



Programma di indagini per la realizzazione
dell'"eco-diagnosi" di una cava interessata
allo stoccaggio di fanghi di micelio ed industriali
nel Comune di San Pancrazio Salentino (BR)

Relazione Finale



Consiglio Nazionale delle Ricerche

Istituto di Ricerca Sulle Acque

9 gennaio 2009

INDICE

PREMESSA	2
<i>Inquadramento litologico dell'area in esame</i>	<i>2</i>
DESCRIZIONE DELLE ATTIVITÀ.....	4
1. RICOGNIZIONE DA ELICOTTERO ED ELABORAZIONE DELLE IMMAGINI.....	5
1.1 <i>Realizzazione dell'Ortofoto.....</i>	<i>5</i>
1.2 <i>Immagini nell'infrarosso.....</i>	<i>7</i>
1.3 <i>Modello Digitale del Terreno e Modello Digitale delle Superfici.....</i>	<i>10</i>
1.4 <i>Rilievo Laser.....</i>	<i>11</i>
1.5 <i>Software utilizzati per le elaborazioni</i>	<i>13</i>
2. ELABORAZIONE DELLE IMMAGINI DA SATELLITE PER LA DEFINIZIONE DEL GRADO DI FRATTURAZIONE	14
2.1 <i>Descrizione sintetica del metodo.....</i>	<i>14</i>
2.2 <i>Inquadramento metodologico del riconoscimento delle fratture.....</i>	<i>15</i>
2.3 <i>Metodologia d'elaborazione adottata</i>	<i>17</i>
2.4 <i>Costruzione delle scatterogramma.....</i>	<i>18</i>
2.5 <i>Risultati</i>	<i>20</i>
3. TOMOGRAFIE ELETTRICHE.....	23
3.1 <i>Modalità di esecuzione del rilievo geofisico</i>	<i>24</i>
3.2 <i>Risultati indagini geoelettriche.....</i>	<i>24</i>
4. PROVE INFILTROMETRICHE	28
5. INDAGINE AZIMUTALE	36
6. CAMPIONAMENTI E DETERMINAZIONI ANALITICHE SULLE MATRICI FANGHI, SUOLO, ACQUE SUPERFICIALI E SOTTERRANEE	39
6.1 <i>Procedure sperimentali impiegate</i>	<i>40</i>
6.2 <i>Procedure di campionamento</i>	<i>43</i>
6.3 <i>Risultati sperimentali ottenuti.....</i>	<i>46</i>
6.3.1 <i>Campioni di acque sotterranee</i>	<i>47</i>
6.3.2 <i>Campioni solidi.....</i>	<i>50</i>
6.4 <i>Conclusioni</i>	<i>53</i>
7. ANALISI DELLE COMUNITÀ MICROBICHE	57
7.1 <i>Materiali e Metodi.....</i>	<i>57</i>
7.1.1 <i>Acqua sotterranea.....</i>	<i>57</i>
7.1.2 <i>Matrice solida</i>	<i>61</i>
7.2 <i>Risultati</i>	<i>65</i>
7.2.1 <i>Acqua sotterranea.....</i>	<i>65</i>
7.2.2 <i>Matrice solida</i>	<i>68</i>
7.3 <i>Conclusioni</i>	<i>74</i>
8. IMPLEMENTAZIONE DEL WEB GIS	76
9. DIFFUSIONE DELLE INFORMAZIONI E COINVOLGIMENTO DELLA COMUNITÀ LOCALE	84
9.1 <i>Obiettivi</i>	<i>84</i>
9.2 <i>Materiali e metodi</i>	<i>85</i>
9.3 <i>Risultati</i>	<i>90</i>
9.4 <i>Conclusioni</i>	<i>94</i>
CONSIDERAZIONI FINALI	97

ALLEGATI

ALLEGATO A - RILIEVI DA ELICOTTERO

ALLEGATO B - PROFILI ELETTRICI

ALLEGATO C – SITI DI CAMPIONAMENTO

Premessa

Il comune di San Pancrazio Salentino, il 30 luglio 2008, ha affidato all'Istituto di Ricerca sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche (IRSA - CNR) l'incarico di realizzare un programma di indagine di una cava interessata, nel periodo 1980-1990, allo smaltimento di rifiuti derivanti dal ciclo produttivo dello stabilimento LEPETIT di Brindisi. La produzione di tale stabilimento ha riguardato materie prime antibiotiche, ottenute per processo fermentativo e successive trasformazioni chimiche. In particolare i rifiuti collocati in discarica sono costituiti da micelio esausto prodotto nel processo produttivo degli antibiotici, terra filtrante e fanghi biologici stabilizzati provenienti dall'impianto di trattamento a fanghi attivi in cui sono confluiti gli scarichi dei reparti di produzione e le acque provenienti da tutti gli altri settori dello stabilimento. Tali fanghi sono stati destinati allo smaltimento definitivo in cava dopo aver subito trattamento con cloruro ferrico, parziale disidratazione e stabilizzazione con calce idrata.

L'attività di “eco-diagnosi” realizzata ha avuto le seguenti finalità: (i) valutare l'eventuale presenza di contaminazione nell'area di indagine, (ii) fornire indicazioni sulle caratteristiche geologiche e idrogeologiche della cava allo scopo di fare chiarezza e risolvere aspetti problematici legati ad informazioni contrastanti prodotte da precedenti relazioni già in possesso dell'Amministrazione locale, (iii) promuovere il coinvolgimento della comunità locale sia in fase di analisi del problema che in fase progettuale.

Inquadramento litologico dell'area in esame

Nell'area d'interesse affiorano formazioni sedimentarie relative all'intervallo temporale Cretaceo – Olocene. A partire dai complessi più antichi, queste possono essere così schematizzate¹:

– *Dolomie di Galatina* con passaggio graduale al Calcere di Altamura Le Dolomie di Galatina (Cenomaniano inf. – Turoniano), formazione più antica affiorante a NE ed a SO dell'area di studio, sono rappresentate dai seguenti tipi litologici: 1) dolomie e calcari dolomitici, grigi, talora bituminosi; 2) calcari micritici, chiari, spesso laminari; 3) calcari ad intraclasti; 4) calcari a pellets; 5) calcari a bioclasti; 6) brecce calcaree.

¹ Da: Martinis B., “Note geologiche sui dintorni di Casarano e Castro (Lecce)”, Rivista Italiana di paleontologia e stratigrafia, 73 (04), 1967, pp. 1297-1380.

I frammenti calcarei sono angolosi e di dimensioni variabili (talora superano i 30 cm di diametro). La stratificazione, con periodo da 5 a 40 cm, spesso presenta laminazioni e suddivisioni ritmiche.

Lo spessore affiorante delle Dolomie di Galatina non è determinabile, causa la difficoltà di correlare tra loro gli affioramenti che si presentano spesso discontinui per la pellicola di eluvium che li ricopre.

L'ambiente di deposizione delle Dolomie di Galatina si può considerare abbastanza simile a quello di una piattaforma carbonatica attuale, di mare poco profondo, con eventuali episodi di emersione (livelli e brecce).

– *Calcareniti del Salento* - Con tale termine formazionale si indicano tutti quei sedimenti calcarenitici plio-pleistocenici noti in bibliografia con il termine di “Tufi” e per i quali è stata effettuata una suddivisione in base ai rapporti stratigrafici ed alle caratteristiche paleontologiche.

Tale complesso, in discordanza rispetto all'orizzonte precedente, affiora in generale in aree morfologicamente depresse e pianeggianti, occupate dal mare pliocenico-calabriano. E' costituito da sabbie calcaree di colore azzurrognolo, talvolta giallastro per ossidazione, in genere debolmente cementate. Sono presenti scarse e poco potenti intercalazioni di panchina, ricche di Pecten, Nassa, Dentalium, Cardium, Chlamys, Arca, ecc.

Le sabbie calcaree sono spesso argillose, a volte con livelli esclusivamente argillosi, azzurrognoli e con una potenza che sembra non superi i 30-35 metri. Nelle aree limitrofe al centro urbano di San Pancrazio l'orizzonte viene a contatto con la Formazione di Gallipoli. Il passaggio non è molto chiaro, sia per la scarsa esposizione dei sedimenti interessati, sia per l'assenza di caratteri morfologici indicativi. E' possibile che tale passaggio sia costituito da una regolare successione stratigrafica, caratterizzata da una graduale affermazione nel tempo delle caratteristiche tipiche della Formazione di Gallipoli.

Descrizione delle attività

Le attività d'indagine in cui si articola il programma di “eco-diagnosi”, finalizzate alla comprensione delle singole problematiche interessanti il sito in esame, agiscono in maniera sinergica nel fornire informazioni sulla situazione ambientale nella cava interessata dallo smaltimento di fanghi industriali provenienti dallo stabilimento Lepetit di Brindisi. Tali indagini sono state orientate alla formazione di un inquadramento preliminare dello stato di contaminazione del sito mediante l'identificazione delle sostanze inquinanti presenti nelle matrici solide (suolo e fanghi) e nelle acque sotterranee (livelli acquiferi e falda), realizzato attraverso rilievi aerei e satellitari, campionamenti, determinazioni analitiche, indagini geoelettriche, finalizzate ad ottenere informazioni circa la natura geologica degli affioramenti, la costituzione del substrato roccioso, etc.. Le indagini geoelettriche, inoltre, individuando modalità e velocità d'infiltrazione dell'acqua dalla superficie nel sottosuolo, favoriscono la comprensione dei fenomeni di diffusione dei contaminanti nel sottosuolo.

Nell'ambito delle attività condotte nel programma di eco-diagnosi, inoltre, l'attività di diffusione delle informazioni e di organizzazione di un processo decisionale partecipativo con il consenso della comunità locale, ha consentito di affrontare la problematica ambientale assumendo, una prospettiva più ampia, rispetto a quella derivante dalla conoscenza tecnico-scientifica, promuovendo l'emergere delle diverse prospettive, che rivestono un'importanza fondamentale nella definizione della percezione del rischio dei diversi attori coinvolti.

In tal modo, il programma di indagini realizzato per l'”eco-diagnosi” della ex cava Lepetit rappresenta un valido strumento sia per l'indagine preliminare riferita allo stato di contaminazione dell'area in esame, sia per implementare la comunicazione tra i differenti attori (istituzionali e non, presenti sul territorio), in merito agli elementi di rischio relativi alla problematica in esame.

1. Ricognizione da elicottero ed elaborazione delle immagini

(Responsabile di fase: Vito Felice Uricchio)

La presente attività è stata orientata ad acquisire informazioni utili per l'individuazione dell'area interessata dallo smaltimento dei fanghi, allo scopo di orientare le successive attività di campionamento e di rilievi diretti ed indiretti come le prospezioni geofisiche. I rilievi sono stati eseguiti con un elicottero AS350, fissando i sistemi di rilevazione fotografica e *laser scan* al gancio baricentrico.

In particolare, attraverso l'attività di sorvolo dell'area sono stati ottenuti i seguenti risultati:

1. Ortofoto
2. Immagini nell'infrarosso
3. Modello Digitale del Terreno e delle Superfici
4. Rilievo Laser

Le tecniche di acquisizione dei dati grezzi sono state:

Attività	Tecnica
Realizzazione di riprese aeree a colori	Acquisizione delle immagini da velivolo ad ala rotante mediante camera digitale
Realizzazione di riprese aeree nel campo dell'infrarosso	Acquisizione delle immagini da velivolo ad ala rotante mediante camera infrarosso.
Esecuzione dei rilievi laser e dei DTM e DSM di precisione	Acquisizione dei dati da velivolo ad ala rotante mediante altimetro laser-scanner.

Tabella 1.1: Attività di sorvolo dell'area in esame e tecniche di acquisizione dei dati grezzi

1.1 Realizzazione dell'Ortofoto

Le modalità tecniche con le quali è stato eseguito il rilevamento sono quelle proprie della fotogrammetria, integrata con operazioni di *editing* grafico ed alfanumerico.

Le immagini sono state acquisite con una fotocamera digitale a colori ad alta risoluzione a seguito di una idonea pianificazione dell'attività di volo che ha portato alla definizione della quota relativa di volo, allo scopo di ottenere un elevato livello di risoluzione spaziale.

I voli sono stati eseguiti in data 17 ottobre 2008, nelle ore a cavallo del mezzogiorno solare, per minimizzare la proiezione delle ombre sul terreno; i fotogrammi si presentano, infatti,

nitidi, privi di nubi, di cortine di fumo e di ombre da esse provocate, tali da rendere difficoltosa l'osservazione degli elementi del terreno fotografati.

Successivamente alla fase di acquisizione digitale delle immagini, i relativi istogrammi sono stati analizzati con *software* specifici per assicurare che il *range* dinamico disponibile fosse pienamente usato senza saturazione o tagli. L'elevata precisione delle ortofoto dipende dalla precisione degli elementi di orientamento dei fotogrammi e dalla precisione del DTM. Per l'ortorettifica delle Ortofoto realizzate si è utilizzato il DTM generato dal *laser-scan* con griglia a passo 1 m.



Figura 1.1: Elicottero utilizzato per l'acquisizione delle immagini

L'ortorettifica, è stata realizzata con il software ER Mapper (utilizzato anche per l'elaborazione delle immagini da satellite), avvalendosi del DTM definito dal rilievo laser, del file di calibrazione della camera e dei valori di orientamento esterno calcolati in precedenza.

Le fasi del processo di ortorettifica fanno riferimento ai seguenti passaggi:

- Definizione del metodo scelto (orientamento mediante parametri esterni);
- Definizione del modello digitale;
- Orientamento interno dei fotogrammi;
- Inserimento dei parametri di orientamento esterno;
- Creazione dell'ortofoto.

Per il ricampionamento delle immagini ci si è avvalsi di algoritmi di ricampionamento tali da conservare valori prossimi a quelli verificati prima della rettificazione.

Come ultima fase si è provveduto alla Mosaicatura delle ortofoto ed al taglio definitivo.



Figura 1.2: Ortofoto della cava ex Lepetit di San Pancrazio Salentino mosaicata e ricampionata.

