, Chapter 78, pp. 1334 - 1347.
- Janke, N.C., (1966). Effect of shape upon the settling velocity of regular convex geometric particles. *J. Sed. Petrol.*, 36, 370-376.
- Janoo V.C., (1998). Quantification of Shape, Angularity and Surface Texture of Base Course Materials. US Army Corps of Engineers Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Hanover, NH, Special Report 98-1, 22 pp.
- Jimbo G., Tsubaki J., Yamamoto H., (1991). Comparisons of the Measured Results of Particle Size by Several Kinds of Measuring Instruments. Proc. Particle Size Analysis Conference, Loughborough, UK.
- JICA/ECOH report - Japan International Cooperation Agency and Ministry of Environment and Water Management, Romania, (2006). `The Study of Protection and Rehabilitation of the southern Romanian Black Sea Shore in Romania`, 1, 129 pp. [http://www.mmediu.ro/gospodarirea\\_apelor/zona\\_costiera/proiect\\_jica.htm](http://www.mmediu.ro/gospodarirea_apelor/zona_costiera/proiect_jica.htm)
- Krumbein W.C., James W.R., (1965). A log-normal size distribution model for estimating stability of beach fill material. Tech. Memo., 16, Coastal Research Centre, US Army Corps of Engineers.
- Krumbein, W.C., (1941). Measurement and geological significance of shape and roundness of sedimentary particles. *J. Sed. Petrol.*, 11, 64-72.

- Krumbein, W.C., Pettijohn, F.J., (1938a). *Manual of Sedimentary Petrography*. D. Appleton-Century Company, Inc., New York, 549 pp.
- Krumbein, W.C., (1938b). Size Frequency Distribution of Sediments and the Normal Phi Curve. *Journal of Sedimentary Petrology*, Vol. 18, pp.84-90.
- Kuroki, K., Goda Y., Panin, N., Stanica, A., Diaconeasa, D., Babu, Gh., (2007). `Beach erosion and its countermeasures along the Southern Romanian Black Sea shore`, "Coastal Engineering 2006" (Proceedings of the 30th International Conference, San Diego, California, USA, 3.8 September 2006), 4, 3788-3799.
- Lachance G.R., Claisse F., (1995). "Quantitative X-Ray Fluorescence Analysis - Theory and Applications," John Wiley & Sons.
- Laterzi V., (2008). *Analisi Geochimica Dei Sedimenti Dello Shoreface Superiore Finalizzata Alla Valutazione Della Presenza Di Metalli Pesanti Nella Zona Compresa Tra Livorno E Il Fiume Serchio*. Tesi Li Laurea Specialistica. Unipi
- Lees, G., (1964a). A new method for determining the angularity of particles. *Sedimentology*, 3, 2-21.
- Lees, G., (1964b). The measurement of particle shape and its influence in engineering materials. *J. British Granite Whinstone Federation*, 4, 1-22.
- Luttig G., (1956). Eine neue, einfache geröll morphometrische methode. *Eiszeit. Gegen.*, 7, 13-20.
- Martinelli, L., Zanuttig B., Corbau C., (2010). Assessment of coastal flooding hazard along the Emilia Romagna littoral, IT, *Coast. Eng.*
- Matser E., Beekman M., (2000). Dredged material - solved in one generation? Dredged Material in the Port of Rotterdam - Interface between Rhine Catchment Area and North Sea -, WORKSHOP REPORT II, Marine Safety Institute, Rotterdam, The Netherlands 17-19 April 2000
- Meriggi R., Del Fabbro M., (2005). Caratteristiche geotecniche di limi argillosi lagunari trattati con ultrasuoni. Incontro Annuale dei Ricercatori di Geotecnica, Sessione "Geotecnica sperimentale e modelli costitutivi". Ancona, 29 giugno -1 luglio 2005.
- Mclaughlin D.F., Dighe S.V., Keairns D.L., Ulerich N.H., (1999). Decontamination and beneficial reuse of dredged estuarine sediment: the Westinghouse plasma vitrification process. Presented at 19th Western Dredging Association Annual Meeting, Louisville, KY
- Michael P. Weinstein, Lee L. Weishar, (2002). Beneficial use of dredged material to enhance the restoration trajectories of formerly diked lands. *Ecological Engineering* 19 (2002) 187\_/201
- Ministero dell'Ambiente (n.5205 del 15 luglio 2005). "Indicazioni per l'operatività nel settore edile, stradale e ambientale, ai sensi del Decreto Ministeriale 8 maggio 2003, n. 203
- Molinari A., Ayora C., Marcaccio M., Guadagnini L., Sanchez-Vila X., Guadagnini A., (2013). Geochemical modeling of arsenic release from a deep natural solid matrix under alternated redox conditions. *Environ Sci Pollut Res Int.* 2014 Feb;21(3):1628-37. doi: 10.1007/s11356-013-2054-6. Epub 2013 Aug 16.
- Montanari R., Marasmi, C., (2011). Nuovi strumenti per la gestione dei litorali in Emilia Romagna. SICELL - il sistema gestionale delle celle litoranee. Progetto COASTANCE. Emilia Romagna.



- Murphy A.B., (1999). "Plasma destruction of gaseous and liquid wastes", Ann. NY Acad. Sci., (Heat and Mass Transfer Under Plasma Conditions) pp. 106-123
- Muzzi, Rossi, (2003). Il recupero e la riqualificazione ambientale delle cave in Emilia-Romagna. Bologna: Regione Emilia-Romagna.
- Nafhier-Dufour N., (1993). Comparison of Sieving the Laser Diffraction for the Particle Size Measurements of Raw Materials Used in Foodstuff. Powder Technol. 76/ 191-200.
- National Oceanic Atmospheric Administration (NOAA), (2000). State, Territory, and Commonwealth Beach Nourishment Programs: A National Overview, Office of Ocean & Coastal Resource Management Program Series Technical Document No. 00-01, Washington, DC.
- Nelson, D. A., and Pullen, E. J., (1990). Environmental Considerations in Using Beach Nourishment for Dredged Material Placement, pp. 113-128. In: R. L. Lazor and R. Medina (eds.) Beneficial Uses of Dredged Material. Technical Report D-90-3, U.S. Army Engineer Research Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Normative 161/2006 - Standard on surface water quality classification for determination of the ecological status of Water bodies, Annex C - Elements and physical-chemical quality standards in water, and Annex D - Microbiology Quality Elements.
- Novak J.W., Thompson R., (1986). Extending the use of Particle Sizing Instrumentation to Calculate Particle Shape Factors. Powder Technol. 45 / 159-167.
- Oakey R.J., Green M., Carling P.A., Lee M.W.E., Sear D.A., Warburton J., (2005). Grain-shape analysis - a new method for determining representative particle shapes for populations of natural grains. J. Sed. Res., 75, 1065-1073.
- Panin, N., (1999). "Global changes, sea level rise and the Danube Delta: risks and responses", Geo.Eco.Marina. 4, 19-29.
- Panin, N., (1998). "Danube Delta: Geology, Sedimentology, Evolution", Association des sedimentologistes Francais, Paris, 65pp.
- Panin, N., (1996). "Impact of global changes on geo.environmental and coastal zone state of the Black Sea", Geo-Eco-Marina, 1, 7-23.
- Piou S., Agne P.B., Laboudigue S., Ferard J. F., Masfarau J.F., (2009). Changes in the geochemistry and ecotoxicity of a Zn and Cd contaminated dredged sediment over time after land disposals, Environmental Research 109 (2009) 712-720
- Pellegrini D., Onorati F., VIRNO Lamberti C., Merico G., Gabellini M., Ausili A., (2002). Aspetti tecnico-scientifici per la salvaguardia ambientale nelle attività di movimentazione dei fondali marini. Dragaggi Portuali. Quaderno ICRAM N° 1: 201 pp.
- Perini L., Calabrese L., Deserti M., Valentini A., Ciavola P., Armaroli C., (2011). Le mareggiate e gli impatti sulle coste dell'Emilia-Romagna. [http://www.arpa.emr.it/cms3/documenti/\\_cerca\\_doc/quaderni\\_arpa/atlantemareggiatecompletoweb.pdf](http://www.arpa.emr.it/cms3/documenti/_cerca_doc/quaderni_arpa/atlantemareggiatecompletoweb.pdf).
- Permanent International Association of Navigation (PIANC), (1997). "Manutenzione e trattamento dei materiali di dragaggio contaminati". Volume 1, Suppl. al Bollettino n. 93.Brussels, Belgium.

- Poviani F., Piovani L., (2008). Stato dell'arte della tecnologia del soil-washing. Convegno sul tema: Tecnologie di Bonifica Acque e Suoli, Ferrara, 25 Settembre 2008
- Pranzini, E., (2001). Updrift river mouth migration on cusped deltas: two examples from the coast of Tuscany (Italy). *Geomorphology* 1-2, 125-132.
- Pranzini E., (1999). Un indice di stabilità (Is) per la stima dell'idoneità dei materiali all'alimentazione artificiale delle spiagge. *Studi Costieri*, 1: 75-83.
- Preti M., Aguzzi M., De Nigris N., Morelli M., (2011). *Annuario dei dati 2011, Capitolo 9, Erosione Costiera.* Arpa Emilia-Romagna. [http://www.arpa.emr.it/cms3/documenti/\\_cerca\\_doc/stato\\_ambiente/annuario2011/cap\\_09c\\_11.pdf](http://www.arpa.emr.it/cms3/documenti/_cerca_doc/stato_ambiente/annuario2011/cap_09c_11.pdf)
- Preti M., (2002). Ripascimento di spiagge con sabbie sottomarine in Emilia-Romagna. *Studi costieri*, 5: 107-134.
- Regione Emilia Romagna, (2012). Strategie di gestione, trattamento e riutilizzo di sedimenti litoranei e materiale di dragaggio in Emilia-Romagna. Management, treatment and reuse of coastal sediments and dredged materials in Emilia-Romagna. Port sediments are a resource Workshop, Livorno, Fortezza Vecchia, 31 Maggio 2012.
- Regione Emilia-Romagna, (2011). Strategie e strumenti di gestione della costa in Emilia-Romagna. Servizio Difesa del Suolo, della Costa e Bonifica.
- Regione Emilia Romagna, (2004). Progetto GIZC Gestione Integrata Zone Costiere Scheda 1. Sistema costiero, fattori di rischio e strategie di difesa, pp. Xx
- Regione Liguria, (2001). Criteri generali da osservarsi nella progettazione degli interventi stagionali di ripascimento degli arenili.
- Riddell J.F., Fleming G., Smith P.G., (1989). The use of dredged material as a topsoil; *Terra et Aqua*, No. 39, p. 11-19.
- Rodella I., Simeoni U., Corbau C., Utizi K., (2012). Dredged Sediment Reuse Plan In Ravenna Territory (Emilia-Romagna, Italy). *Atti del Convegno Sedi.Port.Sil Costanta (Romania)*, 09-10 Maggio 2012: 11 pp.
- Seader, Henley J.D., Ernest J., (2001). *Separation Process Principles*. U.K: John Wiley & Sons inc. pp. 639-641. ISBN978-0-471-46480-8.
- Seville J. P. K., (1984). Comparison of Techniques for Measuring the Size of Fine Non-Spherical Particles. *Part. Part. Syst. Charact.* 1 45-52.
- Siegel, F.R., (2002). *Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals*. Springer, XII, 218 p.
- Simeoni U., Utizi K., Corbau C., Rodella I., Mezzogori D., Tessari U., Soldati M., (2013). Studio del tratto di costa nord di Punta Marina per valutare l'efficacia delle soluzioni difensive sperimentali adottate per la riduzione dei fenomeni erosivi in atto. *Rapporto Tecnico n°3*, Comune di Ravenna, Dicembre 2013: pp. 250.
- Simeoni, (2006). Le spiagge dell'Emilia-Romagna. *Studi Costieri* 10, "Lo stato dei litorali italiani"

- Simeoni U., Tessari U., Gabbianelli G., Schiavi C., (2003). Sea storm risk assessment in the Ravenna littoral (Adriatic Sea, Northern Italy). In: Ozhan E. (Ed), Proceedings of the Sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, 7-11 October 2003, Ravenna, Italy, 1-3, 2223-2234.
- Simeoni U.; Atzeni P.; Bonora N.; Borasio E.; Del Grande C.; Gabbianelli G.; Gonella M.; Tessari U.; Valpreda E.; Zamariolo A., (2002). Integrated management study of Comacchio Coast (Italy). *Journal of Coastal Research*, pp: 686-693.
- Sneed E.D., Folk R.L., (1958). Pebbles in the Lower Colorado River, Texas: a study in particle morphogenesis. *J. Geol.*, 66, 114-150.
- Spiegel, M.R., Stephens, L.J., (2009). *Statistics Schaum's Outline of Statistics*, third ed. McGraw-Hill Co.
- Stanica, A., Dan, S., Jimenez, J., Ungureanu, G., (2011). Dealing with erosion along the Danube Delta coast. The CONSCIENCE experience towards a sustainable coastline management, *Ocean & Coastal Management*, 54, 898-906
- Stefanon A., (1984). Sedimentologia del Mare Adriatico: Rapporti tra erosione e sedimentazione olocenica. *Boll. Ocean. Teor. Ed Appl.*, vol. II, n. 4, pp. 281-324
- Ui Y., (1970). L'inquinamento da mercurio nel mare di Ravenna. *Acque industriali*: 9-12.
- Ulusoy U., Kursun I., (2011). Comparison of different 2D image analysis measurement techniques for the shape of talc particles produced by different media milling. *Minerals Engineering* 24 (2011) 91-97.
- Ungureanu, G., Stanica, A. (2000). Impact of human activities on the evolution of the Romanian Black Sea beaches, *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 5, 111-115.
- U.S. Army Corp of Engineering, (2000). Long-term management strategy for dredged material disposal for naval facilities at Pearl Harbor, Hawaii. Phase II, Evaluation of alternatives / by Paul R. Schroeder ... [et al.]; prepared for U.S. Navy Pacific Division Facilities Engineering Command. 175 p: ill. ; 28 cm. -- (ERDC/EL; SR-00-4)
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA), U.S. Army Corps of Engineers (USACE), San Francisco Bay Conservation and Development Commission, San Francisco Bay Regional Water Quality Control Board, and the California State Water Resources Control Board, (1998). Long-Term Management Strategy (LTMS) for the Placement of Dredged Material in the San Francisco Bay Region. Final PEIS/PEIR.
- U.S. Army Corps of Engineers and the Port of Oakland (USACE/POAK), (1994). Final Supplemental Environmental Impact Report/Environmental Impact Statement. Oakland Harbor Deep-Draft Navigational Improvements. SCH 91073031
- U.S. Army Corp of Engineering, (1984). *Shore Protection Manual*. Washington DC, 20314.
- USACE, (1987). Confined disposal of dredged material. CECW-EH-D Engineer Manual 1110-2-5027
- Van't Hoff J., Papels A.H.M., Van der Meulen P.A., (1999). Sand separation of heavily contaminated (class 4) dredged material; results of a large-scale test programme in Rotterdam, In: De

- Schutter G. (ed.), CATS 4. Characterisation and treatment of sediments. Antwerpen, Belgium, 15-17 September 1999: 169-178
- Van Straaten L.M.J.U., (1965). Sedimentation in the North.Western part of the Adriatic Sea. Colston Papers, 17, pp. 143-162.
- Vassura, I., (1995). Studi sulla speciazione del mercurio in matrici ambientali. Tesi di Laurea in Scienze Ambientali a.a. 1994-1995, Università di Bologna.
- Waldock, R., Paipai, E., Bolam, S.G., (2003). New land from old, beneficial use of dredged material. Dredging and Port Construction. DMG World Media Limited, Southwick, UK, pp. 26-29 (January).
- Wentworth C K, (1922). "A scale of grade and class terms for clastic sediments", J. Geology V. 30, 377-392
- Wentworth, C.K. (1922 b). The shapes of beach pebbles. US Geol. Surv. Prof. Pap., 131-C, 75-3.
- Wijeyesekera D. C., Lim Meng Siang A. J., Shukri Bin Yahaya A., (2013). Advanced Statistical Analysis for Relationships between Particle Morphology (Size and Shape) and Shear (Static and Dynamic) Characteristics of Sands. International Journal of Geosciences, 2013, 4, 27-36
- Wortelboer R. J.M., (2014). Beneficial use of dredged sediments using geotextile tube technology. Proceedings of the South Baltic Conference on Dredged Materials in Dike Construction, Rostock, 10-12 April 2014, ISBN: 978-3-86009-409-9, [www.dredgdikes.eu](http://www.dredgdikes.eu).
- Zagula S.J., Beltinger E.W., (1993). Developing a remediation strategy for contaminated sediments: selecting, removal, treatment, disposal and re-use alternatives, in: Proceedings of the 48th Purdue Industrial Waste Conference, Lewis Publishers, Chelsea, MI, pp. 199-213.
- Zingg T., (1935). Beitrag zur schotteranalyse. Schweiz. Mineral.Petrogr. Mitt., 15, 39-140.

## 10.1 SITOGRAFIA

- Progetto DREDGDIKES (ultimo accesso settembre 2014)

<http://www.dredgdikes.eu/en/dredgdikes-pilot-dike-completed-3732>

- John Kornuc (Naval Facilities Engineering and Expeditionary Warfare Center)

[http://greenfleet.dodlive.mil/files/2011/01/Spr13\\_Dredged\\_Sediments.pdf](http://greenfleet.dodlive.mil/files/2011/01/Spr13_Dredged_Sediments.pdf)

- National Oceanic Atmospheric Administration (NOAA),(ultimo accesso settembre 2014)

<http://seagrant.noaa.gov/News/FeatureStories/TabId/268/ArtMID/715/ArticleID/196/Dredge-material-from-Toledo-Harbor-gains-new-life-in-engineered-soil.aspx>

- DECRETO MINISTERIALE 367/2003

<http://www.ambientediritto.it/Legislazione/ACQUA/2003/D.M.%202003%20n.367.htm>

- D.LGS.3 aprile 2006, n. 152

<http://www.normattiva.it/uri-res/N2Ls?urn:nir:stato:decreto.legislativo:2006-04-03;152>

- Provincia di Ferrara

<http://www.provincia.fe.it/>

- Regione Emilia - Romagna. Cartografia

<https://applicazioni.regione.emilia.romagna.it/cartografia>



## APPENDICE

---

## 11.1 UBICAZIONE DEI CAMPIONI PRELEVATI NELLE CAMPAGNE DI CAMPIONAMENTO

NUMERO	REGIONE	SIGLA	QUOTA (m)	EST (m)	NORD (m)	SISTEMA DI RIFERIMENTO
1	VENETO	V-F1-A	–	703462	4999225	(UTM, WGS 84 FUSO 32 E 33)
2	VENETO	V-F2-A	–	704521	4999220	(UTM, WGS 84 FUSO 32 E 33)
3	VENETO	V-F3-A	–	705299	4998593	(UTM, WGS 84 FUSO 32 E 33)
4	VENETO	V-F4-A	–	269433	5002154	(UTM, WGS 84 FUSO 32 E 33)
5	VENETO	V-F5-A	–	283158	4998715	(UTM, WGS 84 FUSO 32 E 33)
6	VENETO	V-F6-A	–	290161	5003649	(UTM, WGS 84 FUSO 32 E 33)
7	VENETO	V-F1-L	–	317021	5069083	(UTM, WGS 84 FUSO 32 E 33)
8	VENETO	V-F2-L	–	316882	5068817	(UTM, WGS 84 FUSO 32 E 33)
9	VENETO	V-F3-L	–	318471	5067665	(UTM, WGS 84 FUSO 32 E 33)
10	VENETO	V-SE-B	–	300388,02	4970246,73	(UTM, WGS 84 FUSO 32 E 33)
11	VENETO	V-D1	–	289631,38	5000368,95	(UTM, WGS 84 FUSO 32 E 33)
12	VENETO	V-D2	–	289661,78	4999999,63	(UTM, WGS 84 FUSO 32 E 33)
13	VENETO	V-D3	–	289893,88	4998975,21	(UTM, WGS 84 FUSO 32 E 33)
14	VENETO	V-D4	–	290285,8	4997190,98	(UTM, WGS 84 FUSO 32 E 33)
15	EMILIA-ROMAGNA	EMR-P1-RA	-5,5	760724,679	4931987,961	(UTM, ED 50 FUSO 32)
16	EMILIA-ROMAGNA	EMR-P2-RA	-5,5	758894,515	4929080,315	(UTM, ED 50 FUSO 32)
17	EMILIA-ROMAGNA	EMR-P3-RA	-5	757957,619	4926080,969	(UTM, ED 50 FUSO 32)
18	EMILIA-ROMAGNA	EMR-P-PG	-3,5	757411,8685	952286,369	(UTM, ED 50 FUSO 32)
19	EMILIA-ROMAGNA	EMR-P-CER	-3,5	768206,6363	907421,009	(UTM, ED 50 FUSO 32)
20	EMILIA-ROMAGNA	EMR-P-CES	-3	771925,9092	900705,234	(UTM, ED 50 FUSO 32)
21	EMILIA-ROMAGNA	EMR-P-BEL	3,1	777907,4022	893995,908	(UTM, ED 50 FUSO 32)
22	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B01	–	763718,58	923437,84	(UTM, ED 50 FUSO 32)
23	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE01	–	763704,85	923430,47	(UTM, ED 50 FUSO 32)
24	EMILIA-ROMAGNA	EMR-D01	–	763687,48	923422,67	(UTM, ED 50 FUSO 32)
25	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B02	–	762285,79	926974,25	(UTM, ED 50 FUSO 32)
26	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE02	–	762245,36	926963,87	(UTM, ED 50 FUSO 32)
27	EMILIA-ROMAGNA	EMR-D02	–	762208,3	926998,92	(UTM, ED 50 FUSO 32)
28	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B03	–	761840,73	928380,63	(UTM, ED 50 FUSO 32)
29	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE03	–	761778,42	928365,8	(UTM, ED 50 FUSO 32)
30	EMILIA-ROMAGNA	EMR-D03	–	761727,98	928359,86	(UTM, ED 50 FUSO 32)
31	EMILIA-ROMAGNA	EMR - SE04	–	761329,68	930910,36	(UTM, ED 50 FUSO 32)
32	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B04	–	761405,2	930919,8	(UTM, ED 50 FUSO 32)
33	EMILIA-ROMAGNA	EMR-D04	–	761235,27	930905,64	(UTM, ED 50 FUSO 32)
34	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B05	–	761050,39	933202,87	(UTM, ED 50 FUSO 32)
35	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE05	–	761017,9	933196,87	(UTM, ED 50 FUSO 32)
36	EMILIA-ROMAGNA	EMR-D05	–	760938,74	933187,91	(UTM, ED 50 FUSO 32)



37	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B06	_	760722,06	935061,65	(UTM, ED 50 FUSO 32)
38	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE06	_	760690,2	935059,66	(UTM, ED 50 FUSO 32)
39	EMILIA-ROMAGNA	EMR-D06	_	760660,33	935063,64	(UTM, ED 50 FUSO 32)
40	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B07	_	760726,04	935649,11	(UTM, ED 50 FUSO 32)
41	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE07	_	760700,16	935649,11	(UTM, ED 50 FUSO 32)
42	EMILIA-ROMAGNA	EMR-D07	_	760668,29	935647,12	(UTM, ED 50 FUSO 32)
43	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B08	_	760868,16	938313,34	(UTM, ED 50 FUSO 32)
44	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE08	_	760809,74	938313,34	(UTM, ED 50 FUSO 32)
45	EMILIA-ROMAGNA	EMR-D08	_	760746,02	938310,68	(UTM, ED 50 FUSO 32)
46	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B09	_	760910,64	939144,41	(UTM, ED 50 FUSO 32)
47	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE09	_	760862,85	939147,07	(UTM, ED 50 FUSO 32)
48	EMILIA-ROMAGNA	EMR-D09	_	760817,71	939152,38	(UTM, ED 50 FUSO 32)
49	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B02RI	_	789857,39	882584,78	(UTM, ED 50 FUSO 32)
50	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE02RI	_	789923,05	882641,07	(UTM, ED 50 FUSO 32)
51	EMILIA-ROMAGNA	EMR-PD02RI	_	789786,73	882533,5	(UTM, ED 50 FUSO 32)
52	EMILIA-ROMAGNA	EMR-CD02RI	_	789759,83	882514,12	(UTM, ED 50 FUSO 32)
53	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE05RI	_	785708,87	886660,46	(UTM, ED 50 FUSO 32)
54	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B07RI	_	779429,94	892107,33	(UTM, ED 50 FUSO 32)
55	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE07RI	_	779391,17	892074,81	(UTM, ED 50 FUSO 32)
56	EMILIA-ROMAGNA	EMR-PD07RI	_	779359,27	892050,42	(UTM, ED 50 FUSO 32)
57	EMILIA-ROMAGNA	EMR-CD07RI	_	779334,26	892035,41	(UTM, ED 50 FUSO 32)
58	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B08	_	775905,49	896022,81	(UTM, ED 50 FUSO 32)
59	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE08	_	775883,61	896002,79	(UTM, ED 50 FUSO 32)
60	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B11	_	770336,28	902681,87	(UTM, ED 50 FUSO 32)
61	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE11	_	770308,13	902668,74	(UTM, ED 50 FUSO 32)
62	EMILIA-ROMAGNA	EMR-PD11	_	770286,09	902657,01	(UTM, ED 50 FUSO 32)
63	EMILIA-ROMAGNA	EMR-CD11	_	770261,16	902645,68	(UTM, ED 50 FUSO 32)
64	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B11_3	_	770146,79	903014,96	(UTM, ED 50 FUSO 32)
65	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE11_3	_	770106,77	902994,32	(UTM, ED 50 FUSO 32)
66	EMILIA-ROMAGNA	EMR-CD11_3	_	770059,24	902971,18	(UTM, ED 50 FUSO 32)
67	EMILIA-ROMAGNA	EMR-PD11_3	_	770077,38	902979,93	(UTM, ED 50 FUSO 32)
68	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B13	_	767986,47	907731,86	(UTM, ED 50 FUSO 32)
69	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE13	_	767928,1	907716,85	(UTM, ED 50 FUSO 32)
70	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B14	_	767257,01	910232,92	(UTM, ED 50 FUSO 32)
71	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE14	_	767238,72	910229,17	(UTM, ED 50 FUSO 32)
72	EMILIA-ROMAGNA	EMR-PD14	_	767213,24	910223,45	(UTM, ED 50 FUSO 32)
73	EMILIA-ROMAGNA	EMR-CD14	_	767172,1	910215,66	(UTM, ED 50 FUSO 32)
74	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B17	_	766196,35	914260,61	(UTM, ED 50 FUSO 32)
75	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE17	_	766161,89	914243,93	(UTM, ED 50 FUSO 32)
76	EMILIA-ROMAGNA	EMR-PD17	_	766122,97	914222,81	(UTM, ED 50 FUSO 32)
77	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B19	_	764900,88	918295,05	(UTM, ED 50 FUSO 32)
78	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE19	_	764877,66	918292,59	(UTM, ED 50 FUSO 32)
79	EMILIA-ROMAGNA	EMR-PD19	_	764857,96	918289,77	(UTM, ED 50 FUSO 32)
80	EMILIA-ROMAGNA	EMR-CD19	_	764826,16	918284,84	(UTM, ED 50 FUSO 32)

81	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B20	-	764185,66	921974,37	(UTM, ED 50 FUSO 32)
82	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE20	-	764160,65	921972,7	(UTM, ED 50 FUSO 32)
83	EMILIA-ROMAGNA	EMR-PD20	-	764129,8	921969,36	(UTM, ED 50 FUSO 32)
84	EMILIA-ROMAGNA	EMR-CD20	-	764086,44	921964,36	(UTM, ED 50 FUSO 32)
85	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B21	-	763071,06	924827,08	(UTM, ED 50 FUSO 32)
86	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE21	-	763054,17	924819,57	(UTM, ED 50 FUSO 32)
87	EMILIA-ROMAGNA	EMR-PD21	-	763038,54	924812,69	(UTM, ED 50 FUSO 32)
88	EMILIA-ROMAGNA	EMR-CD21	-	763021,68	924803,19	(UTM, ED 50 FUSO 32)
89	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B22	-	761454,78	930633,11	(UTM, ED 50 FUSO 32)
90	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE22	-	761328,29	930623,74	(UTM, ED 50 FUSO 32)
91	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B23	-	761175,22	932900,32	(UTM, ED 50 FUSO 32)
92	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE23	-	761129,27	932891,42	(UTM, ED 50 FUSO 32)
93	EMILIA-ROMAGNA	EMR-PD23	-	761086,28	932882,53	(UTM, ED 50 FUSO 32)
94	EMILIA-ROMAGNA	EMR-CD23	-	761004,76	932866,22	(UTM, ED 50 FUSO 32)
95	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B25	-	760690,15	936112,81	(UTM, ED 50 FUSO 32)
96	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE25	-	760678,9	936114,35	(UTM, ED 50 FUSO 32)
97	EMILIA-ROMAGNA	EMR-PD25	-	760666,39	936115,18	(UTM, ED 50 FUSO 32)
98	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B26	-	760777,1	938170,58	(UTM, ED 50 FUSO 32)
99	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE26	-	760758,2	938180,58	(UTM, ED 50 FUSO 32)
100	EMILIA-ROMAGNA	EMR-B27	-	760802,42	939449,76	(UTM, ED 50 FUSO 32)
101	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE27	-	760790,53	939446,64	(UTM, ED 50 FUSO 32)
102	EMILIA-ROMAGNA	EMR-PD27	-	760777,4	939441,64	(UTM, ED 50 FUSO 32)
103	EMILIA-ROMAGNA	EMR-CD27	-	760761,14	939436,63	(UTM, ED 50 FUSO 32)
104	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE28	0,5	758649,3	948385,9	(UTM, ED 50 FUSO 32)
105	EMILIA-ROMAGNA	EMR-D28	1	758610,8	948362,8	(UTM, ED 50 FUSO 32)
106	EMILIA-ROMAGNA	EMR-D29	1,5	757472,4	952182,4	(UTM, ED 50 FUSO 32)
107	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE29	0,5	757705,9	952239,7	(UTM, ED 50 FUSO 32)
108	EMILIA-ROMAGNA	EMR-D30	2	758830,9	966347,3	(UTM, ED 50 FUSO 32)
109	EMILIA-ROMAGNA	EMR-CD1-C	1	760887,9	938805,4	(UTM, ED 50 FUSO 32)
110	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE3-C	1	760861,5	938673,7	(UTM, ED 50 FUSO 32)
111	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE2-C	0	760931,8	938663,6	(UTM, ED 50 FUSO 32)
112	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE1-C	0	760921,1	938999,6	(UTM, ED 50 FUSO 32)
113	EMILIA-ROMAGNA	EMR-CD2-C	1,5	760819,7	939211,2	(UTM, ED 50 FUSO 32)
114	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE4-C	0	760953,7	938706,6	(UTM, ED 50 FUSO 32)
115	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SS4-C	-0,5	760987,5	938701	(UTM, ED 50 FUSO 32)
116	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SS5-C	-0,25	761023,9	938694,7	(UTM, ED 50 FUSO 32)
117	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE6-C	0	760913,6	938591,6	(UTM, ED 50 FUSO 32)
118	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SS6-C	-1	760956,7	938579,6	(UTM, ED 50 FUSO 32)
119	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SS7-C	-0,1	760999,1	938566,9	(UTM, ED 50 FUSO 32)
120	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SS8-C	-3,5	761067,9	938683,7	(UTM, ED 50 FUSO 32)
121	EMILIA-ROMAGNA	EMR-PC	-3,5	760811,6	938808,1	(UTM, ED 50 FUSO 32)
122	EMILIA-ROMAGNA	EMR-F1	0	699715,84	978814,83	(UTM, ED 50 FUSO 32)
123	EMILIA-ROMAGNA	EMR-F2	0	704230,2	975453,5	(UTM, ED 50 FUSO 32)
124	EMILIA-ROMAGNA	EMR-F3	0	707864,9	974103,5	(UTM, ED 50 FUSO 32)