1.2 Immagini nell'infrarosso

Nell'ambito delle attività di volo sono state acquisite anche immagini nell'infrarosso utili alla delimitazione dell'area interessata allo smaltimento dei fanghi per la differente risposta spettrale.

Le immagini sono state acquisite come filmato video continuo e successivamente sono stati estratti dei fotogrammi a passo di 1 sec.

Lo strumento è stato settato con un *gain* variabile da 4 a 5 in funzione delle diverse condizioni di illuminazione solare e di emissività delle superfici.

Si è proceduto in seguito alla georeferenziazione delle immagini all'infrarosso sulla base delle ortofoto prodotte, con la tecnica del *Map to map*.



Figura 1.3: Immagine nel campo dell'infrarosso utilizzata per la perimetrazione dell'area interessata allo smaltimento.



Figura 1.4: Particolare dell'immagine nel campo dell'infrarosso



Figura 1.5: Area perimetrata interessata dallo smaltimento dei fanghi

L'area totale direttamente interessata nelle attività di smaltimento risulta essere: **1,2527 ettari**.

1.3 Modello Digitale del Terreno e Modello Digitale delle Superfici

Il modello digitale del terreno (anche noto come DTM - *Digital Terrain Model* o DEM - *Digital Elevation Model*) è la rappresentazione della distribuzione geometrica delle quote di un territorio, o di un'altra superficie, in formato digitale. Il modello digitale di elevazione viene in genere prodotto in formato *raster* associando a ciascun pixel l'attributo relativo alla quota assoluta. Di contro il Modello Digitale delle Superfici noto come DSM (dall'inglese *Digital Surface Model*), è la rappresentazione della distribuzione delle quote di una certa superficie in formato digitale e comprende altre forme che normalmente sono eliminate nella ricostruzione del DTM, come la superficie della vegetazione, del costruito, etc.

Entrambi i prodotti realizzati consentono l'analisi digitale del terreno particolarmente utile per lo studio geomorfologico: infatti, sono le variazioni locali dell'elevazione del terreno che ne descrivono la forma della superficie. Queste relazioni vengono quantificate tramite le derivate prima e seconda della superficie $z = f(x, y)$. Ad es. la pendenza massima del terreno e l'esposizione (azimut della linea di massima pendenza) si basano sul calcolo della derivata prima dell'elevazione; la curvatura della superficie sul calcolo della derivata seconda. Questi calcoli implicano, per ogni cella, una derivazione in ciascuna delle direzioni verso le 8 celle limitrofe. I parametri così derivati sono chiamati parametri morfometrici del terreno o semplicemente parametri del terreno. Il DTM ed il DSM, nell'ambito del progetto di eco-diagnosi si sono rivelati utili anche per la valutazione del grado di fratturazione, mentre potranno essere impiegati anche per verificare i parametri legati allo scorrimento superficiale delle acque ai fini dell'implementazione delle azioni di messa in sicurezza e di bonifica.

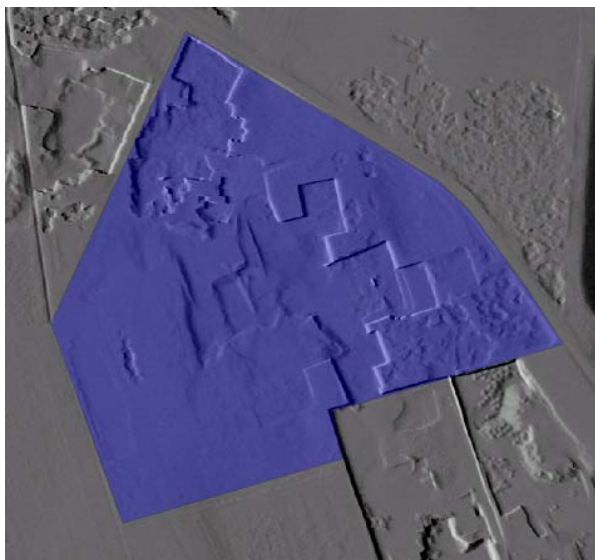


Figura 1.6: Modello Digitale del Terreno (DTM)

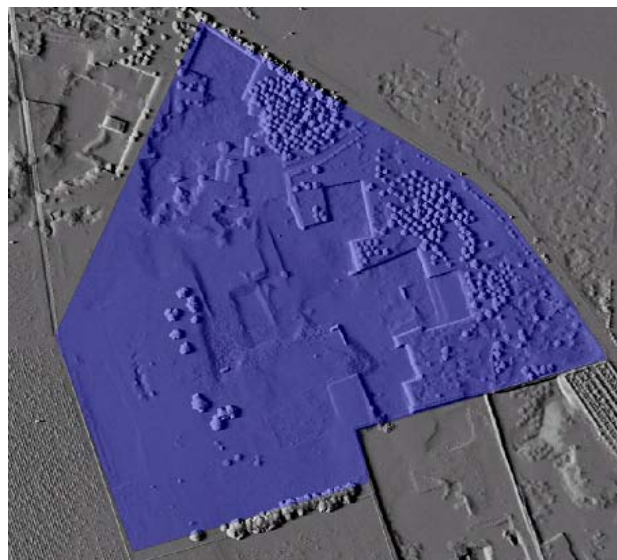


Figura 1.7: Modello Digitale delle Superfici (DSM)

1.4 Rilievo Laser

Il Modello Digitale del Terreno ed il Modello Digitale delle Superfici sono stati generati attraverso l'acquisizione di dati con sistema *laser-scanner* aviotrasportato. Dai dati grezzi, opportunamente calibrati, filtrati e classificati, sono stati estratti i punti appartenenti sia alla superficie che al solo terreno dai quali sono stati ottenuti il DSM e il DTM a maglia quadrata con passo di 50 cm.

L'acquisizione dei dati è avvenuta mediante l'impiego di un sistema integrato costituito da un **laser scanner**, da un **sistema di posizionamento GPS** e da una **piattaforma di navigazione inerziale**. Lo scanner laser utilizzato, che rientra nella famiglia dei sensori **LiDAR**, è il Riegl LMS-Q560: strumento di ultimissima generazione che consente la *Full Waveform Analysis*, ovvero la raccolta di tutti gli echi di risposta, contro i 2 (*first e last echoes*) o al massimo 4 echi raccolti dai più comuni altimetri laser in commercio. Lo strumento è dotato di uno specchio rotante che invia i segnali a terra con una frequenza settabile fino a 240 000 Hz, con angolo di apertura del fascio fino a 60° e una divergenza del raggio di 0.5 mrad. Il fascio laser è inviato a terra nelle frequenze del vicino infrarosso (il sistema è sicuro per la salute umana in quanto il laser rientra nella *Eye Safety Class*) e gli echi di ritorno sono raccolti e campionati a 16 bit.

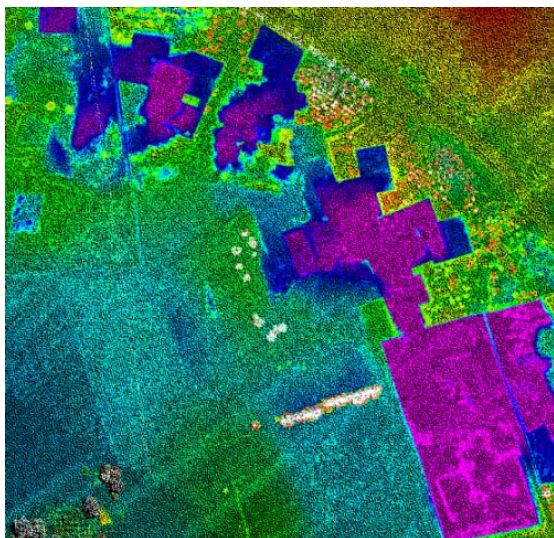


Figura 1.8: Rilievo laser della cava ex-Lepetit

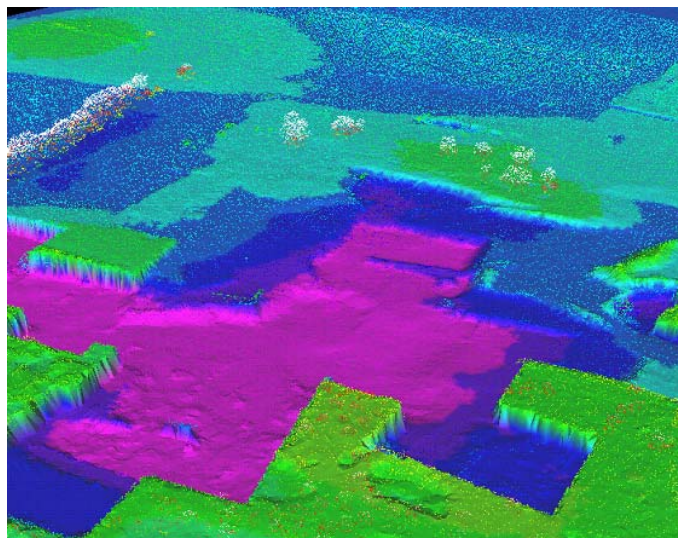


Figura 1.9: Ricostruzione tridimensionale della cava ex-Lepetit

In conseguenza delle prestazioni sopra elencate è stato possibile eseguire un rilievo con precisione strumentale centimetrica ed effettuare una classificazione del terreno e degli oggetti ad esso sovrastanti molto accurata. In aggiunta è stato possibile raccogliere ed elaborare l'intensità di risposta laser ottenendo così delle immagini nel vicino infrarosso (utilizzato ai fini della perimetrazione del sito).

La corretta georeferenziazione dei dati raccolti è assicurata da una antenna GPS Novatel L1/L2, installata in coda al velivolo, con una distanza nota (*lever arm*) dal centro geometrico del sistema di acquisizione, e dal sensore inerziale IMU-IIId (*Inertial Measure Unit*) prodotto dalla IGI, basato su 3 accelerometri e 3 giroscopi a fibre ottiche che garantiscono la registrazione di tutti i movimenti dell'elicottero per la correzione dell'assetto sia in fase di rilievo che di post-processing dei dati, con un errore massimo di $0^{\circ}003'$ in *roll* e *pitch* e di $0^{\circ}007'$ per l'*heading*.

La differente risposta dell'impulso laser su differenti ostacoli, come foglie, alberi, fili sospesi etc., genera una ripartizione in più componenti che vengono riflesse verso l'alto in tempi diversi che lo strumento è in grado di registrare offrendo la possibilità di discriminare il DTM dal DSM.

1.5 Software utilizzati per le elaborazioni

Per le elaborazioni summenzionate sono stati utilizzati applicativi di comprovata affidabilità, per cui oltre ai software specifici delle case produttrici degli strumenti, sono stati utilizzati:

SOFTWARE	DESCRIZIONE	PRODUTTORE
VERTO 3	Software per la trasformazione di datum geografici	IGMI
ArcGIS	Applicativo per il trattamento di dati geografici	ESRI
ER Mapper	Applicativo per la gestione di immagini georeferenziate	ER Mapper
Microstation	Motore grafico per applicazioni MDL	Bentley
Suite TerraSolid	Applicativo per il trattamento dei dati laser scan	Terrasolid

Tabella 1.2: Software utilizzati per le elaborazioni

2. Elaborazione delle immagini da satellite per la definizione del grado di fratturazione

(Responsabile di fase: Vito Felice Uricchio)

2.1 Descrizione sintetica del metodo

La metodologia utilizzata nella porzione di territorio interessata dalle attività di approfondimento scientifico in agro di San Pancrazio Salentino è stata orientata al riconoscimento semiautomatico di aree a più intensa fratturazione allo scopo di individuare allineamenti eventualmente interessati da un deflusso preferenziale delle acque meteoriche, ottenendo utili informazioni per la comprensione del quadro idrogeologico.

La metodologia di riconoscimento delle possibili fratture attraverso la foto-interpretazione d'immagini satellitari individua, in maniera oggettiva e rapida, allineamenti caratterizzati da anomalie igrometriche, termiche e morfologiche, anche non visibili in quanto ricoperti da



Figura 2.1: Sensore Thematic Mapper, installato a bordo del satellite Landsat ed utilizzato nel programma di eco-diagnosi

terreni e materassi alluvionali. La procedura d'interpretazione dei files digitali, si basa sulla localizzazione delle fratture mediante la costruzione di uno scatterogramma delle radianze rilevate dal satellite. L'algoritmo di selezione deriva dalla considerazione che le fratture, anche se parzialmente occluse da terreni sciolti, esercitano un'azione di richiamo dell'acqua, che conferisce al suolo una diversa temperatura ed umidità. La temperatura e l'umidità, insieme alla morfologia del territorio, condizionano la risposta spettrale nelle bande dell'infrarosso e dell'infrarosso termico, consentendo il riconoscimento di fratture.

La procedura applicata riunisce i principali algoritmi usualmente utilizzati per l'interpretazione dei sistemi fratturati, con quelli della classificazione guidata ed automatica delle immagini su personal computer. I risultati della presente metodologia, possono costituire un utile supporto per la definizione dei sistemi fratturati e per orientare approfondimenti a larga scala ed a scala di dettaglio, per localizzare pozzi in cui effettuare campionamenti e per analizzare più diffusamente i possibili impatti della contaminazione sulle falde sotterranee.

2.2 Inquadramento metodologico del riconoscimento delle fratture

La possibilità di riconoscere l'andamento degli allineamenti strutturali dei sistemi fratturati ha delle importanti utilizzazioni in ambiti sia geotecnici che idrogeologici ed ambientali. Riferendosi alle dislocazioni di natura tettonica come faglie e sovrascorrimenti, la possibilità di individuarle sul territorio offre degli utili spunti anche per la programmazione delle attività di caratterizzazione e di bonifica del sito. L'analisi del sistema fissurativo influenza direttamente lo scorrimento delle acque superficiali e sotterranee. La stessa idrografia superficiale è spesso influenzata dal sistema fissurativo: i corsi d'acqua frequentemente ricalcano gli andamenti delle fratture. Anche il drenaggio sotterraneo nelle acque è fortemente condizionato dalla presenza di fratture, in particolare in rocce lapidee. Le fratture costituiscono vie preferenziali di scorrimento delle acque, per cui determinano un incremento del rischio di contaminazione in aree interessate da inquinamenti o in ambiti fortemente antropizzati. Inoltre in aree caratterizzate da litologie carbonatiche, lungo le fratture possono impostarsi fenomeni carsici, amplificando il rischio di inquinamento delle acque sotterranee. In Puglia si notano, infatti, in diverse zone (Castellana Grotte, Noci, Alberobello) numerose doline allineate lungo direzioni preferenziali di deflusso.

Le procedure adottate nella prassi per lo studio delle fratture si articolano a più livelli o scale di rappresentazione:

- ◆ analisi di campo con prospezioni geologiche di superficie in cave e su affioramenti;
- ◆ rilievo indiretto con metodi geofisici;
- ◆ interpretazione di fotografie aeree attraverso l'utilizzo di uno stereoscopio al fine di ottenere una visualizzazione tridimensionale;
- ◆ interpretazione d'immagini satellitari.

Tali metodologie non si escludono vicendevolmente anzi possono integrarsi proficuamente agendo a differenti livelli di risoluzione spaziale o di scala.

Il rilievo diretto ha un'indubbia utilità per la definizione della tipologia degli sforzi (compressivi o distensivi) e della direzione, inclinazione ed immersione della frattura, nonché per la definizione del grado di fessurazione delle rocce.

Le tecniche geofisiche si riferiscono al rilievo indiretto di parametri fisici e delle anomalie che i sistemi fratturati possono comportare. In particolare i sistemi geofisici utilizzati per il rilievo

delle fratture nell'area di San Pancrazio Salentino hanno fatto ricorso a *prospezioni* geoelettriche che consentono il rilievo della resistività del mezzo, accompagnate da prove infiltrometriche che consentono la valutazione della velocità di infiltrazione nel sottosuolo.

L'interpretazione delle fotografie aeree, eventualmente arricchite da informazioni laser (come nel caso in esame), abitualmente si basano sulla lettura dei motivi morfologici o delle variazioni della tessitura nel fotogramma; in relazione alla scala del fotogramma e quindi alla quota di volo, è possibile ottenere informazioni con differente grado di risoluzione geometrica.

L'interpretazione delle immagini da satellite, finalizzata allo studio dei sistemi fratturati, attualmente utilizza diversi algoritmi per definire i possibili allineamenti. Tra questi ritroviamo quelli generalmente basati sull'analisi delle frequenze luminose rilevate mediante *scanner* in diverse bande di frequenza o quello basato sulla trasformata di Hough (Fitton and Cox, 1998). Il vantaggio di operare sulle frequenze deriva dal fatto che le immagini da satellite (in particolare del Landsat Thematic Mapper), consentono di ottenere informazioni anche oltre lo spettro visibile, rendendo percepibili quelle caratteristiche del territorio non altrimenti rilevabili, come il contrasto dovuto sia al livello termico delle superfici osservate che all'umidità dei suoli (Clark, C.D. and Wilson, C., 1994). Questo consente anche di evidenziare allineamenti mascherati da materiali alluvionali e dalla vegetazione (Lillesand et al., 1994). Naturalmente sono richieste anche altre procedure per ottenere una visualizzazione di tutti i possibili allineamenti. In genere per tali finalità si utilizzano delle riprese invernali perché consentono un maggior contrasto acqua-terra, un'attenuazione della vegetazione, un alto contrasto tra zone in luce e zone in ombra, con conseguente aumento dell'effetto plastico della superficie. A valle di tale elaborazione, è però richiesta una certa abilità del rilevatore che attribuisce, sulla base della conoscenza teorica e della esperienza pratica, un significato alle forme ed alle differenze di tessitura dei suoli.

L'algoritmo applicato utilizza una procedura semiautomatica in grado di elaborare su personal computer l'immagine satellitare producendo in modo semplice e rapido gli allineamenti interessati dal deflusso idrico, anche sub superficiale, di notevole interesse idrogeologico. I vantaggi della procedura sono insiti nell'automazione della stessa, conferendo oggettività ai risultati e rapidità all'elaborazione.

2.3 Metodologia d'elaborazione adottata

La metodologia applicata consente di elaborare immagini satellitari al fine di evidenziarne i possibili allineamenti, con una procedura automatica che comprende algoritmi d'uso corrente (Schowengerdt, 1983), l'utilizzo di uno scatterogramma per la selezione di pixel allineati e la vettorializzazione dei risultati. La *sintesi additiva* delle bande [4,5,3] individua aree caratterizzate da differente umidità, condizione che può essere esaltata dall'esecuzione del *contrast stretching*, preceduta dal *taglio delle code* (cioè eliminazione delle frequenze al di sotto di un certo valore di taglio e che costituiscono il rumore di fondo).



Figura 2.2: Immagine da satellite [3,2,1]

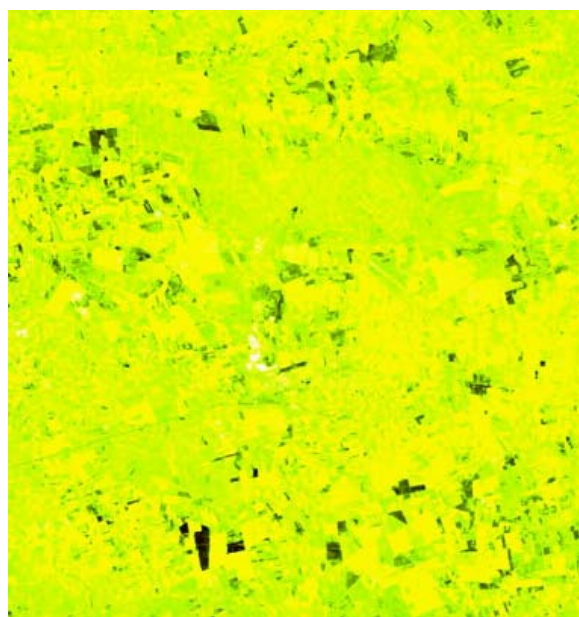


Figura 2.3: Sintesi additiva delle bande [4,5,3]

L'espansione del contrasto suddivide le risposte spettrali con tonalità di grigio su un *range* più ampio di colorazioni, con la finalità di ottimizzare il *range* di riflettanza contenuto su un'immagine o su una parte di questa, per meglio discriminare aree con differente contenuto d'umidità. Anche il *level slicing* (equidensometria) sulle bande 5 e 7 divide l'immagine in un numero predefinito di livelli di colore, in grado di definire in maniera più chiara aree a differente umidità. Per motivazioni di carattere cromatico, nello *slicing* sulle singole bande 5 e 7, possono utilizzarsi più livelli di grigio al fine di consentire all'occhio una maggiore capacità di discernimento del differente grado d'umidità. L'operazione di *derivazione* permette di mettere in rilievo le variazioni morfologiche e le discontinuità geometriche delle

superfici rilevate. In particolare, è stata implementata la derivazione di tipo *onnidirezionale* in valore assoluto, particolarmente utile per lo studio di fenomeni ad elevato grado di simmetria come gli allineamenti strutturali e le fratture.

Infine, la funzione *prodotto* può essere utilizzata per moltiplicare le bande 6 e 7 esaltando l'aspetto geometrico ed accentuando il contributo della morfologia per l'individuazione degli elementi strutturali, considerando, in aggiunta, l'informazione termica accanto a quella della umidità. Successivamente, al fine di evidenziare gli allineamenti ed i contorni delle forme, è stato utilizzato, sulle differenti superfici comprese nell'algoritmo d'unione, l'*edge enhancement* mediante l'applicazione del filtro *sharpen 2* (American Society of Photogrammetry, 1980). I differenti metodi sopra esposti ed i metodi di "enfaticizzazione" delle fratture, sono stati racchiusi in un unico algoritmo, gestibile attraverso un software per elaborazioni di immagini digitalizzate, quale ad esempio Er Mapper (Earth Resource Mapping, 1996).

2.4 Costruzione delle scatterogramma

L'applicazione del metodo di foto interpretazione fornisce la visualizzazione sull'immagine dei pixel appartenenti ai diversi allineamenti. Al fine di riconoscere le possibili fratture, è stata effettuata l'analisi di frequenza mediante la costruzione delle *firme spettrali* lungo una frattura nota e la realizzazione dello *scatterogramma*. Quest'analisi consente di ricavare informazioni sulla radianza registrata dal sensore del satellite, scomponendola nelle varie *armoniche a frequenza prefissata*, intendendo per radianza, come noto, l'*emissività* della superficie esaminata, esprimibile come il rapporto tra l'energia emessa ad una certa temperatura e quella che un corpo nero emetterebbe alla medesima temperatura. Il riconoscimento della traccia spettrale lungo la frattura, è stata condotta sulle differenti tipologie di terreno e su differenti usi del suolo. In particolare, sono stati selezionati alcuni pixel sulle principali fratture ben visibili, ed è stato esaminato, per ciascuno di esso l'andamento dei valori delle radianze registrate per ogni banda di frequenza. Il profilo ottenuto per ogni pixel (firma spettrale), rappresentato da una spezzata che unisce i punti di coordinate (n. banda; radianza), mostra un andamento analogo per tutti i pixel, con una variabilità dei valori di radianza che diventa minima in corrispondenza delle bande 6 e 7. Una

volta identificate come bande di riferimento la 6 e la 7, sono stati riportati in un diagramma i valori di radianza dei pixel dell'intera immagine relativi a tali bande.

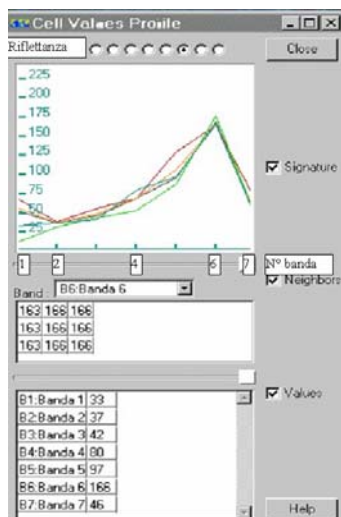


Figura 2.4: Firme spettrali nelle 7 bande

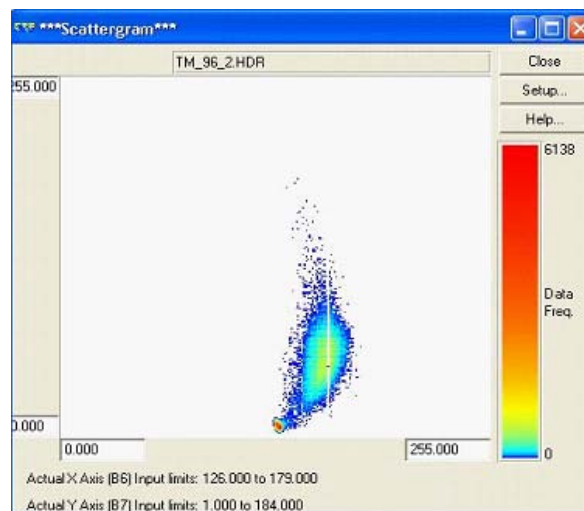


Figura 2.5: Scattergramma

Con tale “scattergramma” è possibile evidenziare i pixel dell'intera immagine che hanno particolari caratteristiche e, nel caso esaminato, selezionando un piccolo rettangolo intorno ai valori di radianza ricavati dai profili precedenti e che corrispondono ai punti di maggiore frequenza, è stato possibile evidenziare con immediatezza le linee preferenziali di probabile discontinuità della roccia. Gli allineamenti evidenziati dall'elaborazione dello scattergramma, infatti, consentono una selezione delle possibili discontinuità, evidenziando quelle interessate da una maggiore umidità e contrasto termico, che per tali motivazioni possono essere assimilate a linee preferenziali di scorrimento sub superficiale dell'acqua e che, a loro volta potrebbero indicare delle fratture o sinclinali. Il risultato dello scattergramma è stato poi trasformato in forma vettoriale ottenendo delle polilinee, più facilmente elaborabili da un punto di vista grafico.

2.5 Risultati

La metodologia in parola è stata applicata ad un'area con un'estensione di circa 40.000 ha che include il sito oggetto di investigazione nel Comune di San Pancrazio Salentino.

Per la messa a punto della metodologia proposta è stata utilizzata un'immagine Landsat Thematic Mapper del 17/06/97 - ora: 08:58:33 (Path : 187 - Row: 32 - Scena ID: 5187032009716810), acquisita nell'ambito del progetto Banca Dati Tossicologica del Suolo ed ancora valida ai fini della presente applicazione.