125	EMILIA-ROMAGNA	EMR-F4	0	718665	982523	(UTM, ED 50 FUSO 32)
126	EMILIA-ROMAGNA	EMR-F5	-29,4	705372	966634,7	(UTM, ED 50 FUSO 32)
127	EMILIA-ROMAGNA	EMR-F6	-6,7	705380,4	966642,6	(UTM, ED 50 FUSO 32)
128	EMILIA-ROMAGNA	EMR-P1	0	695236,23	967534,11	(UTM, ED 50 FUSO 32)
129	EMILIA-ROMAGNA	EMR-P2	0	682259,46	956321,87	(UTM, ED 50 FUSO 32)
130	EMILIA-ROMAGNA	EMR-P3	0	688197,7	961481	(UTM, ED 50 FUSO 32)
131	EMILIA-ROMAGNA	EMR-P4	0	688834,5	962900,7	(UTM, ED 50 FUSO 32)
132	EMILIA-ROMAGNA	EMR-P5	0	689369,2	964660,2	(UTM, ED 50 FUSO 32)
133	EMILIA-ROMAGNA	EMR-P6	0	681651,7	976290,6	(UTM, ED 50 FUSO 32)
134	EMILIA-ROMAGNA	EMR-P7	0	681225,7	976285,2	(UTM, ED 50 FUSO 32)
135	EMILIA-ROMAGNA	EMR-P8	0	681471,1	976015	(UTM, ED 50 FUSO 32)
136	EMILIA-ROMAGNA	EMR-P9	0	669082,3	966552,7	(UTM, ED 50 FUSO 32)
137	EMILIA-ROMAGNA	EMR-P10	0	669660,6	966657,9	(UTM, ED 50 FUSO 32)
138	EMILIA-ROMAGNA	EMR-P11	0	670195,1	967012,7	(UTM, ED 50 FUSO 32)
139	EMILIA-ROMAGNA	EMR-P12	0	668929	967372	(UTM, ED 50 FUSO 32)
140	EMILIA-ROMAGNA	EMR-D31	1,2	761927,1	927799,6	(UTM, ED 50 FUSO 32)
141	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE32	0	766774,8	912319,2	(UTM, ED 50 FUSO 32)
142	EMILIA-ROMAGNA	EMR-SE33	0	767441,6	909391,5	(UTM, ED 50 FUSO 32)
143	EMILIA-ROMAGNA	EMR-D34	1,5	749813,27	976815,62	(UTM, ED 50 FUSO 32)
144	EMILIA-ROMAGNA	EMR-D35	1,7	749771,68	976321,12	(UTM, ED 50 FUSO 32)
145	EMILIA-ROMAGNA	EMR-D36	2,2	750000,27	976619,87	(UTM, ED 50 FUSO 32)
146	EMILIA-ROMAGNA	EMR-C01-MO	-4	760852,5	924302,3	(UTM, ED 50 FUSO 32)
147	EMILIA-ROMAGNA	EMR-C02-MO	-6	760920,5	924154,3	(UTM, ED 50 FUSO 32)
148	EMILIA-ROMAGNA	EMR-C03-MO	-5	760984,4	923978,4	(UTM, ED 50 FUSO 32)
149	EMILIA-ROMAGNA	EMR-C04-MO	-5	760855,9	923832,3	(UTM, ED 50 FUSO 32)
150	EMILIA-ROMAGNA	EMR-C05-MO	-4	761114,7	924241,4	(UTM, ED 50 FUSO 32)
151	EMILIA-ROMAGNA	EMR-C06-MO	-4	761014,9	924413,7	(UTM, ED 50 FUSO 32)
152	EMILIA-ROMAGNA	EMR-C05-BO	-8	764146,5	914087,9	(UTM, ED 50 FUSO 32)
153	EMILIA-ROMAGNA	EMR-C06-BO	-6	764113,9	914105,5	(UTM, ED 50 FUSO 32)
154	EMILIA-ROMAGNA	EMR-C07-BO	-11	764046,7	914121,5	(UTM, ED 50 FUSO 32)
155	EMILIA-ROMAGNA	EMR-C04-BO	-10	764021,6	914032,1	(UTM, ED 50 FUSO 32)
156	EMILIA-ROMAGNA	EMR-C09-ST	-4	764146,5	914087,9	(UTM, ED 50 FUSO 32)
157	EMILIA-ROMAGNA	EMR-C13-ST	-7	764113,9	914105,5	(UTM, ED 50 FUSO 32)
158	EMILIA-ROMAGNA	EMR-C19-ST	-6	764046,7	914121,5	(UTM, ED 50 FUSO 32)
159	EMILIA-ROMAGNA	EMR-C05-ST	-4	764021,6	914032,1	(UTM, ED 50 FUSO 32)
160	EMILIA-ROMAGNA	EMR-C15-ST	-7	764032,3	914079,7	(UTM, ED 50 FUSO 32)
161	TOSCANA	T-P1	-13	605328	4825815	(UTM, WGS 84 FUSO 32)
162	TOSCANA	T-P2	-13	605457	4825123	(UTM, WGS 84 FUSO 32)
163	TOSCANA	T-SE1	-	591260	4870355	(UTM, WGS 84 FUSO 32)
164	TOSCANA	T-SE2	-	591206	4870317	(UTM, WGS 84 FUSO 32)
165	TOSCANA	T-SE3	-	591288	4870327	(UTM, WGS 84 FUSO 32)
166	TOSCANA	T-SE4	-	591238	4870283	(UTM, WGS 84 FUSO 32)
167	TOSCANA	T-SE5	-	591331	4870284	(UTM, WGS 84 FUSO 32)
168	TOSCANA	T-SE6	-	591279	4870234	(UTM, WGS 84 FUSO 32)

169	BASILICATA	B-SE1	-	655970,44	4469226,94	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
170	BASILICATA	B-SE2	-	654453,64	4466979,55	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
171	BASILICATA	B-F-B	-	657746,77	4472384,24	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
172	BASILICATA	B-F-C	-	650963,12	4461284,85	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
173	BASILICATA	B-F-A	-	647801,25	4453834,07	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
174	BASILICATA	B-F-S	-	644071	4446047	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
175	BASILICATA	B-F-B	-	654318,29	4466517,33	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
176	BASILICATA	B-SE3	-	655684,39	4468788,11	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
177	BASILICATA	B-SE4	-	656746,08	4470461,21	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
178	BASILICATA	B-SE5	-	656040,75	4469399,71	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
179	BASILICATA	B-SE6	-	655882,21	4469135,85	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
180	BASILICATA	B-SE7	-	657550,37	4471865,76	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
181	BASILICATA	B-SE8	-	655805,68	4468995,3	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
182	BASILICATA	B-SE9	-	655882,95	4469096,15	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
183	BASILICATA	B-SE-10	-	655479,18	4468435,09	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
184	BASILICATA	B-SE11	-	655381,22	4468253,48	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
185	BASILICATA	B-SE12	-	655406,07	4468291,48	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
186	BASILICATA	B-SE13	-	655476,19	4468437,64	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
187	BASILICATA	B-SE14	-	653125,88	4464925,77	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
188	BASILICATA	B-SE15	-	651358,91	4462162,46	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
189	BASILICATA	B-SE16	-	649078,55	4457235,91	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
190	BASILICATA	B-SE17	-	646414,84	4450234,16	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
191	BASILICATA	B-SE18	-	645867,72	4449476,92	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
192	BASILICATA	B-SE19	-	644928,9	4447922,75	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
193	BASILICATA	B-SE20	-	644608,74	4447261,85	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
194	BASILICATA	B-SE21	-	640620,92	4442601,58	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
195	BASILICATA	B-SE22	-	640458,16	4442415,68	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
196	BASILICATA	B-SE23	-	642007,8	4443930,73	(UTM, WGS 84 FUSO 33)
197	ROMANIA	ROU-P14	-5,8	637105,32	4909653,73	(UTM, WGS 84 FUSO 35)
198	ROMANIA	ROU-P15	-4,1	634486,86	4909422,15	(UTM, WGS 84 FUSO 35)
199	ROMANIA	ROU-P16	-1,9	633225,14	4910793,66	(UTM, WGS 84 FUSO 35)
200	ROMANIA	ROU-P20	-10,6	632495,66	4909426,86	(UTM, WGS 84 FUSO 35)
201	ROMANIA	ROU-P21	-11,3	631304,53	4909589,56	(UTM, WGS 84 FUSO 35)
202	ROMANIA	ROU-P22	-6,9	630739,51	4909590,58	(UTM, WGS 84 FUSO 35)
203	ROMANIA	ROU-P23	-7,7	630247,92	4909287,23	(UTM, WGS 84 FUSO 35)
204	ROMANIA	ROU-D1	—	648962	4933207	(UTM, WGS 84 FUSO 35)
205	ROMANIA	ROU-SE2	—	649008	4933183	(UTM, WGS 84 FUSO 35)
206	ROMANIA	ROU-SE3	—	649135	4933129	(UTM, WGS 84 FUSO 35)
207	ROMANIA	ROU-SE4	—	649148	4933123	(UTM, WGS 84 FUSO 35)
208	ROMANIA	ROU-SE5	—	649160	4933118	(UTM, WGS 84 FUSO 35)
209	ROMANIA	ROU-SE6	—	649164	4933114	(UTM, WGS 84 FUSO 35)
210	ROMANIA	ROU-SE7	—	649168	4933111	(UTM, WGS 84 FUSO 35)
211	ROMANIA	ROU-D8	—	643711	4925191	(UTM, WGS 84 FUSO 35)
212	ROMANIA	ROU-SE9	—	643758	4925164	(UTM, WGS 84 FUSO 35)

213	ROMANIA	ROU-SE10	—	643792	4925144	(UTM, WGS 84 FUSO 35)
214	ROMANIA	ROU-SE11	—	643815	4925128	(UTM, WGS 84 FUSO 35)
215	ROMANIA	ROU-SE12	—	643834	4925112	(UTM, WGS 84 FUSO 35)
216	ROMANIA	ROU-SE13	—	643837	4925107	(UTM, WGS 84 FUSO 35)
217	ROMANIA	ROU-SE14	—	643838	4925103	(UTM, WGS 84 FUSO 35)

## 11.2 EMILIA-ROMAGNA

### 11.2.1 Il Porto di Ravenna

#### 11.2.1.1 *Analisi PRE trattamento*

Percentuali tessiturali presenti nei campioni pre trattamento

METODO	Parametro	Unità di misura	EMR-P-ROSSO 1	EMR-P-ROSSO 2	EMR-P-ROSSO 3	EMR-P-GIALLO 1	EMR-P-GIALLO 2	EMR-P-GIALLO 3	EMR-P-VERDE 1	EMR-P-VERDE 2	EMR-P-VERDE 3
D.M. 13/09/1999 SO n° 185 GU n° 248 del 21/10/1999 Met II.6	Ghiaia ( $\Phi > 2000 \mu\text{m}$ )	%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Sabbia grossa ( $2000 \mu\text{m} < \Phi < 200 \mu\text{m}$ )	%	3,24	2,94	2,59	2,14	1,47	1,09	2,44	2,72	3,79
	Sabbia fine ( $200 \mu\text{m} < \Phi < 50 \mu\text{m}$ )	%	50,83	47,05	62,96	24,32	22,00	24,39	37,78	52,68	43,47
	Limo grosso ( $50 \mu\text{m} < \Phi < 20 \mu\text{m}$ )	%	10,05	11,11	6,89	15,99	15,01	16,20	14,16	8,92	10,86
	Limo fine ( $20 \mu\text{m} < \Phi < 2 \mu\text{m}$ )	%	27,27	27,78	17,91	38,37	34,51	38,88	29,89	20,81	24,82
	Argilla ( $\Phi < 2 \mu\text{m}$ )	%	8,61	11,11	9,65	19,18	27,01	19,44	15,73	14,87	17,07

Percentuali delle frazioni sabbiosa e fini rinvenute nelle repliche dei campioni portuali

FRAZIONI	EMR-P-ROSSO 1	EMR-P-ROSSO 2	EMR-P-ROSSO 3	EMR-P-GIALLO 1	EMR-P-GIALLO 2	EMR-P-GIALLO 3	EMR-P-VERDE 1	EMR-P-VERDE 2	EMR-P-VERDE 3
SABBIOSA (%)	54,08	49,99	65,55	26,46	23,47	25,47	40,22	55,40	47,25
FINE (%)	45,92	50,01	34,45	73,54	76,53	74,53	59,78	44,60	52,75

#### Analisi Tessiturali

	Parametri	EMR-P-ROSSO 1	EMR-P-ROSSO 2	EMR-P-ROSSO 3	EMR-P-GIALLO 1	EMR-P-GIALLO 2	EMR-P-GIALLO 3	EMR-P-VERDE 1	EMR-P-VERDE 2	EMR-P-VERDE 3
Folk And Ward ( $\phi$ )	Diametro medio	4,259	4,328	4,189	5,003	5,317	5,032	4,610	4,397	4,582
	Classazione	0,994	1,094	0,983	1,446	1,627	1,449	1,300	1,205	1,347
	Asimmetria	0,709	0,717	0,748	0,435	0,399	0,432	0,651	0,768	0,759
	Curtosi	1,355	1,310	2,141	1,143	0,832	1,145	1,173	1,357	1,180
Descrizione	Diametro medio	Silt molto grossolano	Silt molto grossolano	Silt molto grossolano	Silt grossolano	Silt grossolano	Silt grossolano	Silt molto grossolano	Silt molto grossolano	Silt molto grossolano
	Classazione	Moderatamente classato	Scarsamente classato	Moderatamente classato	Scarsamente classato	Scarsamente classato	Scarsamente classato	Scarsamente classato	Scarsamente classato	Scarsamente classato
	Asimmetria	Very Fine Skewed	Very Fine Skewed	Very Fine Skewed	Very Fine Skewed	Very Fine Skewed	Very Fine Skewed	Very Fine Skewed	Very Fine Skewed	Very Fine Skewed
	Curtosi	Leptocurtica	Leptocurtica	Molto Leptocurtica	Leptocurtica	Platicurtica	Leptocurtica	Leptocurtica	Leptocurtica	Leptocurtica

## Metalli presenti nella frazioni sabbiose e fini dei campioni del porto di Ravenna (prima dei trattamenti)

Parametri	Unità di misura	D.Lgs.152		D.M. 367/2003	CAMPIONI EMR-P ROSSO								
		verde pubblico	uso industriale		tabella 2	EMR-P R1 TAL QUALE	EMR-P R1 SABBIA	EMR-P R1 PELITE	EMR-P R2 TAL QUALE	EMR-P R2 SABBIA	EMR-P R2 PELITE	EMR-P R3 TAL QUALE	EMR-P R3 SABBIA
METALLI						frazione > 63	frazione < 63		frazione > 63	frazione < 63		frazione > 63	frazione < 63
					100,0	53,20	46,80	100,0	49,99	50,01	100,0	65,55	34,45
Alluminio	mg/kgss	-	-	-	6475	3136	10270,6	8140	4140	11023	4197	2011	6865
Arsenico	mg/kgss	20	50	12	18,5	14,5	23,0	32,9	28,0	42	16,5	14,2	17
Cadmio	mg/kgss	2	15	0,3	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Cromo totale	mg/kgss	150	800	50	29	16	44,7	37	21	55	20	14	31
Cromo VI	mg/kgss	2	15	5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Ferro	mg/kgss	-	-	-	11020	5550	17238,0	14110	7251	20877	7876	3324	13365
Manganese	mg/kgss	-	-	-	271	157	401,0	348	221	532	213	101	289
Mercurio	mg/kgss	1	5	0,3	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0	0,2	0,3	0
Nichel	mg/kgss	120	500	30	28	17	41,9	35	23	59	22	16	28
Piombo	mg/kgss	100	1000	30	18	11	27,0	19	12	29	13	8	18
Rame	mg/kgss	120	600	-	25	13	39,4	30	16	48	16	8	25
Stagno	mg/kgss	1	350	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Vanadio	mg/kgss	90	250	-	13	7	20,0	16	11	26	8	4	12
Zinco	mg/kgss	150	1500	-	39	23	58,2	46	33	76	25	19	41