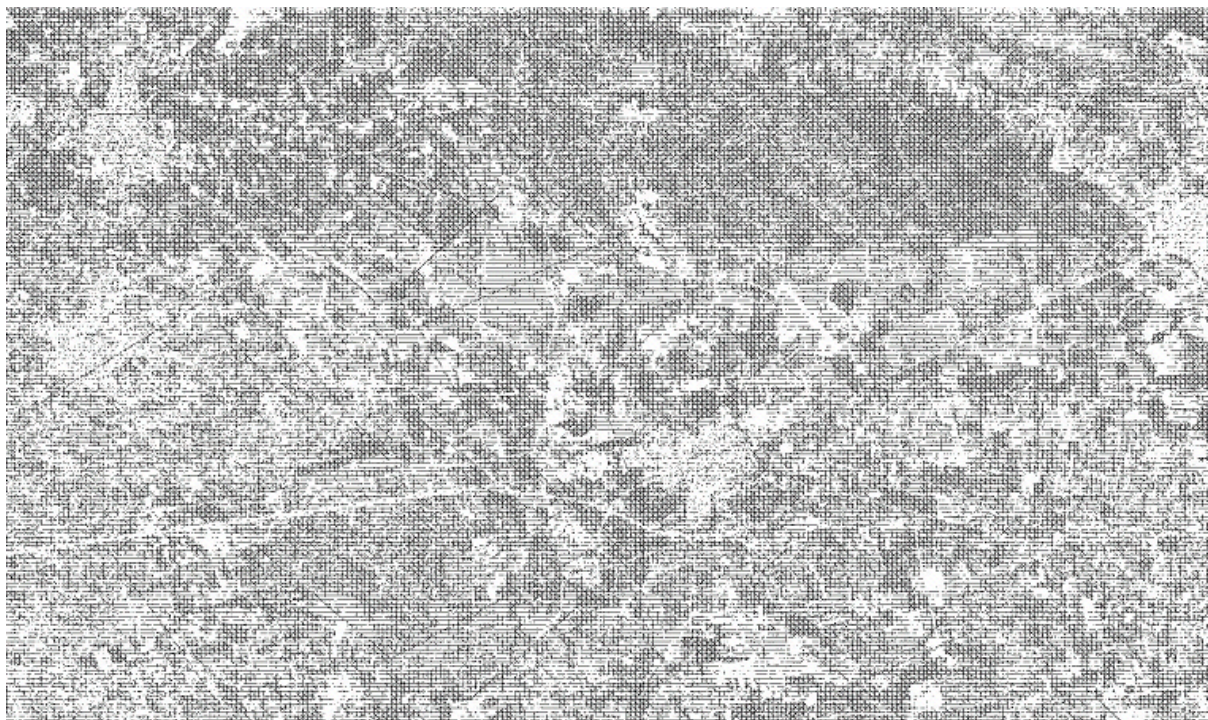


Figura 2.6: Risultato dell'elaborazione semi-automatica, prima della vettorizzazione

L'applicazione della procedura ha evidenziato la presenza di allineamenti il cui orientamento corrisponde alle direzioni appenniniche ed antiappenniniche. Pertanto, le fratture individuate nell'area di San Pancrazio Salentino rispecchiano lo stile tettonico dell'intera regione. I principali lineamenti presenti, infatti, seguono le direzioni NE-SO e NNO- SSE, caratterizzando il paesaggio con una dinamica di tipo distensivo. Più raramente si osservano anche elementi del sistema trascorrente con orientazione E-O. I complessi maggiormente interessati da questi sistemi di fratturazione risultano essere le Dolomie di Galatina e la Formazione di Gallipoli.

Una maggiore densità di fratturazione inoltre è possibile evidenziarla sulle Dolomie di Galatina, notoriamente caratterizzate da fratturazione irregolare e pertanto permeabili per fessurazione oltre che per carsismo. Le altre formazioni geologiche sono caratterizzate da un sistema fissurativo quasi del tutto assente.



Figura 2.7: Quadro fissurativo emerso dall'elaborazione delle immagini da satellite, sovrapposto all'ortofotocarta

Le risultanze emerse sono coerenti anche con l'assetto litologico – strutturale definito dal Servizio Geologico d'Italia, che fa riferimento ad stato di fratturazione delle rocce calcaree legato ai movimenti tettonici che hanno portato nel giro di alcuni milioni di anni all'emersione dell'Avampaese Apulo determinando, di conseguenza, vari sistemi di fagliazione.

Quelli prevalenti, con orientazione NO-SE e E-O, sono associati rispettivamente a movimenti distensivi (faglie dirette) ed a spostamenti trasversali (faglie trascorrenti). Il basamento mesozoico, quindi, risulta condizionato da una storia evolutiva articolata responsabile di una suddivisione dello stesso in più blocchi e della formazione di diversi graben.

L'individuazione automatizzata di linee potenzialmente attribuibili a fratture, ha dato significativi risultati utilizzati anche ai fini della valutazione delle possibili dinamiche di eventuali inquinanti interessanti la falda.

La concordanza dei sistemi fissurativi rilevati automaticamente con gli andamenti morfologici, con le strutture geologiche, con l'assetto stratigrafico degli affioramenti e con gli allineamenti delle formazioni carsiche, conferisce ulteriore forza ai risultati ottenuti.

Occorre evidenziare, tuttavia, che il sistema di individuazione automatizzato delle fratture, essendo basato su anomalie di carattere termico ed igrometrico (legate alla disomogenea distribuzione dell'umidità dei suoli), può essere condizionato anche da altri fattori indipendenti dallo stato fissurativo, quali lo scorrimento delle acque sub - superficiali. Per tale motivo è possibile che alcuni allineamenti rilevati automaticamente possano coincidere con le linee di massima pendenza, con paleoalvei o con motivi morfologici che influenzano il deflusso delle acque.

Riferimenti bibliografici

- Allen D. M. and Michel F. A. (1996), *The successful Use of Microgravity Profiling to Delineate Faults in Buried Bedrock Valleys*. Ground Water, Vol. 34, no. 6, pp. 1132-1140.
- American Society of Photogrammetry (1980), *Manual of Photogrammetry, Fourth Edition*. 105 North Virginia, USA.
- Clark, C.D. and Wilson, C. (1994), *Spatial analyst of lineaments*, Computers&Geosciences 20 (7-8), 1237-1258.
- Earth Resource Mapping (1996), Er Mapper, Western Australia.
- Fitton, N. C., and Cox, S. J. D., (1998). *Optimising the application of the Hough transform for automatic feature extraction from geoscientific images*. Computers & Geosciences 24 (10), 933-951.
- Lillesand, T.M. and Kiefer, R.W. (1994), *Remote Sensing and Image Interpretation*, New York: John Wiley & Sons .
- Regione Puglia (1994-1999) . *Banca Dati Tossicologica Del Suolo e dei Prodotti Derivati*. POP 1994-1999
- Schowengerdt, R. A., (1983).- *Techniques for image processing and classification in remote sensing*. – New York: Academic Press (Coll.: A/1816).

3. Tomografie elettriche

(Responsabile di fase: Maria Caputo)

Nel sito studiato sono stati eseguiti tre profili geoelettrici ubicati come indicato nella cartografia allegata (Allegato B).

L'indagine geoelettrica ha consentito di determinare la distribuzione della resistività elettrica (inverso della conducibilità) nel sottosuolo inviando corrente continua nel terreno attraverso un dipolo (dipolo di energizzazione) e registrando la differenza di potenziale del campo elettrico indotto attraverso altri distinti dipoli (dipoli di misura) posti in successione a distanze progressivamente maggiori lungo uno stendimento. In un semispazio omogeneo e isotropo il campo elettrico si distribuisce attraverso linee di corrente radiali e superfici equipotenziali semisferiche aventi il loro centro nel punto sorgente in superficie. In un sottosuolo non omogeneo, la presenza di un'anomalia di conducibilità determina una distorsione delle linee di corrente e delle relative superfici equipotenziali, diradandole o infittendole in funzione delle caratteristiche elettriche del corpo attraversato.

Attraverso la relazione:

$$\rho = K \cdot \Delta V / I$$

è possibile ricavare la resistività del sottosuolo detta "apparente" in quanto ottenuta ipotizzando un modello di sottosuolo omogeneo. Per ottenere un modello geofisico di distribuzione della resistività reale in un mezzo eterogeneo è necessario eseguire un processo di "inversione" dei dati sperimentali.

In particolare, il PROFILO ELETTRICO N. 1 e il PROFILO ELETTRICO N. 2 sono stati eseguiti, utilizzando il dispositivo elettrodico di tipo Wenner-Schlumberger, al fine di individuare la presenza di livelli acquiferi superficiali; tali livelli acquiferi possono essere più vulnerabili rispetto ad una potenziale contaminazione.

Il PROFILO ELETTRICO N.3 è stato eseguito in una fase di indagine successiva utilizzando il dispositivo Wenner per consentire di definire l'andamento del rifiuto lungo una sezione trasversale delimitandone la profondità di rinvenimento al di sopra del basamento calcarenitico. In questo profilo è stata utilizzata una minore spaziatura fra gli elettrodi per ottenere un maggior dettaglio sulle strutture investigate.

3.1 Modalità di esecuzione del rilievo geofisico

In fase di approntamento delle indagini, sono state valutate le distanze elettrodeiche opportune in funzione della distribuzione areale del sito da investigare e del volume significativo da indagare; inoltre è stato valutato il dispositivo elettrodeico più idoneo per la finalità in oggetto. La scelta di tali parametri è di notevole importanza in funzione della profondità d'investigazione e della risoluzione desiderata.

Per il PROFILO ELETTRICO N.1 e PROFILO ELETTRICO N.2 sono stati utilizzati 48 elettrodi, con spaziatura elettrodeica pari a 3 m e lunghezza totale dello stendimento di 141 m, mentre per il PROFILO ELETTRICO N.3 la spaziatura elettrodeica utilizzata è stata di 2 m con lunghezza totale dello stendimento pari a 98 m.

Il PROFILO ELETTRICO N.2 è stato condotto nelle immediata vicinanza di due fori di sondaggio precedentemente realizzati di cui è nota la stratigrafia, in modo da poter tarare il rilievo geoelettrico; sulla carta delle ubicazioni, per ogni stendimento elettrico è indicata la posizione degli elettrodi e specificata l'ubicazione dell'elettrodo iniziale e finale per indicarne la direzione.

Per la misurazione della resistività del sottosuolo, è stato utilizzato il georesistivimetro Syscal Pro-Switch 48 della Iris Instrument che consente di poter incrementare la profondità di investigazione aumentando automaticamente la spaziatura fra gli elettrodi di corrente, attraverso una operazione denominata *overlap*. Sono stati eseguiti inoltre, opportuni filtri pre-processing, consentendo, in tal modo, di realizzare un rilievo delle caratteristiche elettriche del sottosuolo a distinte profondità di indagine, variabili da pochi centimetri fino a circa 20 m dal piano campagna per il PROFILO ELETTRICO N.1, 27 m dal piano di esecuzione dell'indagine (fondo della cava) per il PROFILO ELETTRICO N.2 e 18 m circa per il PROFILO ELETTRICO N.3.

3.2 Risultati indagini geoelettriche

I risultati delle indagini elettriche sono riportati nelle figure 3.1, 3.2 e 3.3.

Il PROFILO ELETTRICO N. 1 (fig. 3.1), caratterizzato da valori di resistività compresi fra 40 e 2000 Ohm x m circa, evidenzia una sezione elettrostratigrafica nella quale sono state individuate due distinte elettro-strutture, una superficiale resistiva, e una profonda conduttiva.

L'elettro-struttura superficiale si sviluppa fino alla profondità di circa -12 m rispetto al piano di esecuzione dello stendimento elettrico (fondo della cava, posto ad una quota topografica pari a -11 m circa dal piano campagna) ed è caratterizzata da valori di resistività superiori a 120 Ohm x m; raggiungendo valori massimi di circa 2000 Ohm x m; l'elettro-struttura profonda è caratterizzata da valori di resistività maggiori di 120 Ohm x m.

Per ciò che concerne le correlazioni tra valori di resistività e litologia investigata, è possibile associare l'elettro-struttura resistiva superficiale al litotipo calcarenitico affiorante, mentre l'elettro-struttura conduttiva profonda ad una tipologia litologica analoga in presenza di un livello acquifero (livello idrico più superficiale).

PROFILO ELETTRICO N. 1

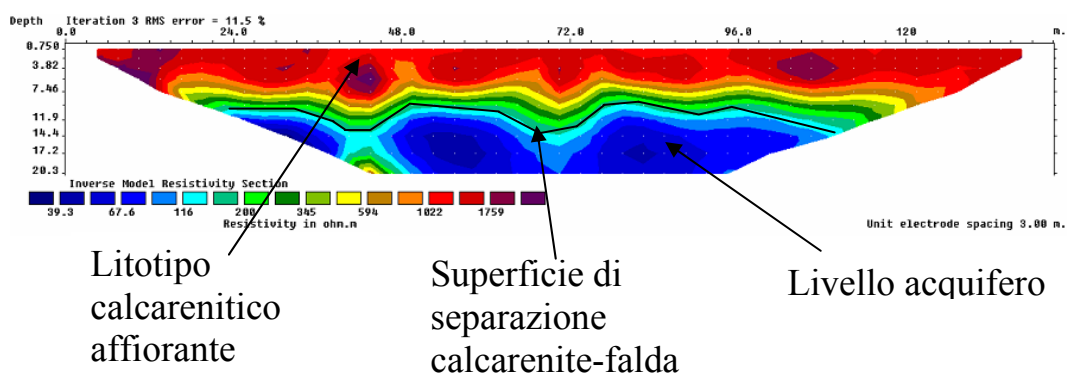


Figura 3.1 – Profilo elettrico N. 1 relativo allo stendimento elettrico eseguito sul fondo della cava, ad una quota topografica di -11 m rispetto il piano campagna.

Il PROFILO ELETTRICO N.2 (fig. 3.2) è stato condotto in vicinanza di due pozzi di sondaggio, posti in una zona a monte rispetto all'area interessata dallo sversamento dei rifiuti. Anche per il PROFILO ELETTRICO N. 2 è stato possibile individuare due distinti elettrostrati, uno superficiale resistivo ed uno profondo conduttivo, aventi *range* di resistività analoghi al precedente profilo elettrico.

In tal caso il livello idrico si attesta intorno a -23 metri rispetto al p.c., ossia alla stessa quota assoluta del PROFILO ELETTRICO N.1, considerato il dislivello di quota di circa 11 metri fra i due.

PROFILO ELETTRICO N. 2

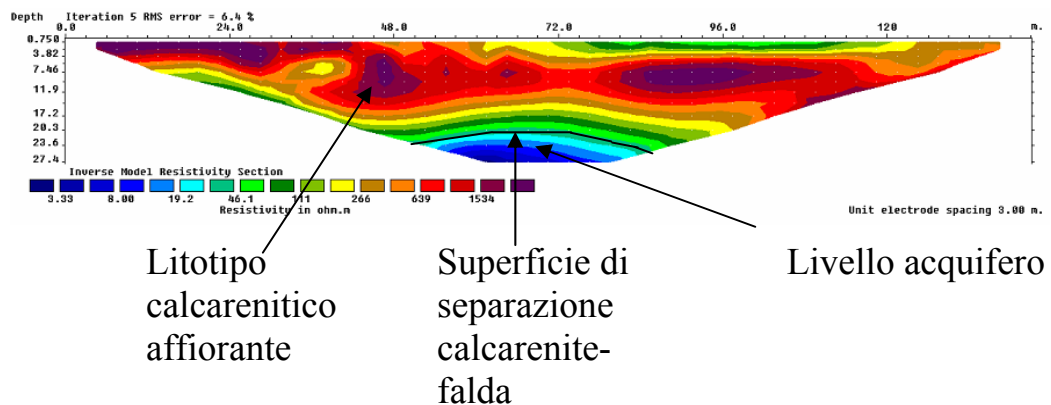


Figura 3.2 – Profilo elettrico N. 2 relativo allo stendimento elettrico eseguito in corrispondenza del piano campagna.

Il PROFILO ELETTRICO N.3 è stato condotto nelle vicinanze del foro di sondaggio eseguito in concomitanza con una fase delle indagini geoelettriche.

La sezione elettrostratigrafica, mostrata in figura 3.3, evidenzia la presenza di tre distinti elettrostrati, uno superficiale mediamente resistivo, uno intermedio conduttivo e uno profondo resistivo.

L'elettrostrato superficiale è caratterizzato da *range* di resistività compresi fra 50 e 600 Ohm x m, quello intermedio conduttivo da valori minimi di resistività che raggiungono anche 1 Ohm x m fino a 50 Ohm x m, l'elettrostrato profondo da valori di resistività maggiori di 200 Ohm x m sino ad un valore di resistività massimo pari a 7000 Ohm x m.

La superficie di separazione fra l'elettrostrato superficiale e quello intermedio si attesta mediamente intorno a -3 m dal p.c., mentre l'elettrostrato conduttivo si approfondisce fino a circa -7 m rispetto al p.c.

Per quanto concerne le correlazioni fra elettro-strutture e litologie investigate è possibile associare all'elettrostrato superficiale il terreno di riporto, all'intermedio il rifiuto sversato nella cava calcarenitica e al profondo il basamento calcarenitico.

Tale elettrostratigrafia è stata confermata dai risultati ottenuti dal pozzo di sondaggio, eseguito a circa 5 metri di distanza.

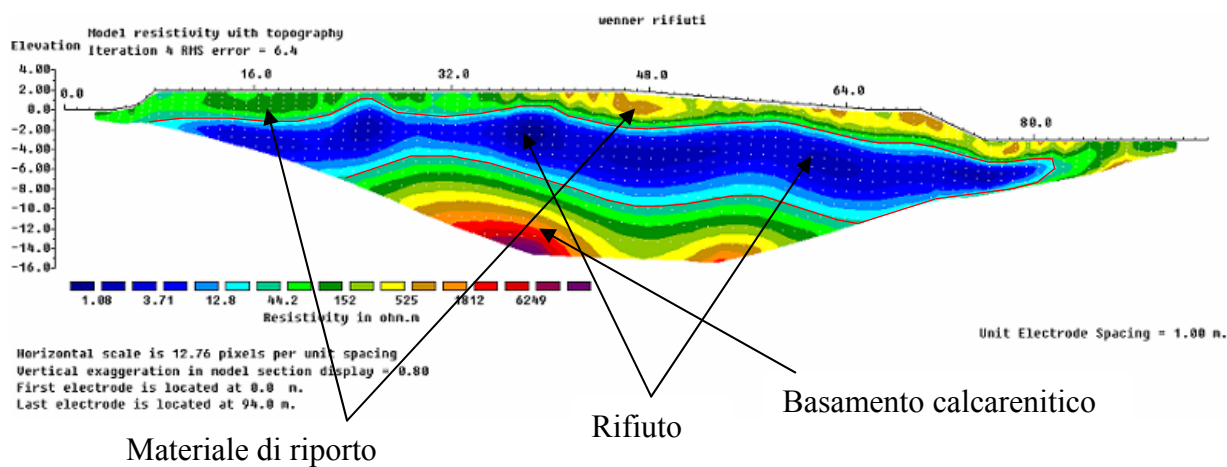


Figura 3.3: Profilo elettrico N. 3 relativo allo stendimento elettrico eseguito lungo una sezione trasversale del rifiuto.

4. Prove infiltrometriche

(Responsabile di fase: Maria Caputo)

In un'area localizzata sul fondo della cava, non interessata dallo stoccaggio di fanghi di micelio e industriali, sono stati eseguiti due diversi tipi di test infiltrometrici, finalizzati all'acquisizione di dati per la stima della velocità di infiltrazione nel sottosuolo e quindi dei tempi per un eventuale migrazione di elementi contaminanti nella zona insatura della suddetta cava.

Il primo test è stato eseguito sul fondo della cava, il cui riempimento è dello spessore variabile da 3 cm a 8 cm, utilizzando come infiltrometro un tubo metallico di lunghezza pari a 50 cm e diametro interno pari a 8 cm collegato, a circa 10 cm dalla base, ad un tubo graduato in PVC di 1 cm di diametro al fine di consentire di rilevare l'abbassamento del livello dell'acqua durante il test infiltrometrico (fig. 4.1). I dati rilevati durante questo test infiltrometrico sono riportati nella tabella 1; da questa e dai relativi grafici (fig. 4.2) è stato possibile determinare, per lo strato di suolo che sovrasta la formazione calcarenitica, la velocità di infiltrazione in condizioni di equilibrio pari a circa 0.006 cm/s (0.21 m/ora), corrispondente al



Figura 4.1 – Test infiltrometrico eseguito con il tubo metallico.

valore che si ottiene considerando l'asintoto orizzontale della curva riportata nella figura 4.2a.

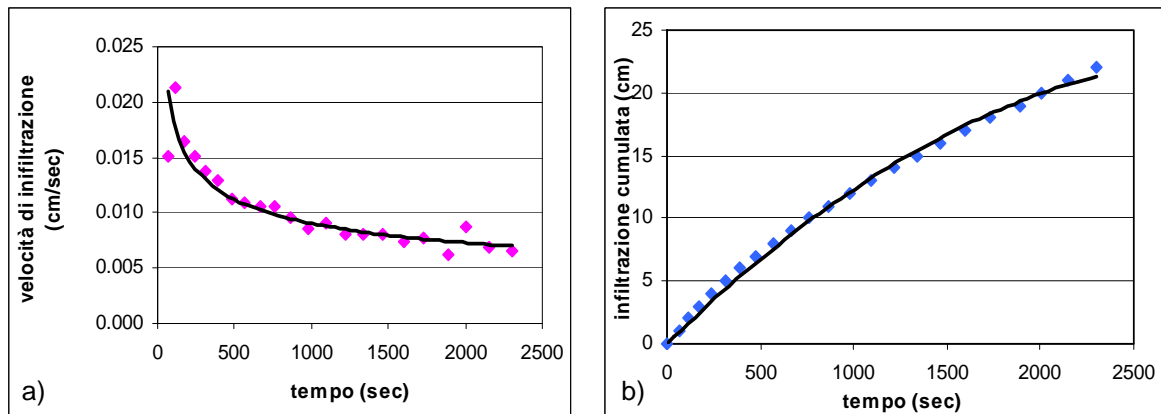


Figura 4.2 – Curve sperimentali relative: (a) alla variazione nel tempo della velocità di infiltrazione e (b) dell'infiltrazione cumulata.

Stazione di misura:	San Pancrazio Salentino				COORDINATE UTM			
					N	40°	25'	52.0''
					E	17°	48'	40.8''
tempo h.m.s	livello cm	Δ_{tempo} h.m.s	Δ_{tempo} sec	tempo sec	Δ_{livello} cm	velocità cm/minuto	velocità cm/secondo	
0.00.00	0	0	0	0				
0.01.06	1	0.01.06	66.00	66.00	1	0.91	0.01515	
0.01.53	2	0.00.47	47.00	113.00	1	1.28	0.02128	
0.02.54	3	0.01.01	61.00	174.00	1	0.98	0.01639	
0.04.00	4	0.01.06	66.00	240.00	1	0.91	0.01515	
0.05.13	5	0.01.13	73.00	313.00	1	0.82	0.01370	
0.06.30	6	0.01.17	77.00	390.00	1	0.78	0.01299	
0.07.59	7	0.01.29	89.00	479.00	1	0.67	0.01124	
0.09.30	8	0.01.31	91.00	570.00	1	0.66	0.01099	
0.11.05	9	0.01.35	95.00	665.00	1	0.63	0.01053	
0.12.40	10	0.01.35	95.00	760.00	1	0.63	0.01053	
0.14.25	11	0.01.45	105.00	865.00	1	0.57	0.00952	
0.16.22	12	0.01.57	117.00	982.00	1	0.51	0.00855	
0.18.13	13	0.01.51	111.00	1093.00	1	0.54	0.00901	
0.20.18	14	0.02.05	125.00	1218.00	1	0.48	0.00800	
0.22.22	15	0.02.04	124.00	1342.00	1	0.48	0.00806	
0.24.25	16	0.02.03	123.00	1465.00	1	0.49	0.00813	
0.26.40	17	0.02.15	135.00	1600.00	1	0.44	0.00741	
0.28.50	18	0.02.10	130.00	1730.00	1	0.46	0.00769	
0.31.30	19	0.02.40	160.00	1890.00	1	0.38	0.00625	
0.33.25	20	0.01.55	115.00	2005.00	1	0.52	0.00870	
0.35.52	21	0.02.27	147.00	2152.00	1	0.41	0.00680	
0.38.25	22	0.02.33	153.00	2305.00	1	0.39	0.00654	
NOTE: prova eseguita con anello infiltrometrico metallico di diametro 7.5 cm infisso nel terreno 2 cm								
DATA: 03/09/2008		ORA: 11.20						

Tabella 4.1: Dati acquisiti durante la prova infiltrometrica.

Il secondo test infiltrometrico, invece, è stato realizzato utilizzando un approccio multidisciplinare basato sull'esecuzione simultanea di una prova infiltrometrica con un anello di grande diametro e di misure di resistività elettrica. In particolare, per la prova infiltrometrica è stato realizzato un anello in vetroresina di diametro pari a 2.10 m, inserito in un solco di circa 5 cm opportunamente inciso nella calcarenite, materiale lapideo che costituisce il fondo della cava (fig. 4.3). La prova infiltrometrica è stata eseguita a carico

costante mantenendo, per tutta la durata della prova, il livello dell'acqua, all'interno dell'anello, pari ad un'altezza di 8 cm.

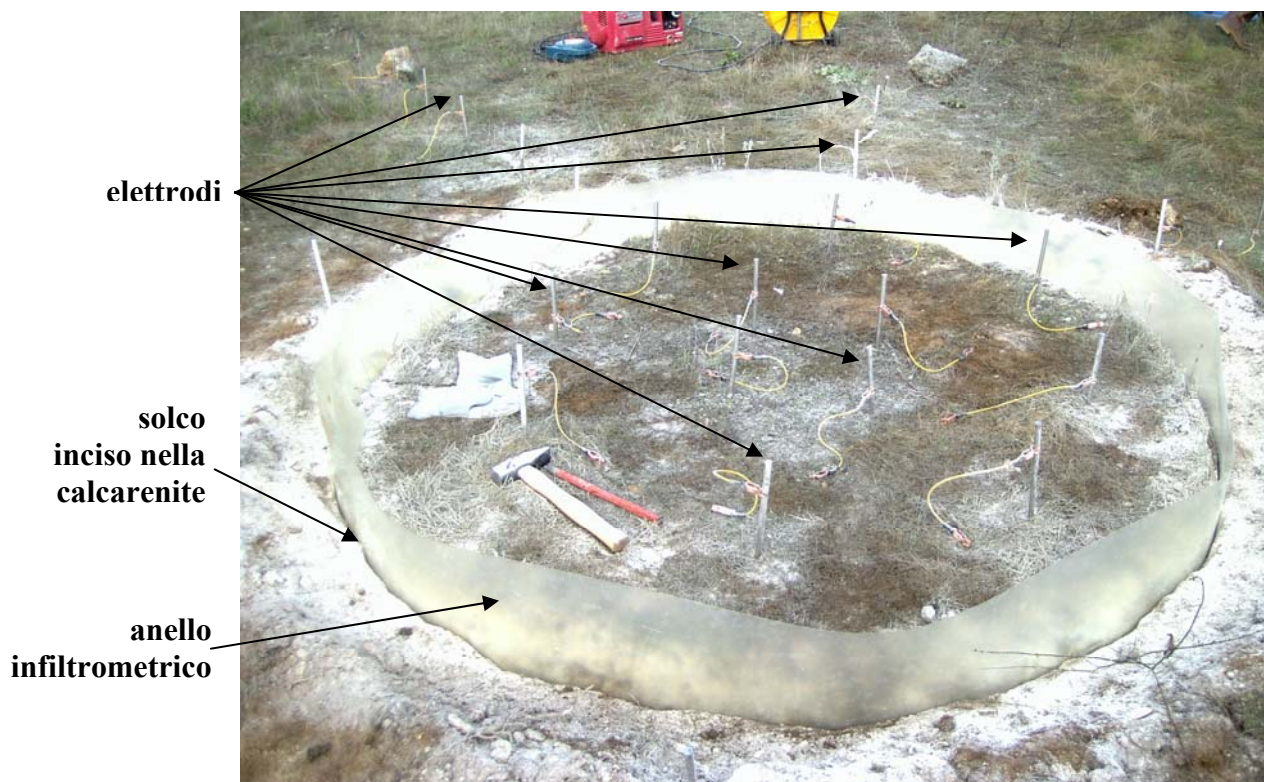
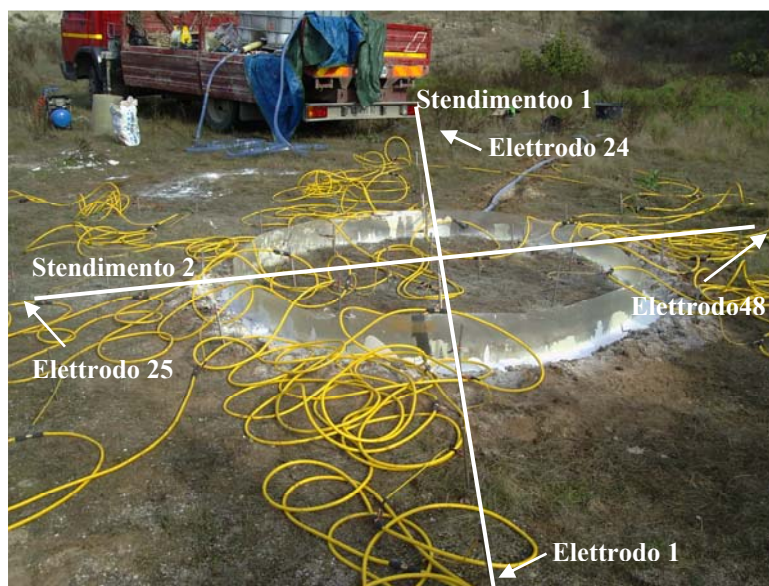