Parametri	Unità di misura	D.Lgs. 152		D.M. 367/2003	CAMPIONI EMR-P GIALLO									
		verde pubblico	uso industriale		tabella 2	EMR-PG1 TAL QUALE	EMR-P G1 SABBIA	EMR-P G1 PELITE	EMR-P G2 TAL QUALE	EMR-P G2 SABBIA	EMR-P G2 PELITE	EMR-P G3 TAL QUALE	EMR-P G3 SABBIA	EMR-P G3 PELITE
						frazione > 63	frazione < 63		frazione > 63	frazione < 63	0,0	frazione > 63	frazione < 63	
					100,0	24,70	75,30	100,0	23,47	76,53	100,0	25,47	74,53	
Alluminio	mg/kgss	-	-	-	9032	5569	10167,9	3647	3211	5009,16	4104	2986	5703,9285	
Arsenico	mg/kgss	20	50	12	9,7	9,7	9,8	8,0	5,3	8,2992	8,5	7,1	9,21	
Cadmio	mg/kgss	2	15	0,3	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,075	0,1	0,1	0,0874	
Cromo totale	mg/kgss	150	800	50	32	22	34,9	15	12	17,56	16	12	21,3	
Cromo VI	mg/kgss	2	15	5	0,2	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	
Ferro	mg/kgss	-	-	-	13920	8644	15650,6	5936	2869	7231	7155	5496	9123	
Manganese	mg/kgss	-	-	-	363	238	403,7	150	111	173,6592	206	201	209	
Mercurio	mg/kgss	1	5	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
Nichel	mg/kgss	120	500	30	28	19	31,5	16	12	18,6576	17	13	25,3075	
Piombo	mg/kgss	100	1000	30	9	6	10,1	4	2	5,1	5	4	6,23	
Rame	mg/kgss	120	600	-	23	14	26,5	7	6	9,3444	10	6	11,9184	
Stagno	mg/kgss	1	350	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
Vanadio	mg/kgss	90	250	-	16	10,8	17,5	8	6	8,736	8	5	9,12	
Zinco	mg/kgss	150	1500	-	51	36	56,5	18	12	19,188	26	20	32,1	

Parametri	Unità di misura	D.Lgs.152		D.M. 367/2003	CAMPIONI EMR-P VERDE								
		verde pubblico	uso industriale		tabella 2	EMR-PV1 TAL QUALE	EMR-P V1 SABBIA	EMR-P V1 PELITE	EMR-PV2 TAL QUALE	EMR-P V2 SABBIA	EMR-P V2 PELITE	EMR-P V3 TAL QUALE	EMR-PV3 SABBIA
						frazione > 63	frazione < 63	0,0	frazione > 63	frazione < 63	0,0	frazione > 63	frazione < 63
					100,0	31,00	69,00	100,0	55,40	44,60	100,0	47,25	52,75
Alluminio	mg/kgss	-	-	-	6862	9227	5799,5	10050	7306,0	13156,0	10170	6658,3	13720,3
Arsenico	mg/kgss	20	50	12	8,6	10,2	7,9	10,7	11,2	10,2	9,1	7,6	11,4
Cadmio	mg/kgss	2	15	0,3	0,1	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2
Cromo totale	mg/kgss	150	800	50	24	31	20,8	35	30,5	42,5	38	34,7	44,2
Cromo VI	mg/kgss	2	15	5	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Ferro	mg/kgss	-	-	-	10430	13190	9190,0	16730	12632,0	20102,3	16040	12023,0	21653,0
Manganese	mg/kgss	-	-	-	297	388	256,5	496	432,0	536,0	470	400,5	530,4
Mercurio	mg/kgss	1	5	0,3	0,4	0,3	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Nichel	mg/kgss	120	500	30	23	30	20,5	32	28,9	43,9	31	27,6	37,6
Piombo	mg/kgss	100	1000	30	7	10	6,4	9	5,4	12,3	9	8,7	9,4
Rame	mg/kgss	120	600	-	14	18	11,6	17	15,5	19,3	17	16,3	19,8
Stagno	mg/kgss	1	350	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Vanadio	mg/kgss	90	250	-	13	16	11,2	18	17,0	21,0	18	15,0	23,7
Zinco	mg/kgss	150	1500	-	38	47	33,2	48	41,9	59,6	47	42,2	58,3



Analisi a fluorescenza: ossidi rinvenuti nelle frazioni sabbiose e fini (dopo il soil washing)

FRAZIONI	CAMPIONI	SiO <sub>2</sub>	TiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	MnO	MgO	CaO	Na <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> O	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	LOI
SABBIA	EMR-P-V	49,65	0,46	10,99	3,92	0,15	3,77	17,06	1,65	2,08	0,11	10,16
	EMR-P-V BIS	49,27	0,47	11,20	3,91	0,15	3,83	17,18	1,64	2,07	0,13	10,16
	EMR-P-G	50,06	0,47	10,86	3,52	0,14	4,01	15,92	1,74	1,90	0,08	11,30
	EMR-P-G BIS	49,68	0,46	10,99	3,56	0,14	4,07	16,03	1,78	1,91	0,07	11,30
	EMR-R-R	52,95	0,47	10,71	3,75	0,13	3,98	14,21	1,84	1,83	0,08	10,03
	EMR-P-R BIS	52,98	0,49	10,81	3,71	0,13	4,00	14,09	1,81	1,84	0,12	10,03
FANGO	EMR-P-V	44,75	0,61	14,02	5,46	0,14	4,10	11,23	1,16	2,25	0,14	16,15
	EMR-P-V BIS	44,36	0,62	14,13	5,54	0,14	4,14	11,36	1,17	2,29	0,10	16,15
	EMR-P-G	45,08	0,63	14,06	5,46	0,13	4,33	11,28	1,25	2,22	0,11	15,45
	EMR-P-G BIS	45,34	0,61	13,89	5,44	0,13	4,3	11,23	1,24	2,23	0,13	15,45
	EMR-R-R	43,54	0,63	13,60	6,03	0,14	4,41	12,63	1,21	2,14	0,16	15,51
	EMR-P-R BIS	43,69	0,63	13,71	5,92	0,14	4,35	12,55	1,20	2,14	0,17	15,51

Metalli presenti nella frazioni sabbiose e fini dei campioni del porto di Ravenna (dopo il soil washing)

CAMPIONI	Frazione sabbiosa			Frazione pelitica		
	EMR-P-R1	EMR-P-R2	EMR-P-R3	EMR-P-R1	EMR-P-R2	EMR-P-R3
Granulometria frazione sabbiosa	85,88	85,00	82,00	15,91	15,00	15,00
Granulometria frazione fine	14,12	15,00	18,00	84,09	85,00	85,00
Metalli	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Alluminio	4913,00	4534,00	5313,00	4781,56	6603,36	3124,00
Arsenico	7,35	8,06	7,85	<0,2	0,17	<0,2
Cadmio	<0,2	<0,2	<0,2	20,78	29,47	13,00
Cromo totale	38,16	38,60	44,80	20,78	29,47	27,63
Ferro	6566,00	6568,00	7317,00	8023,00	11390,50	5345,00
Manganese	312,60	320,80	343,10	186,43	271,47	132,00
Mercurio	0,18	0,41	0,38	0,11	0,29	0,14

Nichel	27,89	27,75	31,42	19,49	27,10	13,55
Piombo	16,57	4,13	4,67	12,54	14,08	7,04
Rame	4,75	4,62	4,85	18,35	23,40	11,70
Vanadio	10,18	9,75	11,23	9,31	12,47	6,24
Zinco	22,10	17,81	22,72	27,04	34,82	15,00
	Frazione sabbiosa			Frazione pelitica		
CAMPIONI	EMR-P-G1	EMR-P-G2	EMR-P-G3	EMR-P-G1	EMR-P-G2	EMR-P-G3
Granulometria frazione grossolana	74,68	82,00	87,00	15,22	20,57	23,68
Granulometria frazione pelitica	25,32	18,00	13,00	84,78	79,35	76,31
Metalli	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Alluminio	5314,00	4991,00	4007,00	3644,44	2696,36	3483,84
Arsenico	8,05	6,18	5,83	3,50	5,94	7,21
Cadmio	<0,2	<0,2	<0,2	0,05	0,05	0,06
Cromo totale	23,45	26,88	29,34	12,52	10,75	13,56
Ferro	8341,00	6462,00	5687,00	5609,57	4388,70	6073,80
Manganese	485,40	357,90	302,10	144,71	111,05	174,45
Mercurio	0,58	0,49	0,34	<0,1	<0,1	<0,1
Nichel	27,05	22,99	23,09	11,28	11,52	14,63
Piombo	5,09	3,62	2,79	3,61	2,88	4,35
Rame	8,42	5,63	3,93	9,51	5,12	8,90
Vanadio	10,77	10,91	8,62	6,27	5,59	6,77
Zinco	38,96	28,21	21,48	20,24	13,32	22,31
	Frazione sabbiosa			Frazione pelitica		
CAMPIONI	EMR-P-V1	EMR-P-V2	EMR-P-V3	EMR-P-V1	EMR-P-V2	EMR-P-V3
Granulometria frazione grossolana	81,35	85,00	80,00	15,22	15,91	7,00
Granulometria frazione pelitica	18,65	15,00	20,00	84,78	84,00	83,00
Metalli	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Alluminio	5797,00	5206,00	8407,00	2914,30	5106,97	4362,93
Arsenico	7,78	7,28	7,28	3,98	5,43	3,91
Cadmio	<0,2	0,06	<0,2	0,05	0,09	0,07
Cromo totale	28,10	29,00	39,69	10,48	17,56	14,86
Ferro	8173,00	6946,00	9765,00	4618,09	8501,45	6881,17
Manganese	422,40	369,60	520,30	128,91	251,99	201,42
Mercurio	0,54	0,63	0,64	0,20	0,16	0,13
Nichel	22,93	23,24	31,37	10,31	16,47	13,38
Piombo	3,98	6,58	6,02	3,22	4,38	3,74
Rame	5,74	3,89	6,01	5,83	8,83	7,46
Vanadio	12,80	11,39	18,85	5,64	9,31	7,82
Zinco	32,28	32,52	43,93	16,69	24,19	20,27

## Metalli sulla frazione sabbiosa dopo il processo di cella di attrizione

Metalli	Unità di misura	D.Lgv 152/06 Tab. 1A Allegato 5 verde pubblico	D.Lgv 152/06 Tab. 1B Allegato 5uso industriale	EMR-P-ROSSO 1	EMR-P-ROSSO 2	EMR-P-ROSSO 3	EMR-P-GIALLO 1	EMR-P-GIALLO 2	EMR-P-GIALLO 3	EMR-P-VERDE 1	EMR-P-VERDE 2	EMR-P-VERDE 3
Alluminio	mg/kgss	-	-	5046,00	4593,00	5271,00	4595,00	4852,00	5992,00	5739,60	5986,90	7310,43
Antimonio	mg/kgss	10,00	30,00	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	0,31	<1
Arsenico	mg/kgss	20,00	50,00	7,16	7,46	7,51	6,57	6,04	6,00	6,38	6,33	5,82
Cadmio	mg/kgss	2,00	15,00	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2!	0,05	<0,2
Cromo totale	mg/kgss	150,00	800,00	43,81	49,28	51,02	27,44	31,61	35,21	24,43	33,35	49,22
Ferro	mg/kgss	-	-	6997,00	6208,00	7111,00	6427,00	6732,00	8151,00	7106,96	6524,00	9365,00
Manganese	mg/kgss	-	-	370,00	341,60	360,20	368,10	408,40	430,20	389,00	321,39	452,43
Mercurio	mg/kgss	1,00	5,00	0,42	0,42	0,50	0,50	0,30	0,30	0,49	0,55	0,53
Nichel	mg/kgss	120,00	500,00	33,17	29,24	32,03	23,90	24,73	30,38	21,00	20,21	27,28
Piombo	mg/kgss	100,00	1000	4,84	3,00	3,53	2,71	4,01	3,99	3,58	5,73	5,90
Rame	mg/kgss	120,00	600,00	4,15	2,84	3,72	4,54	5,07	5,75	5,26	3,38	5,23
Vanadio	mg/kgss	90,00	250,00	11,18	9,80	11,42	10,12	10,69	13,87	11,99	9,57	16,11
Zinco	mg/kgss	150,00	1500	22,67	21,71	21,08	27,49	28,43	31,28	35,51	32,52	30,51

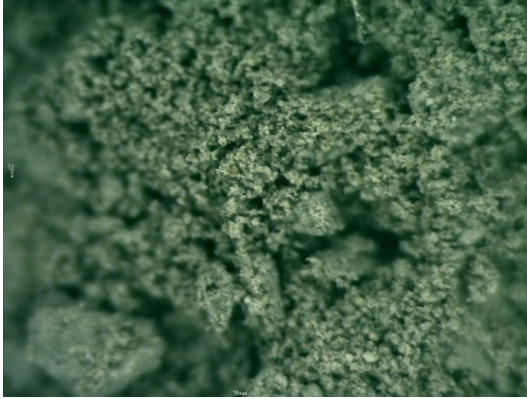
### 11.2.1.3 Analisi dopo il trattamento di torcia al plasma

Analisi a fluorescenza a raggi x dei sedimenti trattati con torcia al plasma

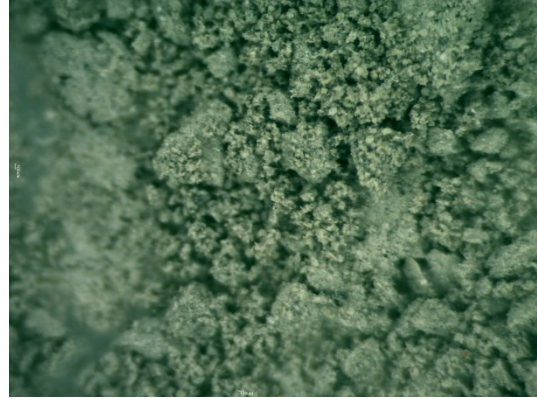
DESCRIZIONE	CAMPIONI	SiO <sub>2</sub> %	TiO <sub>2</sub> %	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> %	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> %	MnO%	MgO%	CaO%	Na <sub>2</sub> O%	K <sub>2</sub> O%	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> %	LOI
20g sedimento G TQ+ 5g carbonio	EMR-P-GIALLO 1 TQ (CARBORIDUZIONE)	52,71	0,82	16,54	5,66	0,16	4,23	15,87	2,08	1,87	0,07	10,20
30g sedimento G TQ + 7,5g carbonio	EMR-P-GIALLO 1 TQ (CARBORIDUZIONE)	52,67	0,85	15,4	5,81	0,18	4,88	15,47	2,25	2,37	0,12	13,40
20g sedimento R TQ + 5g carbonio	EMR-P-ROSSO 1 TQ (CARBORIDUZIONE)	54,88	0,81	14,31	4,55	0,15	3,74	17,62	2,07	1,76	0,11	9,60
20g sedimento R TQ + 5g carbonio + posizione 92 mm	EMR-P-ROSSO 1 TQ (CARBORIDUZIONE)	42,14	1,12	20,72	6,29	0,12	3,01	24,69	1,02	0,84	0,04	7,19
DOPO SOIL WASHING	EMR-P-ROSSO 1 SABBIA PRE TREATMENT	52,98	0,49	10,81	3,71	0,13	4	14,09	1,81	1,84	0,12	
40g sabbia R	EMR-P-ROSSO 1 SABBIA (CARBORIDUZIONE)	66,64	0,52	9,98	3,36	0,13	3,26	12,55	1,82	1,66	0,08	0,81
40g sabbia R	EMR-P-ROSSO 1 SABBIA (CARBORIDUZIONE)	65,44	0,53	10,63	3,39	0,14	3,31	12,71	2	1,8	0,04	0,20
DOPO SOIL WASHING	EMR-P-ROSSO 1 LIMO PRE TREATMENT	43,69	0,63	13,71	5,92	0,14	4,35	12,55	1,2	2,14	0,17	
40g pelite G + 4,8g carbonio	EMR-P-GIALLO 1 LIMO (CARBORIDUZIONE)	53,53	0,83	15,78	6,04	0,17	5,13	14,39	1,5	2,49	0,14	5,10
40g pelite R + 3,5g carbonio	EMR-P-ROSSO 1 LIMO (CARBORIDUZIONE)	53,91	0,84	15,34	4,89	0,16	5,23	16,09	1,34	2,09	0,11	1,91
40g sedimento G TQ	VETRIFICAZIONE	53,8	0,63	13,08	5,06	0,16	4,57	11,33	7,89	3,38	0,11	0,54
40g pelite R	VETRIFICAZIONE	55,45	0,79	15,04	5,1	0,16	5,11	15	1,26	1,98	0,1	10,37