Figura 4.3: Disposizione dell'anello infiltrometrico

Successivamente, è stata eseguita la prova a carico variabile, interrompendo l'immissione di



acqua e monitorandone l'abbassamento del livello nell'anello. Durante il test a carico costante sono state monitorate, ad intervalli di tempo prestabiliti, le portate in ingresso che hanno consentito di mantenere costante il livello di acqua

Figura 4.4a: Disposizione dei due stendimenti elettrici ortogonali tra loro.

nell'anello infiltrometrico. Simultaneamente alle prove infiltrometriche sono state eseguite misure di resistività elettrica, mediante due profili perpendicolari fra loro e simmetrici rispetto al centro dell'anello, di lunghezza pari a 11.5 m, con un dispositivo di tipo Wenner, utilizzando, per ciascuno stendimento, 24 elettrodi distanziati di 0.5 metri (fig. 4.4a e b). Per monitorare le caratteristiche elettriche del sottosuolo, sottoposto



Figura 4.4b – Anello infiltrometrico riempito di acqua durante la prova a carico costante.

all'infiltrazione dell'acqua immessa nell'anello infiltrometrico, è stata utilizzata la tecnica di acquisizione "time-lapse" che, eseguendo in continuo misure di resistività lungo i profili elettrici per circa tre ore, ha permesso di determinare la variazione nel tempo della distribuzione di resistività. Nella figura 4.5 sono riportate le sequenze relative ai profili di resistività elettrica ottenuti, lungo i due stendimenti (n.1 e n.2) ortogonali tra loro, per differenti istanti di tempo dall'inizio della prova infiltrometrica a carico costante. Dall'analisi dei vari profili della figura 4.5 viene evidenziato il processo di infiltrazione dell'acqua in corrispondenza dell'anello, quindi l'approfondimento con il tempo del fronte di umidità che raggiunge la profondità massima di 0.5 m al termine della prova durata, complessivamente, tre ore. Osservando le sequenze di figura 4.5, inoltre, non si hanno evidenze di comportamento anisotropo del sistema e quindi della presenza di vie preferenziali di flusso così come testimoniato dall'evolversi, in maniera abbastanza omogenea ed isotropa, del processo d'infiltrazione.

Nel grafico di figura 4.6 sono riportati i dati sperimentali rilevati durante il test infiltrometrico eseguito a carico costante. Si può osservare come la velocità d'infiltrazione passa da valori molto alti all'inizio del test quando il sistema suolo e sottosuolo è in condizioni non sature e

rapidamente si abbassa raggiungendo un valore di 0.0009 ± 0.0001 cm/s (ossia compreso tra 0.036 m/ora a 0.0288 m/ora) relativo alla condizione prossima alla stazionarietà raggiunta nel mezzo (condizioni quasi sature), corrispondente al valore che si ottiene considerando l'asintoto orizzontale della curva.

Tali valori sono compatibili con le immagini relative alle sequenze dei profili geoelettrici acquisiti durante il test infiltrometrico a carico costante, riportati nelle figure 4.5a e b, dove si osserva che nei primi 20 minuti il fronte umido raggiunge la profondità di oltre 30 cm (compatibile con gli alti valori di velocità d'infiltrazione) e nelle successive 3 ore si approfondisce appena per altri 10 cm, compatibile con il valore di velocità di infiltrazione di circa 0.03 m/ora.

Le immagini relative alle sequenze dei profili elettrici acquisiti durante il test infiltrometrico a carico variabile non evidenziano variazioni rispetto a quelle relative alle acquisizioni durante la prova a carico costante. E' importante evidenziare che nelle immagini di resistività precedenti all'inizio del test infiltrometrico è stato individuato un elettro strato profondo conduttivo; esso in realtà non rappresenta un'anomalia realmente esistente ma un arteficio generato dal software di elaborazione dovuto ad effetti di bordo e al processo di interpolazione dei dati. Tale anomalia, infatti, non è presente nelle acquisizioni eseguite nei tempi successivi e tanto meno nel profilo elettrico N. 1, eseguito in coincidenza dell'anello infiltrometrico.

Un'importante considerazione da farsi a tal proposito è che la velocità di infiltrazione varia notevolmente in relazione alla condizione di saturazione del mezzo; pertanto, dopo un evento piovoso che ha portato il sottosuolo calcarenitico in condizioni prossime alla saturazione la velocità con la quale un potenziale inquinante sarà trasportato nello strato calcarenitico è di circa 0.03 m/ora. Se, invece, la pioggia avviene dopo un lungo periodo di secca, per cui lo strato calcarenitico si trova in una condizione estremamente non satura, allora la velocità d'infiltrazione nei primi minuti sarà più grande di un ordine di grandezza.

Stendimento 1

Elettrodo 1

Elettrodo 24

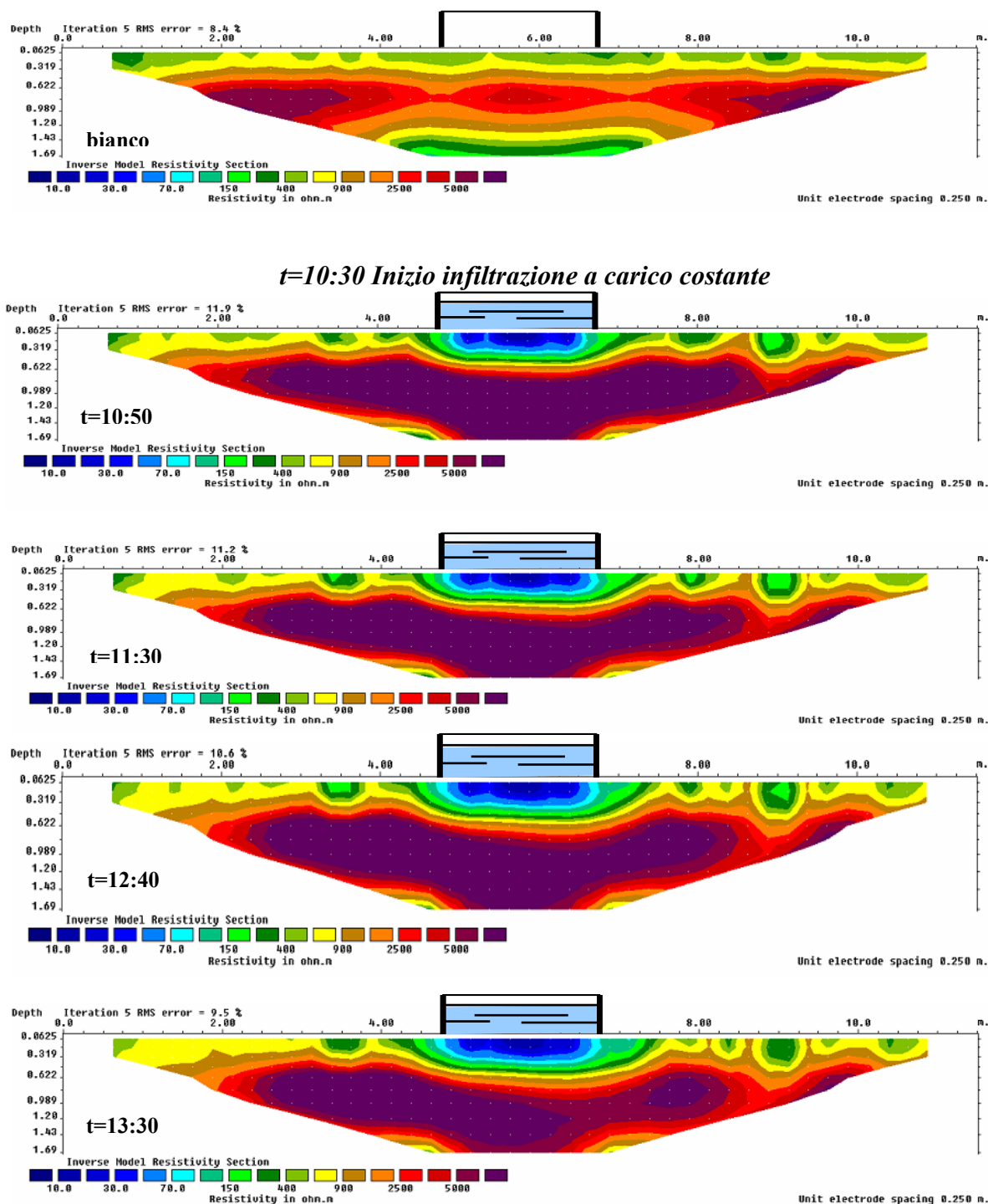


Figura 4.5a – Sequenza temporale dei profili di resistività elettrica acquisiti durante la prova infiltrometrica a carico costante lungo lo stendimento 1.

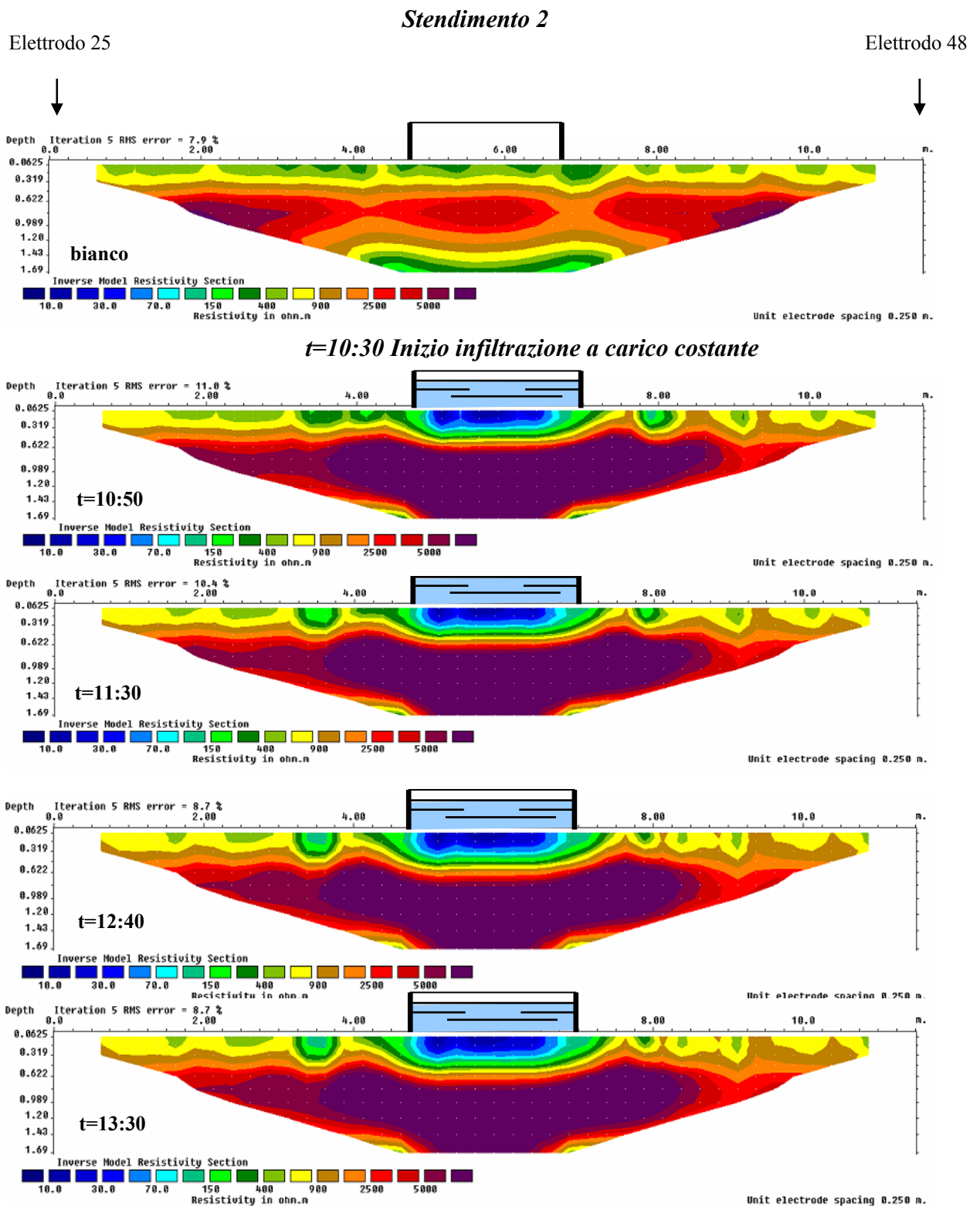


Figura 4.5b – Sequenza temporale dei profili di resistività elettrica acquisiti durante la prova infiltrometrica a carico costante lungo lo stendimento 2.