### 11.2.2 Osservazione a microscopio ottico dei campioni prima e dopo il trattamento termico

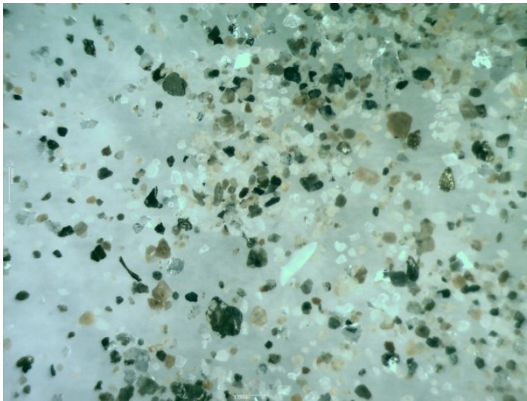
Campione di sabbia sciolta ed in vetrino della categoria EMR-P-ROSSO (PRIMA DEL TRATTAMENTO)



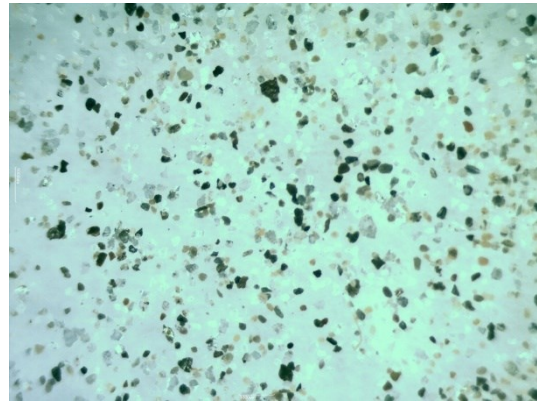
1. Sabbia cat. ROSSO



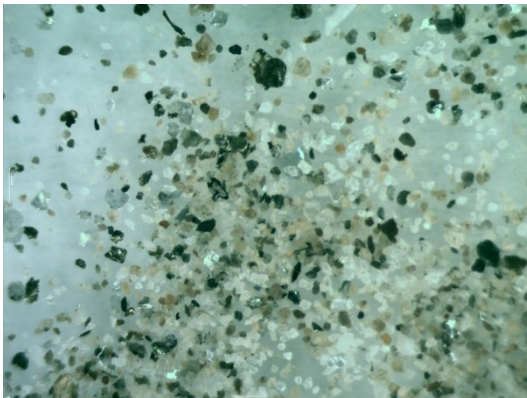
2. Sabbia cat. ROSSO



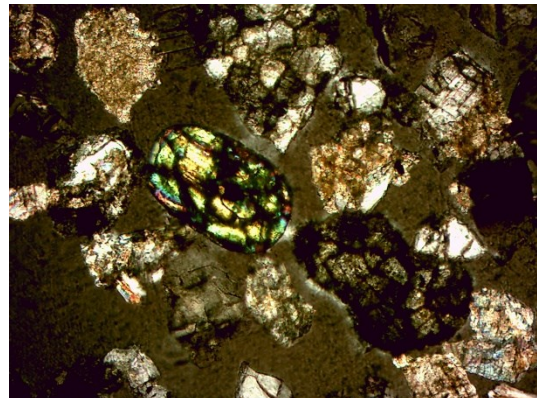
3. Sabbia cat. ROSSO



4. Sabbia cat. ROSSO

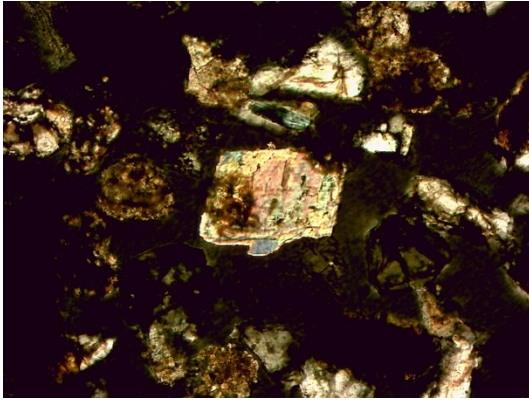


5. Sabbia cat. ROSSO

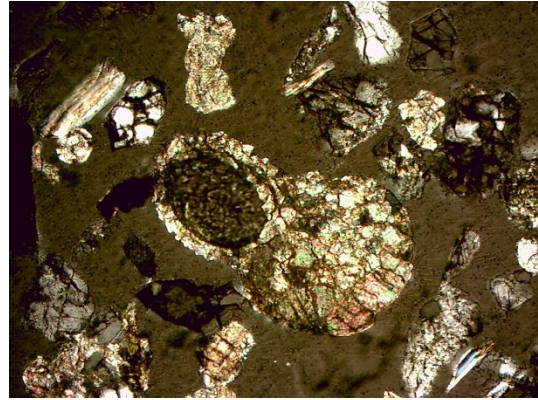


Sabbia cat. ROSSO 20x





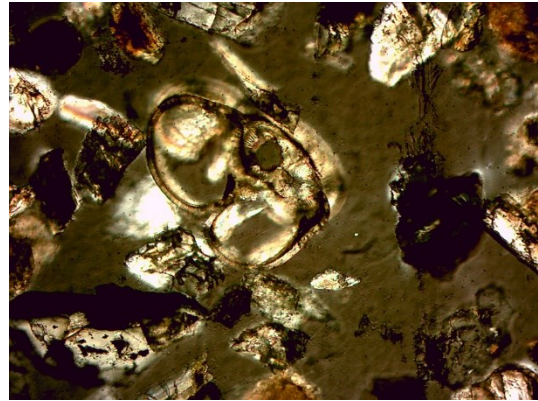
1. Sabbia cat. ROSSO 20x



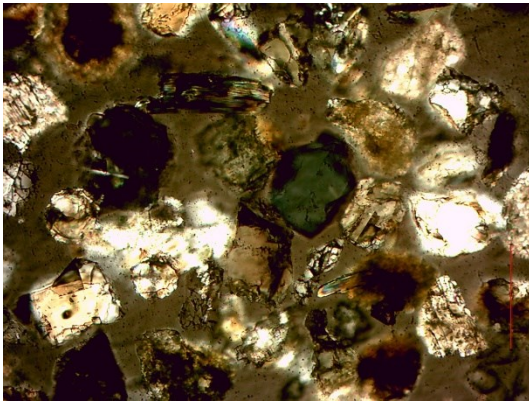
2. Sabbia cat. ROSSO 20x



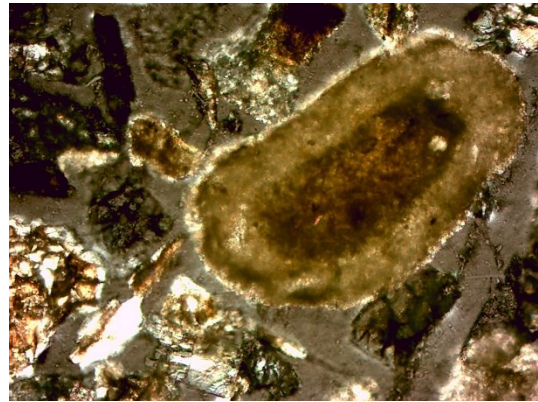
3. Sabbia cat. ROSSO 20x  
5.



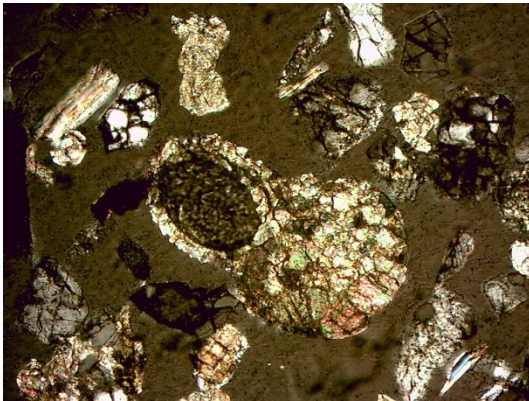
4. Sabbia cat. ROSSO 20x  
6.



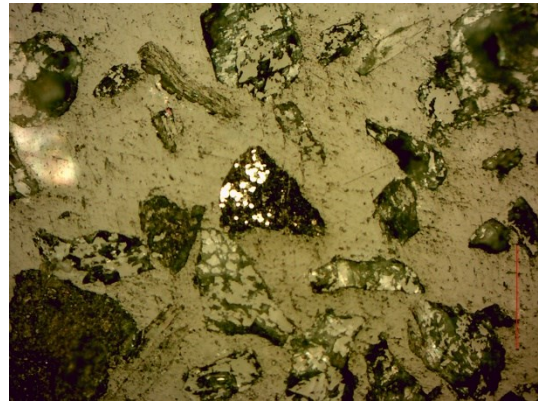
1. Sabbia cat. ROSSO 20x



2. Sabbia cat. ROSSO 20x



3. Sabbia cat. ROSSO 20x

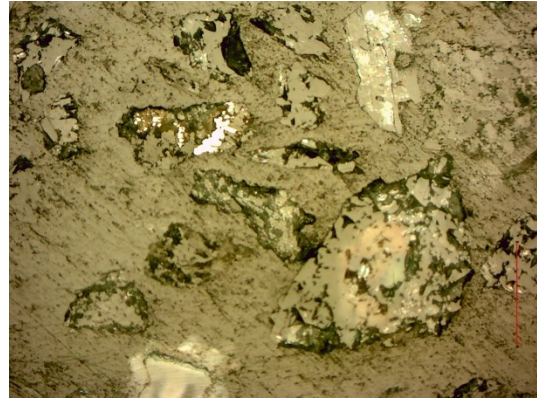


1. Sabbia cat. ROSSO 20x

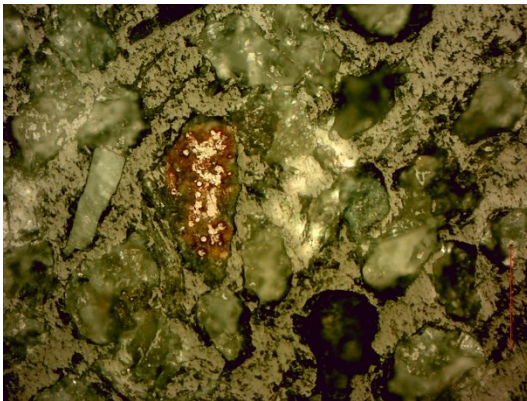




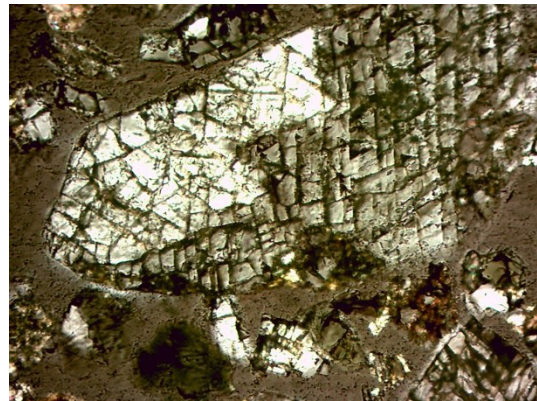
2. Sabbia cat.ROSSO 20x



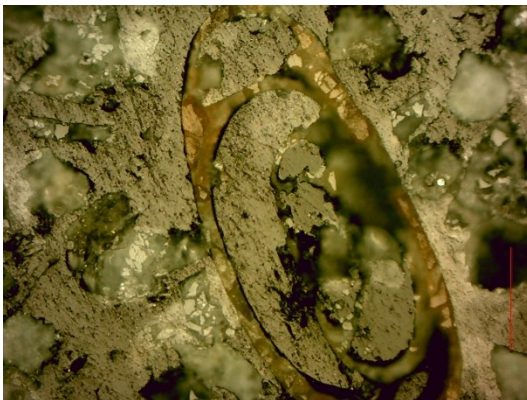
3. Sabbia cat.ROSSO 20x



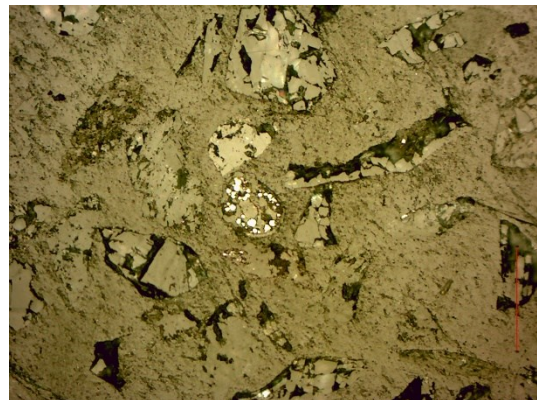
4. Sabbia cat. ROSSO 20x



5. Sabbia cat. ROSSO 20x

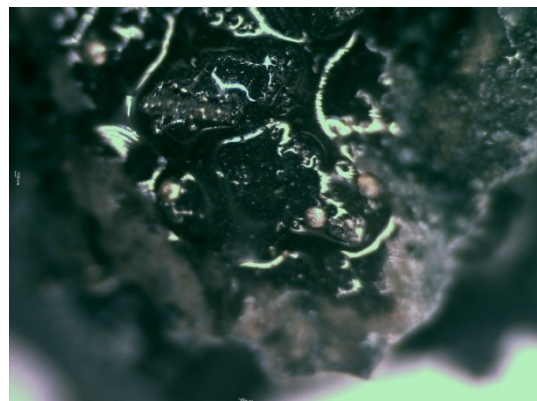
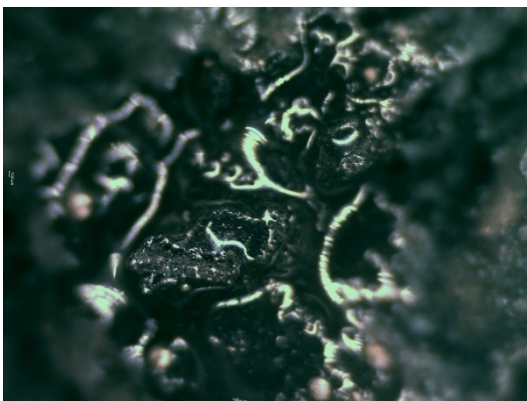


6. Sabbia cat. ROSSO 20x



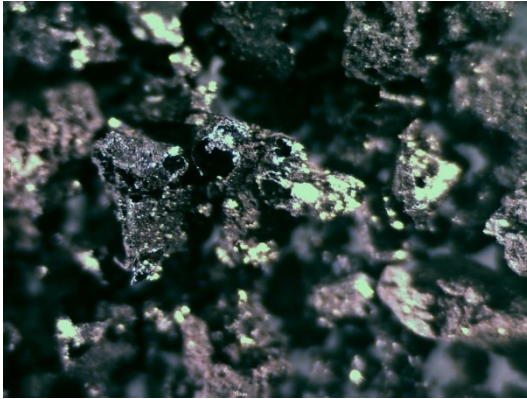
7. Sabbia cat. ROSSO 20x

#### Osservazioni su campione sciolto

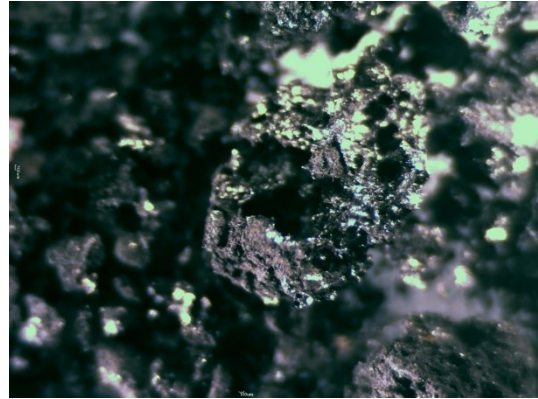




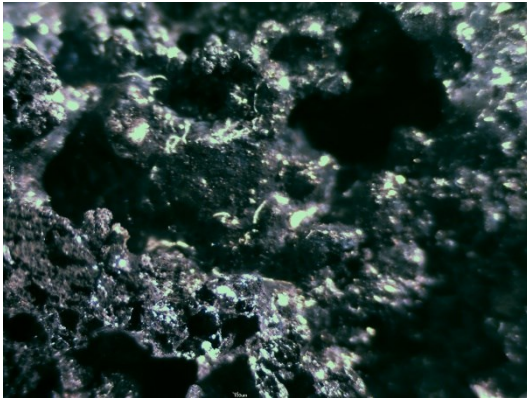
Carboriduzione



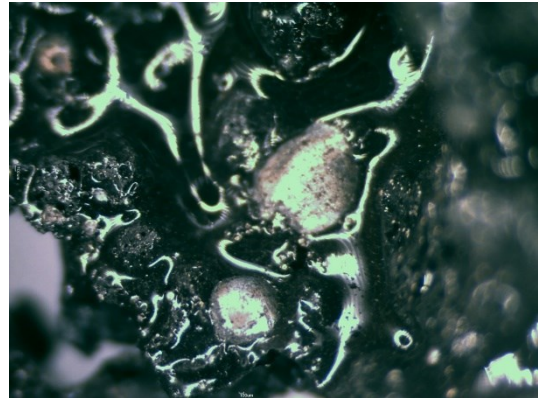
Carboriduzione



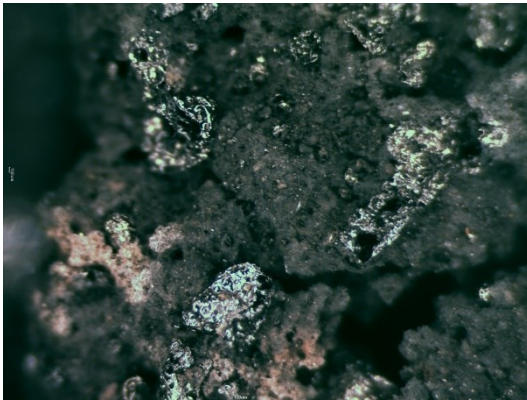
Carboriduzione



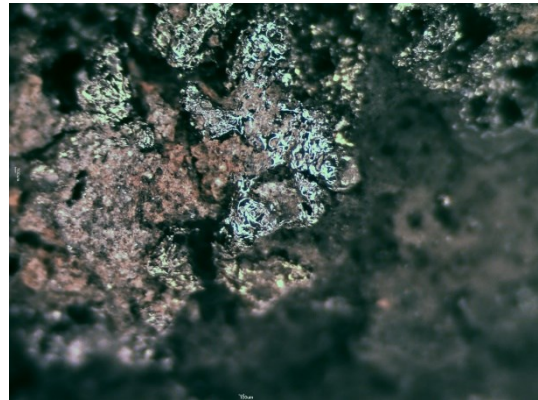
Carboriduzione



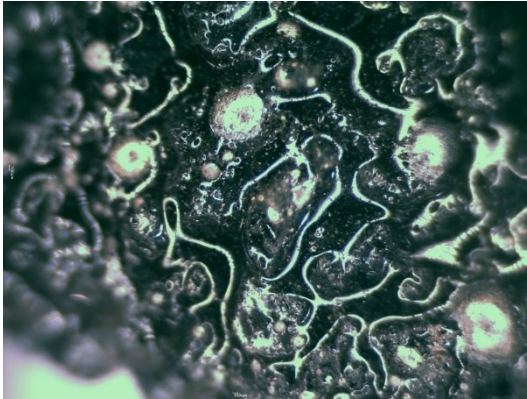
Carboriduzione



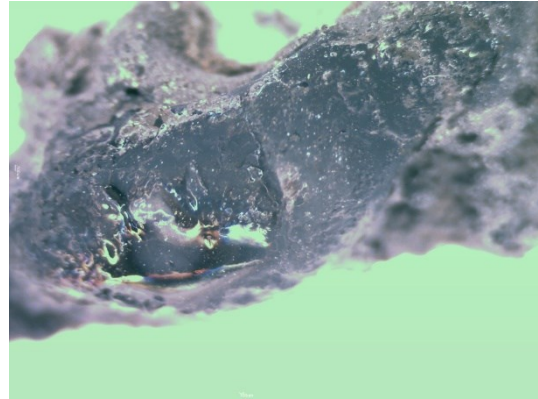
Carboriduzione



Carboriduzione



Carboriduzione

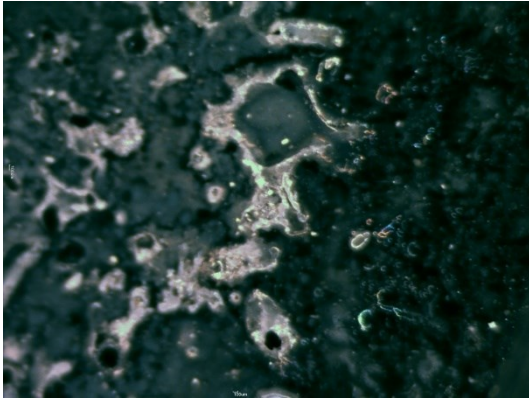


Carboriduzione

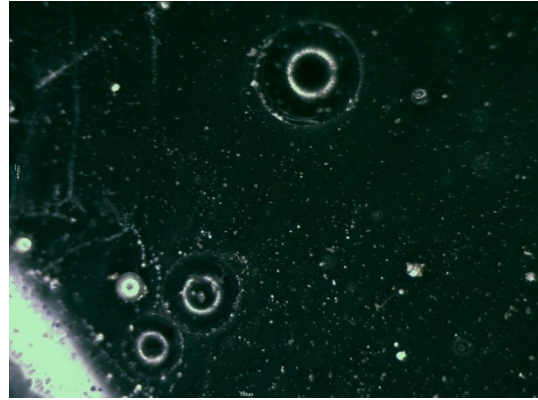
Vetrificazione



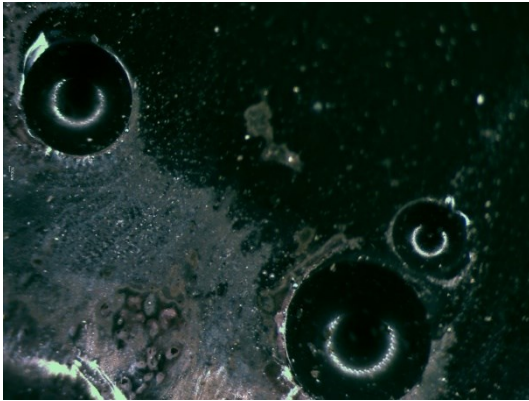




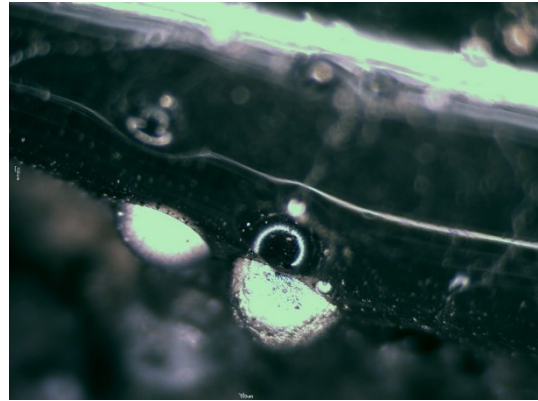
Vetrificazione



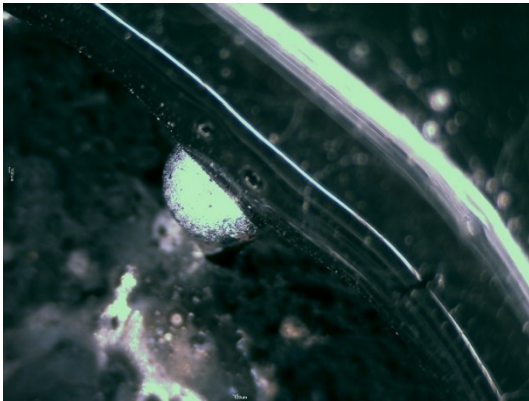
Vetrificazione



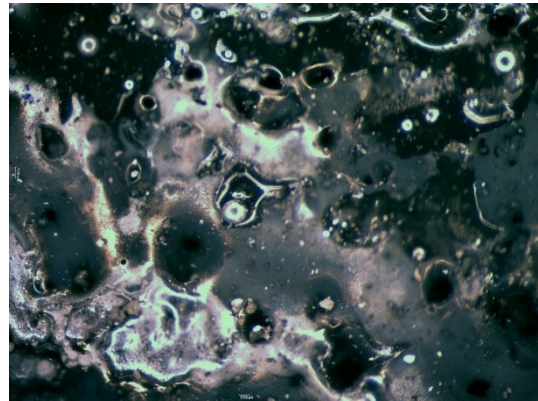
Vetrificazione



Vetrificazione



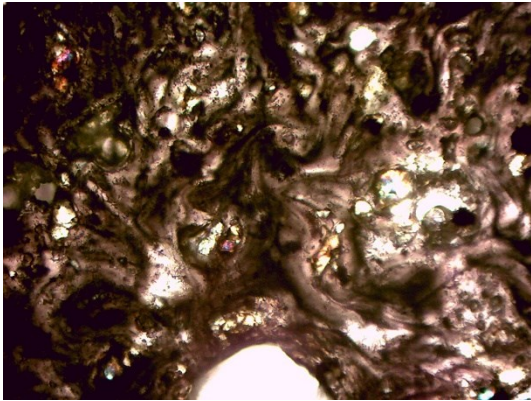
Vetrificazione



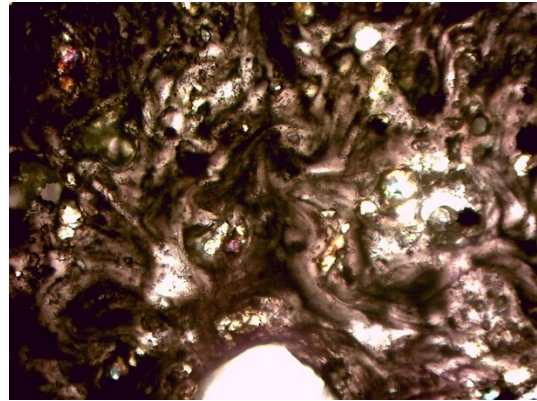
Vetrificazione



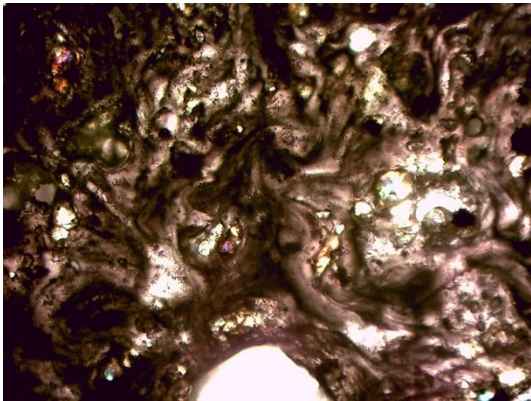
## Osservazione dei campioni su vetrini



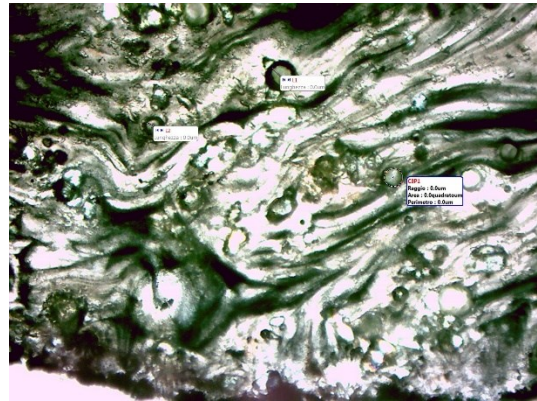
Carboriduzione 10x



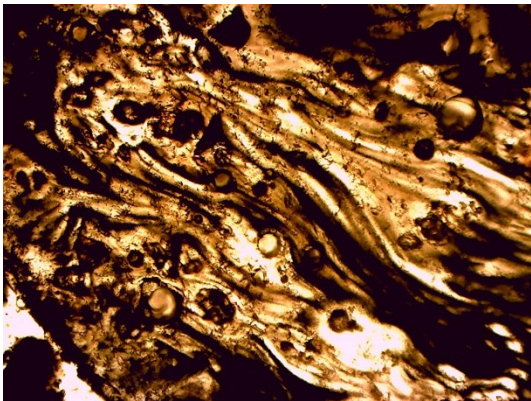
Carboriduzione 10x



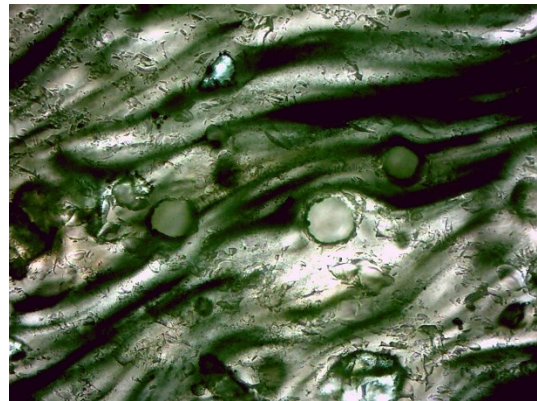
Carboriduzione 10x



Carboriduzione 10x

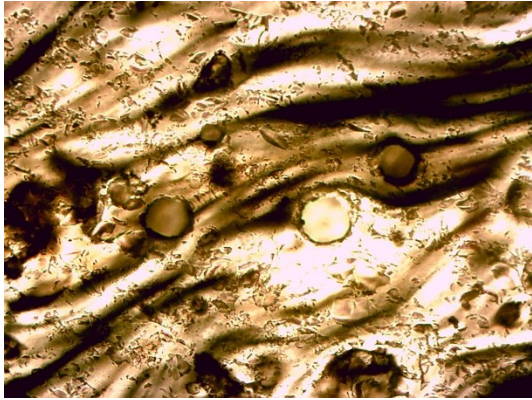


Carboriduzione 10x

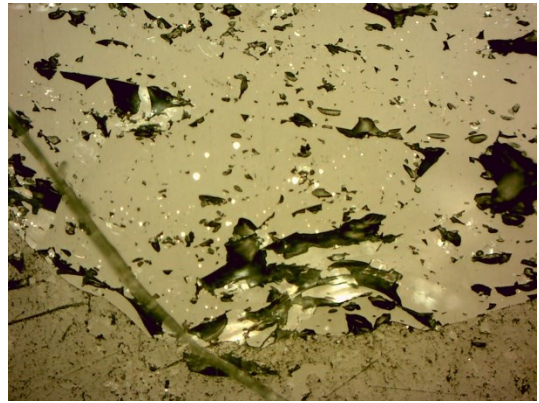


Carboriduzione 10x

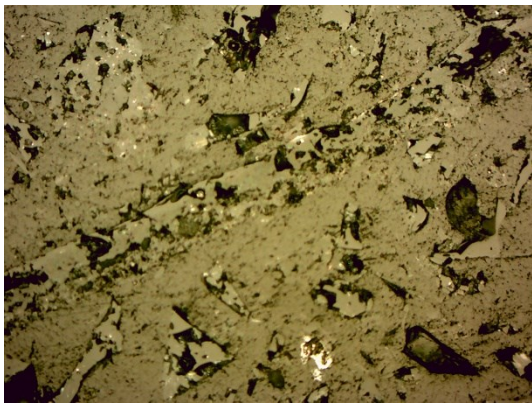




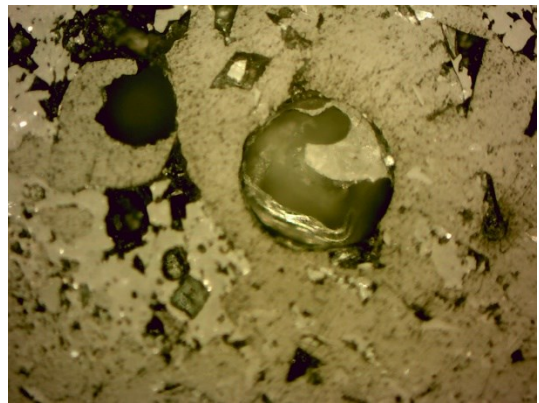
Carboriduzione 20x



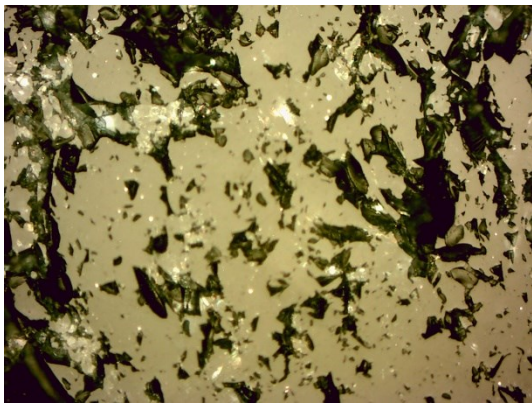
Vetrificazione 10x



Vetrificazione 10x



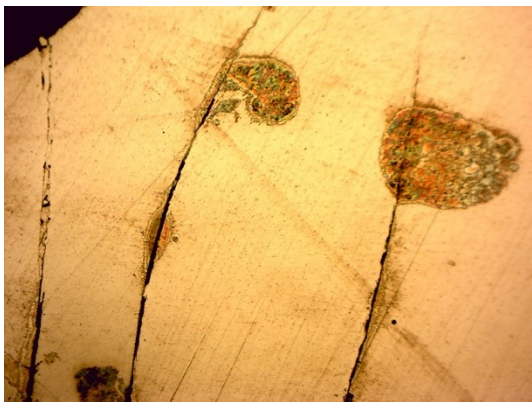
Vetrificazione 10x



Vetrificazione 10x



Vetrificazione 20x



Vetrificazione 10 x



Vetrificazione 20 x

## 11.2.3 Piccoli Porti dell'Emilia-Romagna

*Tessitura prima del trattamento*

CAMPIONI	Tessitura (%)			Folk and Ward ( $\emptyset$ )				Descrizione	
	Ghiaia	Sabbia	Pelitte	Diametro medio	Classazione	Simmetria	Curiosi	Diametro medio	Classazione
EMR-P-PORTO GARIBALDI	1,7	93,7	4,6	3,735	0,171	0,000	0,738	Sabbia molto fine	Molto ben classata
EMR-P-CERVIA	2,8	92,8	4,3	3,730	0,174	0,000	0,738	Sabbia molto fine	Molto ben classata
EMR-P-BELLARIA	1,8	96,5	1,7	3,689	0,624	-0,419	4,530	Sabbia molto fine	Moderatamente ben classata
EMR-P-CESENATICO	3,0	87,2	9,8	3,745	0,872	-0,066	6,857	Sabbia molto fine	Moderatamente classata