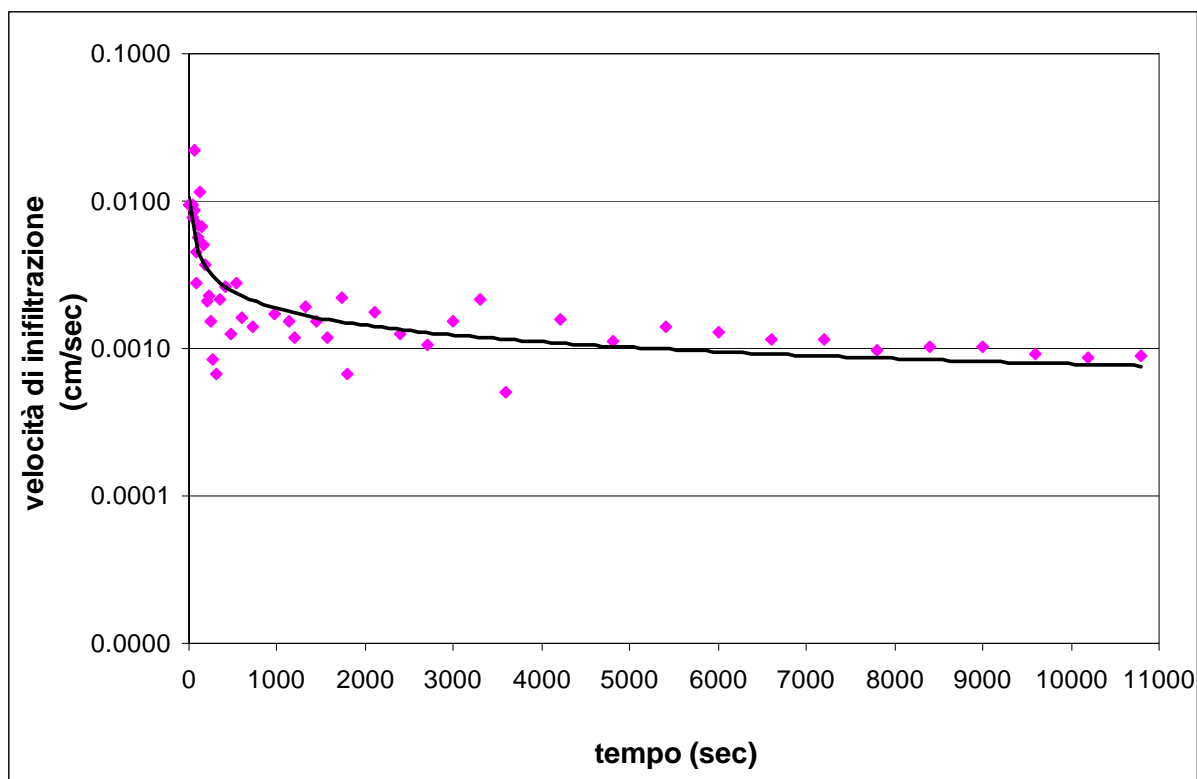


Figura 4.6 – Andamento della velocità di infiltrazione nel tempo durante la prova infiltrometrica a carico costante.

5. Indagine azimuthale

(Responsabile di fase: Maria Caputo)

Nell'area di studio è stato eseguito un sondaggio elettrico mediante misure di resistività azimuthali, al fine di individuare l'eventuale presenza di sistemi di fratturazione principali e direzioni preferenziali di flusso nel litotipo calcarenitico. Tali misure sono state acquisite utilizzando un particolare dispositivo quadripolare non collineare, definito "square array", in cui i 4 elettrodi sono posti ai vertici di un ipotetico quadrato. Come per le misure di resistività tradizionali, in tale quadripolo, una coppia di elettrodi (A e B) è utilizzata per l'energizzazione e l'altra coppia (M e N) per la misura di differenze di potenziale elettrico.

Un'indagine elettrica azimuthale viene condotta in maniera analoga a quelle che utilizzano i dispositivi collineari tradizionali. La posizione del punto misura è attribuita al baricentro del quadrato. In un substrato omogeneo la resistività elettrica rappresenta una grandezza fisica isotropa, ossia rimane costante nello spazio e non cambia in funzione della direzione di misura; variando le coppie di elettrodi energizzanti e di misura e ruotando il quadripolo di indagine, è possibile verificare se esistono cambiamenti nelle misure di resistività apparente al variare dell'azimuth. Inoltre, poiché la profondità d'investigazione dipende dalla dimensione del quadrato d'investigazione, al fine di investigare le eterogeneità di un volume maggiore del sottosuolo, in superficie si dispongono gli elettrodi in modo da generare diversi quadrati di lato via via crescente. Tale analisi consente di ricostruire l'andamento di eventuali sistemi di fratturazione iso-orientati

nel litotipo investigato con maggiore precisione rispetto ai dispositivi comunemente utilizzati, quali il Wenner o lo Schlumberger.

In particolare, nel sito oggetto di studio, le misure di resistività azimuthali sono state condotte

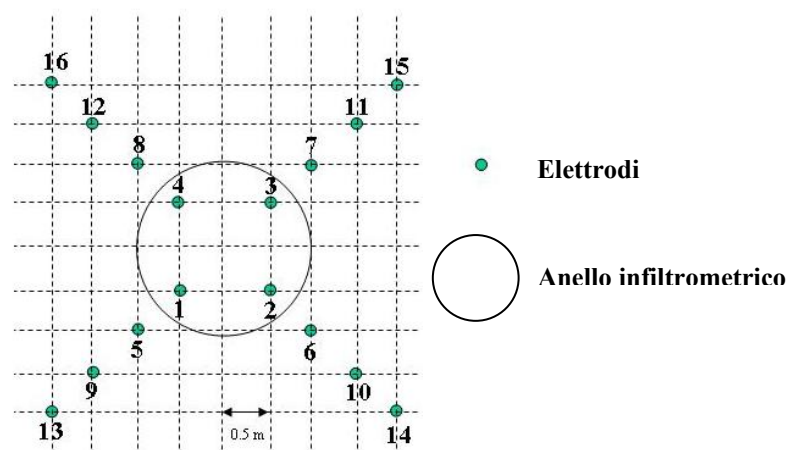


Figura 5.1 - Disposizione degli elettrodi in posizione simmetrica rispetto all'anello infiltrometrico. I 4 quadrati d'indagine sono costituiti dai seguenti elettrodi 1-2-3-4, 5-6-7-8, 9-10-11-12, 13-14-15-16.

contemporaneamente alla prova infiltrometrica, al fine di verificare se eventuali variazioni di resistività possono direttamente essere associate a direzioni preferenziali del flusso di infiltrazione. In posizione simmetrica rispetto al centro dell'anello infiltrometrico, gli elettrodi costituenti il quadripolo sono stati infissi nel substrato calcarenitico in modo da generare 4 quadrati aventi dimensioni di lato rispettivamente pari ad 1 m, 2 m, 3 m e 4 m (fig. 5.1). Per ciascun quadripolo costituente il quadrato d'indagine sono state effettuate 3 distinte misure di resistività apparente, due perpendicolari (alfa e beta) e una diagonale (gamma) variando le coppie di elettrodi energizzanti e di misura (fig. 5.2). Inoltre sono state eseguite altre misure di resistività elettrica ruotando l'intero dispositivo di 45° rispetto all'orientazione iniziale, in modo da evidenziare eventuali variazioni angolari della resistività misurata (fig. 5.3).

Tali misure sono state ripetute in modalità "time-lapse" durante l'infiltrazione dell'acqua nella prova infiltrometrica per oltre 3 ore.

Per ciascun quadrato di indagine sono state calcolate la:

- resistività media
- angolo di *strike* (direzion delle fratture, ossia l'angolo che esse formano con il nord) rispetto alla direzione congiungente gli elettrodi 1-4.
- rapporto di anisotropia, ossia il rapporto fra la resistività apparente misurata perpendicolare alla direzione delle fratture e quella misurata parallela alle fratture.

I risultati evidenziano un brusco decremento della resistività media dopo l'inizio dell'infiltrazione per effetto della circolazione dell'acqua.

Tale decremento risulta più evidente nei "quadrati" di indagine aventi dimensione del lato minore.

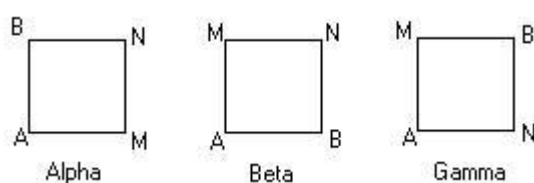


Figura 5.2 - Disposizione elettroica dello square array relativa alle misure effettuate: A e B elettrodi di corrente, M e N elettrodi di misura.

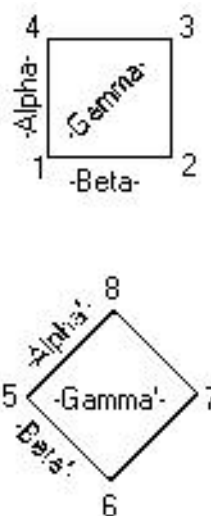


Figura 5.3: In alto l'orientazione originaria del quadrato d'indagine e le relative misure di resistività apparente alfa, beta e gamma, in basso l'orientazione del quadrato ruotato di 45° .

In riferimento alla finalità oggetto dell'indagine, l'angolo di *strike*, misurato rispetto alla direzione congiungente gli elettrodi 1-4, evidenzia un valore variabile da circa 5° a 35°; inoltre, il rapporto di anisotropia medio calcolato risulta piuttosto basso e pari a circa 1,5.

L'analisi "*time-lapse*" dell'angolo di *strike* e del rapporto di anisotropia non evidenziano sostanziali variazioni dei parametri calcolati, consentendo di affermare che il litotipo calcarenitico indagato non presenta caratteri di anisotropia e tantomeno di eterogeneità così come evidenziato dalle sequenze dei profili di resistività acquisite in modalità "*time-lapse*" durante la prova infiltrometrica.

6. Campionamenti e determinazioni analitiche sulle matrici fanghi, suolo, acque superficiali e sotterranee

(Responsabile di fase: Giuseppe Mascolo)

La presente attività ha riguardato l'esecuzione di determinazioni analitiche rivolte ad accertare eventuali condizioni di contaminazione delle matrici ambientali analizzate nell'area interessata allo stoccaggio di fanghi industriali provenienti dallo stabilimento Lepetit e da micelio esausto derivante dalla produzione di eritromicina (antibiotico). Tali determinazioni analitiche sono state effettuate sul materiale presente nel sito, sui suoli e nelle acque di falda campionate in pozzi e/o piezometri disponibili nell'area di interesse. Le analisi sono state finalizzate ad effettuare verifiche sui principali contaminanti ed, in particolare, a valutare la presenza di:

1. **Residui di eritromicina, di composti organici correlati a tale composto, di composti organici volatili e di composti alogenati totali estraibili (EOX).** L'EOX fa riferimento a quella frazione dei composti organici alogenati (che complessivamente sono definiti Total Organic Halogens, TOX) meno volatile ed estraibile da matrici solide con solventi lipofili². Tale frazione, peraltro, è molto importante dal punto di vista tossicologico poiché, com'è noto dalla letteratura epidemiologica specifica, sono gli inquinanti lipofili quelli che in genere risultano più pericolosi per la salute dell'uomo. La scelta di monitorare nei suoli il parametro EOX è stata dettata dall'importanza che questo parametro riveste quale *indice globale aspecifico* nel monitoraggio ambientale. A causa dell'enorme varietà, nelle matrici naturali, di questi inquinanti, una completa analisi individuale risulta non proponibile nonostante l'impiego di raffinate tecniche analitiche come la gascromatografia accoppiata alla spettrometria di massa (GC/MS). Questo è particolarmente vero per gli inquinanti organo-alogenati nei suoli, laddove l'estrema complessità della matrice e i bassi valori di concentrazione, rendono molto problematici i processi estrattivi e di purificazione che precedono l'analisi vera e propria, riducendone

² L'EOX costituisce quindi un indice di inquinamento da composti organo-alogenati utilizzati o prodotti in attività antropiche di origine industriale (solventi clorurati, clorofenoli, insetticidi, erbicidi, monomeri per la produzione delle plastiche, ecc.), agricola (pesticidi organo-alogenati) ed in parte anche domestica, e recapitati al suolo tramite lo spandimento dei fanghi di depurazione o diffusi sui terreni circostanti le aree industriali o adibite a discarica.

sensibilità e accuratezza. Al contrario, la misura della quantità totale di EOX, attraverso la determinazione degli alogeni liberati dalla loro distruzione ossidativa, è relativamente semplice, rapida ed a relativamente basso costo. Pertanto, in campagne di monitoraggio ambientale, l'orientamento attuale è quello di condurre il monitoraggio su due livelli: il primo dovrebbe riguardare lo screening di parametri "integrali" (*bulk parameters*), e tra questi gli EOX, attraverso cui, prescindendo dall'identità dei singoli inquinanti, è possibile valutare quali-quantitativamente la presenza di determinate "categorie di composti" nonché la loro tossicità ambientale; ad un livello di indagine superiore verrebbero poi sottoposti a costose e complesse analisi di identificazione (per esempio via GC/MS e/o LC/MS) solo quei campioni il cui contenuto totale di EOX sia risultato particolarmente elevato rispetto ai valori di fondo attesi e/o misurati. Le determinazioni sopra riportate risultano utili al fine di verificare se vi sono contaminazioni derivanti dal residuo del farmaco eventualmente presente nel micelio esausto e/o di altri sversamenti illeciti effettuati.

2. **Metalli pesanti.** Tali determinazioni risultano di supporto per una verifica dei valori riportati nei rapporti forniti dal Comune di San Pancrazio Salentino.

6.1 Procedure sperimentali impiegate

Le determinazioni dei metalli pesanti sono state eseguite mediante spettroscopia atomica in fiamma (metodi ANPA-IRSA serie 3000). La preparazione preliminare dei campioni ha riguardato una filtrazione su 0,45 µm per i campioni acquosi mentre per i campioni solidi è stata eseguita una mineralizzazione acida in forno a microonde (metodo ANPA-IRSA 3010).