*Tessitura dopo il soil washing*

CAMPIONI	Tessitura (%)			Folk and Ward ( $\emptyset$ )				Descrizione	
	Ghiaia	Sabbia	Pelitte	Diametro medio	Classazione	Simmetria	Curiosi	Diametro medio	Classazione
EMR-P-PORTO GARIBALDI	0,00	0,95	0,05	3,744	0,166	0,000	0,738	Sabbia molto fine	Molto ben classata
EMR-P-CERVIA	0,00	0,95	0,05	3,744	0,165	0,000	0,738	Sabbia molto fine	Molto ben classata
EMR-P-BELLARIA	0,00	0,98	0,02	3,736	0,161	0,000	0,738	Sabbia molto fine	Molto ben classata
EMR-P-CESENATICO	0,00	0,90	0,10	3,761	0,484	0,399	3,642	Sabbia molto fine	Molto classata

### 11.2.4 Campionamenti nel litorale Emiliano-Romagnolo

#### Analisi tessiturale del campionamento di Novembre 2010

SIGLA	SABBIA (%)	FANGO (%)	DIAMETRO MEDIO ( $\Phi$ )	CLASSAZIONE ( $\Phi$ )	ASSIMETRIA	APPUNTIMENTO
EMR-B01	99,47	0,53	2,068	0,553	0,03	1,084
EMR-SE01	98,65	1,35	2,045	0,493	0,1	1,048
EMR-D01	97,35	2,65	2,294	0,532	0,031	1,017
EMR-B02	99,5	0,5	2,45	0,563	-0,095	1,012
EMR-SE02	99,65	0,35	2,292	0,454	0,1	0,924
EMR-D02	95,81	4,19	2,347	0,52	0,286	1,224
EMR-B03	99,66	0,34	1,948	0,536	0,099	0,963
EMR-SE03	99,86	0,14	1,903	0,487	0,149	0,899
EMR-D03	98,48	1,52	2,309	0,406	0,259	1,111
EMR-SE04	99,66	0,34	1,9	0,389	0,116	0,928
EMR-B04	99,02	0,98	2,151	0,459	0,122	0,891
EMR-D04	98,16	1,84	2,125	0,489	0,197	0,969
EMR-B05	99,88	0,12	2,475	0,347	0,143	0,875
EMR-SE05	97,91	2,09	2,524	0,435	0,171	0,935
EMR-D05	98,6	1,4	2,544	0,409	0,056	0,911
EMR-B06	99,53	0,47	2,212	0,36	0,208	0,957
EMR-SE06	99,5	0,5	2,22	0,349	0,141	0,951
EMR-D06	97,41	2,59	2,33	0,521	0,189	1,003
EMR-B07	99,97	0,03	1,972	0,484	0,137	0,978
EMR-SE07	99,86	0,14	2,046	0,441	0,057	0,905
EMR-D07	99,41	0,59	2,296	0,354	0,122	1,023
EMR-B08	99,49	0,51	2,321	0,379	0,117	0,924
EMR-SE08	99,68	0,32	2,415	0,353	0,103	1,019
EMR-D08	98,75	1,25	2,317	0,39	0,248	1,039
EMR-B09	99,69	0,31	2,114	0,434	0,027	1,015
EMR-SE09	99,48	0,52	2,03	0,438	0,104	1,056
EMR-D09	99,46	0,54	2,158	0,35	0,128	0,961

#### Analisi tessiturale del campionamento di Maggio 2011

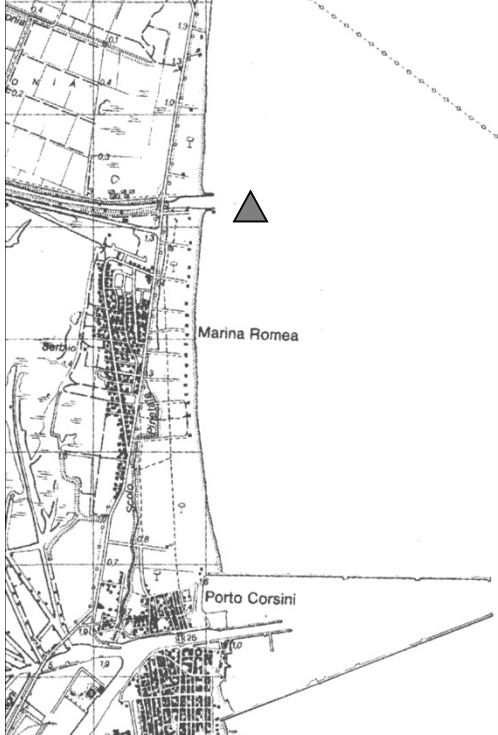


SIGLA	SABBIA (%)	FANGO (%)	DIAMETRO MEDIO ( $\Phi$ )	CLASSAZIONE ( $\Phi$ )	ASSIMETRIA	APPUNTIMENTO
EMR-B02RI	99,61	0,39	2,054	0,516	0,05	0,898
EMR-SE02RI	99,4	0,61	2,368	0,35	0,061	0,989
EMR-PD02RI	98,11	1,9	2,437	0,381	0,201	1,084
EMR-CD02RI	96,64	3,36	2,434	0,407	0,163	1,111
EMR-SE05RI	95,73	4,28	2,104	0,646	0,194	1,168
EMR-B07RI	99,42	0,58	2,722	0,455	-0,137	1,015
EMR-SE07RI	99,26	0,75	2,564	0,361	0,136	1,009
EMR-PD07RI	98,09	1,9	2,669	0,371	0,096	1,042



EMR-CD07RI	95,13	4,87	2,53	0,552	0,173	1,412
EMR-B08	98,37	1,63	2,601	0,681	-0,359	1,689
EMR-SE08	96,44	3,56	2,512	0,535	-0,024	1,045
EMR-B11	96,22	3,78	2,418	0,576	0,076	1,166
EMR-SE11	99,67	0,34	2,118	0,796	-0,237	0,774
EMR-PD11	99,13	0,87	2,61	0,421	-0,146	1,069
EMR-CD11	95,28	4,71	2,681	0,523	0,069	1,272
EMR-B11_3	99,26	0,74	2,626	0,357	0,033	0,968
EMR-SE11_3	99,32	0,68	2,185	0,862	-0,389	0,736
EMR-CD11_3	99,34	0,66	2,609	0,389	-0,053	0,848
EMR-PD11_3	96,1	3,9	2,776	0,468	0,008	1,175
EMR-B13	96,63	3,37	2,815	0,371	0,083	0,999
EMR-SE13	99,69	0,31	1,453	0,521	0,199	0,943
EMR-B14	99,54	0,45	2,381	0,366	0,023	0,991
EMR-SE14	98,32	1,68	1,665	0,553	0,164	0,98
EMR-PD14	99,43	0,57	1,57	0,596	0,131	0,921
EMR-CD14	99,55	0,45	1,76	0,526	0,121	0,943
EMR-B17	99,18	0,82	2,052	0,407	0,171	0,952
EMR-SE17	99,17	0,82	2,287	0,439	-0,016	0,898
EMR-PD17	98,14	1,86	1,895	0,704	-0,06	0,794
EMR-B19	97,95	2,04	2,543	0,347	0,126	1,043
EMR-SE19	99,95	0,07	1,51	0,56	0,171	0,828
EMR-PD19	99,28	0,72	2,155	0,343	0,094	0,955
EMR-CD19	98,9	1,1	2,118	0,434	0,115	0,883
EMR-B20	99,16	0,84	2,196	0,401	0,054	1,008
EMR-SE20	99,38	0,63	1,98	0,413	0,123	1,054
EMR-PD20	99,19	0,81	1,871	0,461	0,152	0,915
EMR-CD20	98,22	1,78	2,072	0,505	0,053	1,081
EMR-B21	95,54	4,46	2,172	0,527	0,309	1,428
EMR-SE21	99,74	0,27	2,162	0,566	-0,029	0,947
EMR-PD21	99,54	0,46	2,258	0,445	0,129	0,937
EMR-CD21	99,47	0,52	1,983	0,482	0,146	0,988
EMR-B22	99,47	0,53	2,188	0,422	0,161	0,938
EMR-SE22	99,96	0,03	1,777	0,519	0,079	0,866
EMR-B23	98,98	1,02	2,137	0,508	-0,071	0,968
EMR-SE23	99,4	0,6	2,448	0,306	0,097	0,92
EMR-PD23	99,3	0,7	2,366	0,374	-0,01	0,916
EMR-CD23	98,76	1,25	2,439	0,386	0,044	1,035
EMR-B25	97,79	2,2	2,614	0,404	0,212	1,223
EMR-SE25	99,19	0,81	2,055	0,496	0,107	0,94
EMR-PD25	98,89	1,11	2,232	0,435	0,186	1,103
EMR-B26	98,12	1,89	2,224	0,464	0,238	1,116
EMR-SE26	99,46	0,54	1,912	0,488	-0,02	1,018
EMR-B27	99,07	0,93	2,398	0,346	0,107	0,994

EMR-SE27	99,83	0,17	1,698	0,387	0,152	0,978
EMR-PD27	99,87	0,13	2,014	0,415	0,061	0,944
EMR-CD27	99,46	0,55	2,118	0,359	0,159	1,036
EMR-B02RI	99,77	0,24	2,167	0,334	0,133	0,974

## 11.2.5 Caposaldo di Marina Romea (RA)

MONOGRAFIA: Caposaldo Marina Romea (RA)			
Descrizione:	Chiodo fissato sul pontile del Centro Nautico di Marina Romea, Viale Italia, 307 Ravenna		
	Coordinate		Quota
GAUSS-BOAGA	<i>Est (m)</i>	<i>Nord (m)</i>	<i>ITALGEO90 (m)</i>
	2303754.869	4933972.622	1.651
WGS84 UTM 33	<i>Est (m)</i>	<i>Nord (m)</i>	<i>ITALGEO2005 (m)</i>
	283749.957	4933954.581	2.571
WGS84 UTM 33	<i>Longitudine</i>	<i>Latitudine</i>	<i>Quota elliss (m)</i>
	12° 16' 42,89671''e	44° 31' 35,147''n	41.888
CTR (Scala 1:25.000)		DATA: 27 Settembre 2011	
		 	

## 11.2.6 Sedimenti altre zone del litorale e dell'entroterra

## Parametri tessiturali

CAMPIONI	Tessitura (%)			Folk and Ward ( $\phi$ )				Descrizione	
	Ghiaia	Sabbia	Fango	Diametro medio	Classazione	Simmetria	Curtosi	Diametro medio	Classazione
EMR-F2	0,0%	99,9%	0,1%	1,371	0,399	0,098	1,118	Sabbia Media	Ben classato
EMR-F3	0,0%	100,0%	0,0%	1,232	0,393	0,000	1,299	Sabbia Media	Ben classato
EMR-F1	3,2%	96,7%	0,1%	0,922	0,643	-0,276	1,321	Sabbia grossa	Moderatamente e ben classato
EMR-F4	0,0%	99,9%	0,1%	1,308	0,498	0,191	1,623	Sabbia Media	Ben classato
EMR-D34	0,0%	98,6%	1,4%	2,077	0,424	0,079	1,097	Sabbia fine	Ben classato
EMR-D35	0,0%	98,6%	1,4%	2,063	0,417	0,073	1,035	Sabbia fine	Ben classato
EMR-D36	0,0%	98,9%	1,1%	2,072	0,416	0,080	1,015	Sabbia fine	Ben classato
EMR-D30	0,0%	95,0%	5,0%	2,448	0,660	0,319	1,313	Sabbia fine	Moderatamente e ben classato
EMR-D31	0,0%	99,2%	0,8%	1,951	0,448	0,070	1,083	Sabbia Media	Ben classato
EMR-SE32	0,0%	99,5%	0,5%	2,537	0,379	0,061	0,886	Sabbia fine	Ben classato
EMR-SE33	0,0%	99,0%	1,0%	2,556	0,395	0,076	0,931	Sabbia fine	Ben classato
EMR-SE29	0,0%	99,9%	0,1%	1,917	0,376	0,036	0,952	Sabbia Media	Ben classato
EMR-D29	0,0%	98,8%	1,2%	2,288	0,524	0,064	1,099	Sabbia fine	Moderatamente e ben classato
EMR-SE28	0,0%	99,9%	0,1%	1,915	0,388	0,048	0,974	Sabbia Media	Ben classato
EMR-D28	0,0%	99,6%	0,4%	2,015	0,461	0,105	1,189	Sabbia fine	Ben classato

## 11.2.7 Sedimenti delle Cave

Parametri tessiturali delle cave morina, Bosca e Stazzona

Cava	Sigle	Diametro Medio	Classazione	Asimmetria	Appuntamento
Bosca	EMR-CO5-BO	9,235	2,111	0,039	0,94
	EMR-CO6-BO	8,957	1,987	0,054	0,886
	EMR-CO7-BO	8,582	2,028	0,188	0,876
	EMR-CO4-BO	8,391	2,081	0,18	0,864
Stazzona	EMR-CO9-ST	5,47	2,893	0,353	0,826
	EMR-C13-ST	4,709	2,993	0,682	0,745
	EMR-C19-ST	6,792	3,186	-0,114	0,844
	EMR-CO5-ST	6,58	2,922	0,114	0,833
	EMR-C15-ST	6,377	3,47	0,001	0,627
Morina	EMR-C01-MO	4,608	2,27	0,628	1,518
	EMR-C02-MO	6,146	2,283	0,576	1,083
	EMR-C03-MO	7,877	2,477	-0,039	1,05
	EMR-C04-MO	7,921	2,429	-0,107	0,817
	EMR-C05-MO	2,393	0,663	0,233	1,286
	EMR-C06-MO	5,466	3,015	0,354	0,772

## 11.3 SEDIMENTI DELLA TOSCANA

### 11.3.1 Porto di Livorno: analisi pre-trattamento

Tessitura dei sedimenti prima del trattamento

Classi granulometriche (%)	MICRON	Si	Li
Ghiaia ( $\Phi > 2000 \mu\text{m}$ )	6400	T-P2	T-P1
	4000	0	0
	3000	3	2,5
Sabbia grossa ( $2000 \mu\text{m} < \Phi < 500 \mu\text{m}$ )	2000	0,9	0,3
	1500	0	0,3
	1000	0,45	0,3
	750	0,45	0,3
Sabbia medio-fine ( $500 \mu\text{m} < \Phi < 125 \mu\text{m}$ )	500	2	2
	350	2	3,2
	250	3	5
	177	4,6	6
Sabbia molto fine ( $125 \mu\text{m} < \Phi < 62,5 \mu\text{m}$ )	125	10,5	10
	88	12	10
	62,5	14,2	18,8
Pelite ( $62,5 \mu\text{m} < \Phi$ )	<62,5	45,9	41,5
	0,12	0	0

Tessitura dei sedimenti prima del trattamento

Parametri tessiturali	DIAMETRO MEDIO	CLASSAZIONE	SIMMETRIA	CURTOSI
T-P 1 TQ	3,513	1,228	-0,368	1,010
	Sabbia molto fine	Mal classata	Molto asimmetrica	Mesocurtica
T-P 2 TQ	3,644	1,223	-0,404	1,142
	Sabbia molto fine	Mal classata	Molto asimmetrica	Leptocurtica

### 11.3.2 Porto di Livorno: analisi post-trattamento

Tessitura dei sedimenti dopo il trattamento

Classi granulometriche (%)	T-P 2 PRE TRATTAMENTO	T-P 2 POST TRATTAMENTO	T-P 1 PRE TRATTAMENTO	T-P 1 POST TRATTAMENTO
Ghiaia ( $\Phi > 2000 \mu\text{m}$ )	0	0	0	0
Sabbia grossa ( $2000 \mu\text{m} < \Phi < 500 \mu\text{m}$ )	2,5	1,3	1,4	2,3
Sabbia medio-fine ( $500 \mu\text{m} < \Phi < 125 \mu\text{m}$ )	9,8	6,6	13,6	15,6
Sabbia molto fine ( $125 \mu\text{m} < \Phi < 62,5 \mu\text{m}$ )	76,8	83,0	81,9	79,6
Fango ( $62,5 \mu\text{m} < \Phi$ )	10,7	8,9	2,9	2,2

Parametri tessiturali	DIAMETRO MEDIO	CLASSAZIONE	SIMMETRIA	CURTOSI
T-P 1 PRE TRATTAMENTO	2,978	0,525	-0,040	1,078
	Sabbia fine	Moderatamente ben classato	Simmetrica	Mesocurtica
T-P 1 POST TRATTAMENTO	2,925	0,582	-0,095	1,191
	Sabbia fine	Moderatamente ben classato	Simmetrica	leptocurtica
T-P 2 PRE TRATTAMENTO	3,268	1,023	0,060	2,324
	Sabbia molte fine	Scarsamente classato	Simmetrica	Molto leptocurtica
T-P 2 POST TRATTAMENTO	3,376	0,820	0,116	2,244
	Sabbia molte fine	Moderatamente classato	Molto simmetrica	Molto leptocurtica

### Analisi chimica a fluorescenza a raggi x

Ossidi	T-P1	T-P2	T-P1 sabbia PRE	T-P1 sabbia POST	T-P2 sabbia PRE	T-P2 sabbia POST
SiO2%	50,04	52,70	59,17	63,43	72,67	79,61
TiO2%	0,61	0,77	0,31	0,23	0,38	0,29
AL2O3%	12,92	16,33	7,84	6,97	8,07	6,84
Fe2O3%	6,34	7,19	2,43	1,76	2,59	1,64
MnO%	0,23	0,08	0,15	0,10	0,04	0,02
MgO%	4,10	3,94	2,56	1,84	2,06	1,32
CaO%	10,72	4,58	14,60	12,83	5,08	3,74
Na2O%	0,86	0,73	2,03	2,22	1,27	1,29
K2O%	2,59	3,28	2,03	1,83	2,26	2,09
P2O5%	0,13	0,12	0,06	0,05	0,05	0,03
LOI	11,45	10,27	8,83	8,73	5,51	3,11
Totale	99,99	99,99	100,01	99,99	99,98	99,98

### 11.3.3 Indagini nel litorale: Marina di Massa

#### Analisi tessiturali

Classi granulometriche (%)	micron	phi	T-SE1	T-SE2	T-SE3	T-SE4	T-SE5	T-SE6
Ghiaia ( $\Phi > 2000 \mu\text{m}$ )	4000	-2						
	2830	-1,5						
Sabbia grossa ( $2000 \mu\text{m} < \Phi < 500 \mu\text{m}$ )	2000	-1						
	1400	-0,5	0,145	0,745	0,177	0,145	0,145	0,145

	1000	0	0,270	0,510	0,390	0,570	0,270	0,570
	710	0,5	1,103	2,203	1,550	2,403	0,103	2,403
Sabbia medio-fine (500 $\mu\text{m} < \Phi < 125 \mu\text{m}$ )	500	1	11,648	12,230	9,648	20,120	8,648	12,448
	350	1,5	55,423	56,360	57,230	50,423	45,423	55,730
	250	2	25,357	24,220	25,357	22,357	32,357	25,357
	177	2,5	3,228	3,110	3,228	3,928	9,228	2,560
Sabbia molto fine (125 $\mu\text{m} < \Phi < 62,5 \mu\text{m}$ )	125	3	2,390	0,590	2,390	0,590	2,450	0,590
	88	3,5	0,160	0,130	0,160	0,160	0,160	0,160
	63	4	0,152	0,100	0,152	0,152	0,152	0,152
Fango (62,5 $\mu\text{m} < \Phi$ )	>63	>4	0,125	0,025	0,125	0,125	1,125	0,125

Campi oni	FOLK AND WARD METHOD ( $\mu\text{m}$ )				FOLK AND WARD METHOD ( $\varphi$ )				Descrizione	
	Diametro medio	Classazi one	Asimme tria	Curt osi	Diametro medio	Classazi one	Asimme tria	Curt osi	Diametro medio	Classazi one
T-SE1	382,9	1,341	-0,157	1,19 8	1,385	0,423	0,157	1,19 8	Sabbia Media	Ben classata
T-SE2	392,1	1,321	-0,075	1,21 9	1,351	0,401	0,075	1,21 9	Sabbia Media	Ben classata
T-SE3	381,6	1,337	-0,158	1,22 2	1,39	0,419	0,158	1,22 2	Sabbia Media	Ben classata
T-SE4	412,2	1,368	-0,021	1,14 4	1,279	0,452	0,021	1,14 4	Sabbia Media	Ben classata
T-SE5	355,7	1,387	-0,165	1,06 1	1,491	0,472	0,165	1,06 1	Sabbia Media	Ben classata
T-SE6	391,2	1,319	-0,071	1,17 8	1,354	0,399	0,071	1,17 8	Sabbia Media	Ben classata



## 11.4 ROMANIA

### 11.4.1 Il porto di Midia

#### Analisi Tessiturali Campionamento 2011

CAM PIONI	Tessitura (%)			Folk and Ward ( $\mu$ m)				Folk and Ward ( $\emptyset$ )				Descrizione	
	Ghiaia	Sabbia	Fango	Diametro medio	Classazione	Simmetria	Curiosi	Diametro medio	Classazione	Simmetria	Curiosi	Diametro medio	Classazione
ROU-P14	0,2 %	92,0 %	7,7 %	74,97	1,253	0,081	2,037	3,738	0,325	-0,081	2,037	Sabbia molto fine	Molto ben classato
ROU-P15	0,8 %	92,2 %	7,0 %	114,9	1,501	-0,516	0,713	3,121	0,586	0,516	0,713	Sabbia molto fine	Moderatamente ben classato
ROU-P16	0,0 %	92,5 %	7,5 %	96,99	1,504	0,284	0,720	3,366	0,589	-0,284	0,720	Sabbia molto fine	Moderatamente ben classato
ROU-P20	0,0 %	57,9 %	42,1 %	61,17	1,521	-0,109	1,197	4,031	0,605	0,109	1,197	Silt grossolano	Moderatamente ben classato
ROU-P21	0,0 %	83,7 %	16,3 %	74,48	1,386	0,041	2,437	3,747	0,471	-0,041	2,437	Sabbia molto fine	Molto ben classato
ROU-P22	0,0 %	75,0 %	25,0 %	67,25	1,449	-0,154	2,171	3,894	0,535	0,154	2,171	Sabbia molto fine	Moderatamente ben classato
ROU-P23	2,1 %	90,4 %	7,5 %	136,4	2,242	0,154	1,663	2,875	1,165	-0,154	1,663	Sabbia fine	Scarsamente classato

#### Analisi tessiturali POST soil washing a scala di laboratorio

CAMPIONI	Tessitura (%)			Folk and Ward ( $\emptyset$ )				Descrizione	
	Ghiaia	Sabbia	Fango	Diametro medio	Classazione	Simmetria	Curiosi	Diametro medio	Classazione
Area Marina	0	1	0	3,72	0,15	0	0,737	Sabbia molto fine	Molto ben classato
Area Portuale	0	1	0	3,72	0,16	0	0,738	Sabbia molto fine	molto ben classato

### 11.4.2 Il litorale di Chituc e Edihol

#### Analisi tessiturali

CAMPI ONI	Tessitura (%)			Folk and Ward ( $\mu$ m)				Folk and Ward ( $\emptyset$ )				Descrizione	
	Ghiaia	Sabbia	Fango	Diametro medio	Classazione	Simmetria	Curiosi	Diametro medio	Classazione	Simmetria	Curiosi	Diametro medio	Classazione
ROU-D Chituc1	0,0	99,1	0,9	240,6	2,208	0,515	1,242	2,055	1,143	-0,515	1,242	Sabbia fine	Mal classata

ROU-SE Chituc2	0,0	99,4	0,6	173,4	1,528	0,122	1,398	2,528	0,611	-0,122	1,398	Sabbia fine	Moderatamente ben classata
ROU-SE Chituc3	0,0	100,0	0,0	233,5	2,063	0,461	1,519	2,098	1,045	-0,461	1,519	Sabbia fine	Mal classata
ROU-SE Chituc4	0,0	100,0	0,0	394,6	2,589	0,593	0,936	1,341	1,372	-0,593	0,936	Sabbia media	Mal classata
ROU-SE Chituc5	12,1	87,9	0,0	914,7	2,063	-0,172	1,153	0,129	1,045	0,172	1,153	Sabbia grossa	Mal classata
ROU-SE Chituc6	0,0	100,0	0,0	236,4	1,371	0,283	1,428	2,081	0,455	-0,283	1,428	Sabbia fine	Ben classata
ROU-SE Chituc7	0,0	100,0	0,0	247,1	1,685	0,408	1,595	2,017	0,753	-0,408	1,595	Sabbia fine	Moderatamente classata
ROU-D Edighiol1	8,4	91,3	0,3	781,3	1,807	0,010	1,183	0,356	0,854	-0,010	1,183	Sabbia grossa	Moderatamente classata
ROU-SE Edighiol2	9,1	89,7	1,2	674,7	2,062	-0,018	1,367	0,568	1,044	0,018	1,367	Sabbia grossa	Mal classata
ROU-SE Edighiol3	14,0	86,0	0,1	786,5	2,081	0,108	1,078	0,347	1,057	-0,108	1,078	Sabbia grossa	Mal classata
ROU-SE Edighiol4	1,5	98,4	0,1	453,2	1,607	-0,060	1,169	1,142	0,685	0,060	1,169	Sabbia media	Moderatamente ben classata
ROU-SE Edighiol5	4,0	95,9	0,0	863,0	1,914	-0,236	1,036	0,213	0,937	0,236	1,036	Sabbia grossa	Moderatamente classata
ROU-SE Edighiol6	0,0	100,0	0,0	180,5	1,534	0,428	1,498	2,470	0,617	-0,428	1,498	Sabbia fine	Moderatamente ben classata
ROU-SE Edighiol7	0,0 %	99,8 %	0,2 %	152,6	1,381	0,162	1,750	2,712	0,466	-0,162	1,750	Fine Sand	Well Sorted

## 11.5 CONFRONTI PARAMETRI MORFOLOGICI DEI CAMPIONI ANALIZZATI CON MICROSCOPIO OTTICO E CON MICROSCOPIO MORFOLOGI

EMR-P-G TQ	Microscopio ottico	Morphologi	EMR-P-G ATTRIZIONATA	Microscopio ottico	Morphologi	EMR-P-G sabbie dopo SW	Microscopio ottico	Morphologi	EMR-P-R Carboriduzione	Microscopio ottico	Morphologi
Num.Particelle	312	30000	Num.Particelle	301	30000	Num.Particelle	301,00	30000,00	Num.Particelle	310,00	30000,00
Lenght	62,658	36,920	Lenght	57,340	54,290	Lenght	43,15	21,91	Lenght	57,19	18,86
Widht	40,918	25,290	Widht	39,272	38,960	Widht	33,68	15,68	Widht	41,99	14,63
Area	1928,578	1518,370	Area	1750,594	3158,660	Area	621,38	736,9	Area	725,18	418,77
Perimetro	177,804	97,452	Perimeter	165,937	154,420	Perimetro	88,14	59,645	Perimetro	78,19	54,477
AspectRatio	0,745	0,734	AspectRatio	0,698	0,741	AspectRatio	0,78	0,739	AspectRatio	0,73	0,807
Elongazione	0,255	0,266	Elongazione	0,302	0,259	Elongazione	0,22	0,261	Elongazione	0,27	0,193
CE Diameter	68,146	27,970	CE Diameter	46,271	43,060	CE Diameter	28,13	17,25	CE Diameter	30,39	15,52
Circolarità	0,851	0,861	Circolarità	0,878	0,887	Circolarità	1,00	0,9	Circolarità	1,22	0,864
Hs Circularity	0,724	0,747	Hs Circularity	0,774	0,791	Hs Circularity	1,00	0,814	Hs Circularity	1,49	0,751

T-P LI sabbia atrizionata	Microscopio ottico	Morphologi	T-SE-MARINA DI MASSA 1	Microscopio ottico	Morphologi	ROU-SE Edighiol2	Microscopio ottico	Morphologi	EMR-P-R Vetrificazione	Microscopio ottico	Morphologi
Num.Particelle	345,00	30000,00	Num.Particelle	286	30000	Num.Particelle	324	30000	Num.Particelle	298,00	30000,00
Lenght	64,61	54,29	Lenght	44,610	24,290	Lenght	46,340	22,520	Lenght	92,14	69,78
Widht	43,11	38,96	Widht	36,110	17,230	Widht	33,180	15,510	Widht	76,16	53,21
Area	867,34	3158,66	Area	627,340	1984,820	Area	864,110	1218,230	Area	5154,96	9495,28
Perimetro	111,19	154,42	Perimetro	98,190	65,200	Perimetro	115,560	59,380	Perimetro	345,82	226,615
AspectRatio	0,67	0,741	AspectRatio	0,809	0,722	AspectRatio	0,716	0,698	AspectRatio	0,83	0,819
Elongazione	0,33	0,259	Elongazione	0,191	0,280	Elongazione	0,284	0,302	Elongazione	0,17	0,181
CE Diameter	33,24	43,06	CE Diameter	28,269	19,330	CE Diameter	33,178	17,490	CE Diameter	81,04	56,95
Circolarità	0,94	0,887	Circolarità	0,904	0,943	Circolarità	0,902	0,915	Circolarità	0,74	0,759
Hs Circularity	0,88	0,791	Hs Circularity	0,817	0,862	Hs Circularity	0,813	0,842	Hs Circularity	0,54	0,585
EMR-F PO 1^ ISOLA	Microscopio ottico	Morphologi	V-F2 LIVENZA	Microscopio ottico	Morphologi	EMR-D MASSENZATICA 2	Microscopio ottico	Morphologi	EMR-D PUNTA MARINA	Microscopio ottico	Morphologi
Num.Particelle	328,00	30000,00	Num.Particelle	309,00	30000,00	Num.Particelle	342,00	30000,00	Num.Particelle	303,00	30000,00
Lenght	38,79	27,93	Lenght	41,14	29,82	Lenght	48,67	30,01	Lenght	38,67	21,64
Widht	26,18	19,56	Widht	33,96	21,47	Widht	22,19	20,85	Widht	23,98	16,71
Area	815,97	2677,99	Area	896,22	1272,62	Area	2046,76	1578,13	Area	1897,45	1131,61
Perimetro	109,12	76,08	Perimetro	108,14	82,798	Perimetro	98,27	82,831	Perimetro	89,23	68,127
AspectRatio	0,67	0,712	AspectRatio	0,83	0,73	AspectRatio	0,46	0,73	AspectRatio	0,62	0,803
Elongazione	0,33	0,288	Elongazione	0,17	0,27	Elongazione	0,54	0,27	Elongazione	0,38	0,197
CE Diameter	32,24	21,9	CE Diameter	33,79	23,62	CE Diameter	51,06	23,36	CE Diameter	49,16	17,68
Circolarità	0,93	0,916	Circolarità	0,98	0,9	Circolarità	1,63	0,89	Circolarità	1,73	0,812
Hs Circularity	0,86	0,843	Hs Circularity	0,96	0,813	Hs Circularity	2,66	0,797	Hs Circularity	2,99	0,666