Le determinazioni dei composti alogenati totali estraibili (EOX, Extractable Organic Halogens) sono state eseguite mediante un analizzatore ECS 1000 della Euroglas Analytical Instruments (Deft, Olanda). 5-20 g di campione vengono estratti per 30 minuti in un bagno ad ultrasuoni, tenuto a 40°C, con 100 mL di acetone. Successivamente si aggiungono 100 mL di esano e si ripete l'estrazione. Si lascia decantare per diverse ore, si prelevano 100 mL di estratto organico surnatante e si aggiungono 3 mL di una soluzione satura di solfito di sodio. Si lava l'estratto organico con 250 mL di acqua (2 volte) per allontanare l'acetone e si evapora fino ad un volume di circa 20 mL. Si anidrifica con solfato di sodio, si evapora fino ad un volume di circa 5 mL e si aggiungono 50 µL di esadecano. Si evapora ancora fino ad un

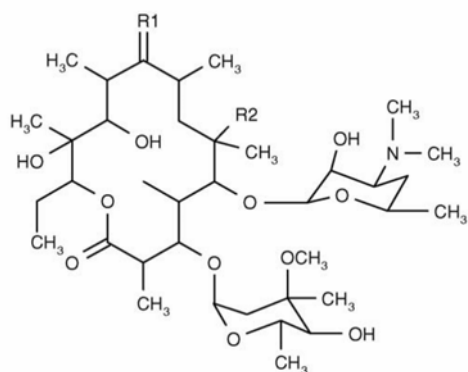
volume finale 2 mL. 50 μL dell'estratto finale vengono introdotti (al flusso di 15 $\mu\text{L}/\text{min}$) nella camera di combustione (850 $^{\circ}\text{C}$ in atmosfera di ossigeno) con produzione di CO_2 ed acidi alogenidrici (HX). Gli HX formati vengono trasportati in una cella di titolazione microcoulometrica dove ne viene determinata la concentrazione espressa come $\mu\text{g}/\text{L}$ di cloruri. Nella cella di titolazione è presente una soluzione di ioni argento alla concentrazione costante di 10^{-7} M; gli acidi alogenidrici reagiscono con gli ioni Ag^+ formando precipitati insolubili di alogenuri d'argento (AgX) e determinando una diminuzione di concentrazione di ioni argento in soluzione. Dall'integrale rispetto al tempo della corrente necessaria alla produzione di nuovi ioni Ag^+ , generati per ristabilire la concentrazione iniziale di 10^{-7} M, viene determinata la quantità di argento che ha reagito e quindi la concentrazione degli alogenuri presenti nei campioni considerati. Il campo di risposta strumentale per l'analisi degli EOX è compreso tra 29 e 1000 $\mu\text{gCl}/\text{kg}$ ed il limite di rilevabilità di 29 $\mu\text{gCl}/\text{kg}$.

Le determinazioni di composti organici volatili sono state effettuate mediante microestrazione in fase solida/gas cromatografia/spettrometria di massa (SPME-GC-MS). Per l'analisi delle acque di falda 0,8 mL di campione è stato trasferito in una *vial* da 2 mL munita di setto in teflon/silicone. La fibra di polisilossano contenuta nella siringa SPME è stata esposta alla fase gassosa in equilibrio con la fase acquosa. Per i campioni solidi un'aliquota (0,5 g) è stata introdotta in una *vial* da 2 mL munita di setto in teflon/silicone e l'analisi è stata eseguita con modalità analoghe a quelle impiegate per i campioni acquosa, cioè esponendo la fibra di polisilossano contenuta nella siringa SPME alla fase gassosa in equilibrio con la fase solida. Le condizioni sperimentali utilizzate sono state le seguenti:

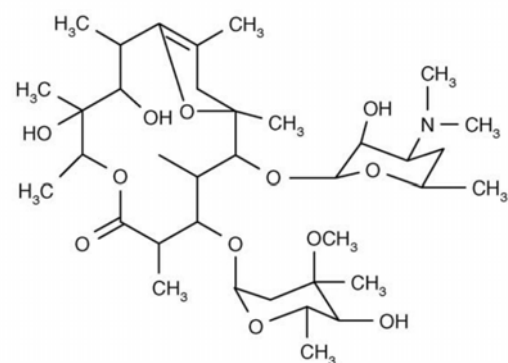
- fibra SPME: polidimetilsilossano, 100 μm , *non-bonded*;
- tempo di adsorbimento (T_{amb}): 35 min; tempo di desorbimento ($T=250$ $^{\circ}\text{C}$): 5 min;
- GC: da 40 $^{\circ}\text{C}$ (5 min) a 200 $^{\circ}\text{C}$, rampa di 10 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$, poi a 280 $^{\circ}\text{C}$, rampa di 20 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$;
- MS: acquisizione in scansione da 40 a 350 m/z a 0,6 s/scansione.

L'identificazione dei vari composti è avvenuta inizialmente sulla base del confronto dei vari spettri di massa con quelli disponibili nella libreria del software, poi sulla base del confronto dei tempi di ritenzione e degli spettri di massa dei vari composti con quelli di composti standard acquistati. La quantificazione dei singoli composti è avvenuta mediante opportune curve di calibrazione ottenute utilizzando analisi di miscele di standard a varie concentrazioni.

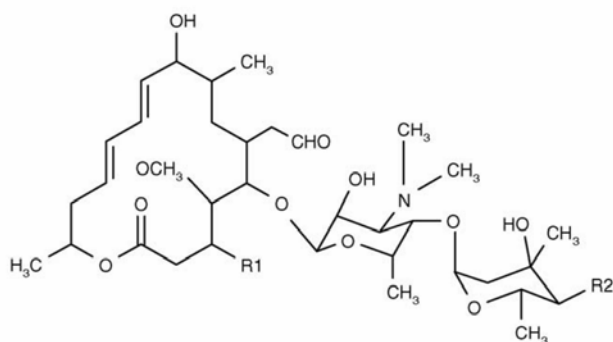
La determinazioni degli antibiotici è stata eseguita mediante cromatografia liquida/spettrometria di massa. Le determinazioni analitiche sono state focalizzate sugli antibiotici riportati nella figura 6.1.



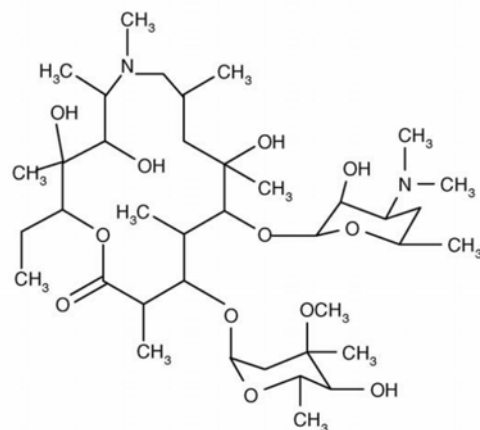
Eritromicina: $R1 = O, R2 = OH$
Clarithromicina: $R1 = O, R2 = OCH_3$
Roxitromicina: $R1 = NOCH_2O(CH_2)_2OCH_3, R2 = OH$



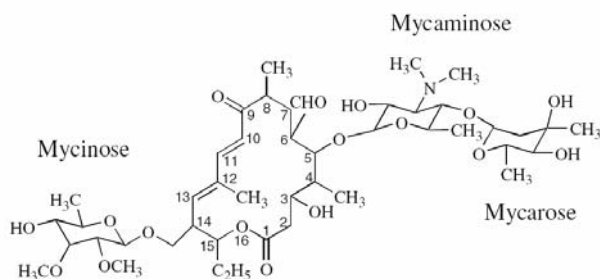
Eritromicina- H_2O



Kitamicina: $R1 = OH, R2 = OCO(CH_2)_2CH_3$
Josamicina: $R1 = OCOCH_3, R2 = OCOCH_2CH(CH_3)_2$



Azitromicina



Tilosina

Figura 6.1. Strutture chimiche degli antibiotici analizzati.

Tali antibiotici sono stati scelti sulla base della documentazione cartacea che è stata fornita dal Comune di San Pancrazio Salentino e sulla letteratura scientifica disponibile. La strumentazione comprende un cromatografo liquido Acquity (ditta costruttrice Waters) ed uno spettrometro di massa API5000 (ditta costruttrice Applied Biosystems).

Le analisi sono state eseguite introducendo un opportuno volume di campione (20 o 5 μ L) nel cromatografo liquido e separando i vari antibiotici su una colonna Ascentis 150 x 2,1 mm (2,7 μ m) mediante un gradiente di metanolo/acqua con acido formico 0,1% aggiunto in ciascun solvente. I vari antibiotici sono stati selettivamente determinati mediante un metodo MRM (*multiple reaction monitoring*) appositamente ottimizzato. Per i campioni solidi è stata preliminarmente eseguita un'estrazione con acetonitrile, poi l'estratto è stato filtrato e poi introdotto nel cromatografo liquido.

6.2 Procedure di campionamento

I campioni solidi sono stati ottenuti inizialmente con un carotiere di piccole dimensioni che ha permesso di ottenere un unico campione prelevato alla profondità di circa 1,5 m. Successivamente sono stati eseguiti carotaggi a nucleo continuo con carotiere semplice (diametro 101) per la profondità di circa 8 metri (fino al fondo della cava). I campioni acquosi, per quanto riguarda i piezometri, sono stati prelevati mediante campionamento statico mentre per quanto riguarda i pozzi sono stati utilizzati i punti di presa esistenti avendo cura di eliminare almeno i primi due litri di acqua erogati all'apertura della valvola.



Figura 6.2. Fotografie relative alle procedure di carotaggio (a sinistra) e di campionamento statico dei piezometri (a destra).

Nella figura 6.2 sono riportate due fotografie scattate durante i campionamenti. Relativamente ai campioni solidi sono state prelevate due carote, denominate S1 ed S2. Per ciascuna di esse sono stati ottenuti un numero di sub-campioni omogenei sulla base della stratigrafia dei diversi tipi di materiale. Nelle figure 6.3 e 6.4 sono riportate, per ciascuna carota, le coordinate GPS rilevate, le fotografie e la suddivisione dei relativi sub-campioni.

Carota S1 (lato cava), coordinate: 40°25'50.3" N, 17°48'40.0" E

Suddivisione dei sub-campioni:

6-7 m		5-6 m					
		S1_6					
		S1_7					
4-5 m	3-4 m	2-3 m	1-2 m	0-1 m			
S1_5	S1_4	S1_3	S1_2	S1_1			
		S1_4					



Figura 6.3. Coordinate GPS, fotografie e suddivisione dei sub-campioni relativi alla carota S1.

Carota S2 (lato esterno), coordinate: 40°25'49.5'' N, 17°48'38.8'' E

Suddivisione dei sub-campioni:

			6-7 m	5-6 m					
			S2_9	S2_8	S2_6	S2_5	S2_4	S2_2	S2_1 (terreno)
				S2_9				S2_3	S2_2
					S2_7				



Figura 6.4. Coordinate GPS, fotografie e suddivisione dei sub-campioni relativi alla carota S2.

Relativamente ai campioni acquosi sono stati effettuati due campionamenti in giorni diversi, il secondo per ottenere delle analisi di conferma, su quattro piezometri (denominati S1, S1 bis, S2, S2 bis) localizzati nella cava interessata allo stoccaggio di fanghi e su quattro pozzi localizzati esternamente alla stessa cava. Nella tabella 6.1 sono riportate le informazioni relative ai piezometri ed ai pozzi campionati.

Tabella 6.1. Informazioni principali relativi ai piezometri ed ai pozzi campionati.

Nome campione	Tipo di sondaggio	Coordinate GPS	Note e dati analitici chimico-fisici
S1	piezometro	40°25'53.9'' N, 17°48'40.6'' E	Profondità strato superiore dell'acqua: 51 m pH = 7.2, conducibilità = 0.6mS/cm, note: campione torbido
S1bis	piezometro	40°25'55.3'' N, 17°48'40.3'' E	Profondità strato superiore dell'acqua: 24 m pH = 7.6, conducibilità = 0.6mS/cm, note: campione abbastanza limpido
S2	piezometro	40°25'47.6'' N, 17°48'39.1'' E	Profondità strato superiore dell'acqua: 23 m pH = 7.03, conducibilità = 0.7 mS/cm, T = 18°C, note: campione torbido
S2bis	piezometro	40°25'47.5'' N, 17°48'36.6'' E	Profondità strato superiore dell'acqua: 46 m pH = 7.36, conducibilità = 0.5 mS/cm, T = 17°C, note: campione abbastanza limpido
SA	pozzo	40°25'35.1'' N, 17°48'46.3'' E	Profondità strato superiore dell'acqua: circa 50 m (riferito dal proprietario) T = non misurata, pH = 7.4, conducibilità = 0.7 mS/cm, note: campione limpido.
SF	pozzo	40°25'41.4'' N, 17°48'20.4'' E	
Nuzzo	pozzo		
Cava	pozzo		

6.3 Risultati sperimentali ottenuti

Come precedentemente citato, diversi campioni sono stati ottenuti durante separati campionamenti. In particolare, durante un campionamento preliminare è stato solo possibile ottenere un unico campione, alla profondità di circa 1,5 m, al centro dell'area interessata dallo stoccaggio di fanghi di micelio. In una seconda fase è stato effettuato un campionamento dai

piezometri e dai due pozzi esterni alla cava e, contestualmente, sono stati effettuati due sondaggi a carotaggio continuo nell'area interessata dallo stoccaggio di fanghi di micelio. In un'ultima fase sono stati nuovamente campionati i piezometri presenti nella cava in modo da effettuare delle analisi di conferma. Durante tale campionamento sono stati anche prelevati campioni di acqua da tre pozzi esterni alla cava.

6.3.1 Campioni di acque sotterranee

I risultati analitici relativi alle determinazioni di metalli alcalini, alcalino-terrosi e pesanti effettuate sui campioni di acqua prelevati durante il primo campionamento dei piezometri e dei pozzi sono riportati nella tabella 6.2. Dai risultati ottenuti risulta evidente che le concentrazioni risultanti per tutti i metalli in tutti i campioni risultano essere in linea con i valori medi delle acque sotterranee del territorio pugliese e, pertanto, è possibile concludere che non vi è contaminazione da metalli.

Tabella 6.2. Concentrazioni dei metalli alcalini, alcalino-terrosi e pesanti effettuate sui campioni di acqua dei piezometri e dei pozzi. L'ubicazione dei pozzi piezometri è riportata nella tabella 6.1.

campione	Concentrazione metallo (mg/L)						
	Ca	Na	K	Mg	Fe	Mn	Cr
S1	75,2	40	2,6	9,5	<0,5	<0,5	<0,5
S1 bis	66	19,3	20,4	4,3	<0,5	<0,5	<0,5
S2	82	15,6	5,4	9,4	<0,5	<0,5	<0,5
S2 bis	64	29	3	8,9	<0,5	<0,5	<0,5
SA	59,8	39,4	36,8	9,9	<0,5	<0,5	<0,5

Sulla base dei valori di concentrazione dei metalli ottenuti durante il campionamento è stato deciso di non ripetere le analisi sui campioni di acqua prelevati durante il secondo campionamento.

Nella tabella 6.3 sono riportati i risultati ottenuti relativamente alle determinazioni degli antibiotici. È possibile notare che tutti gli antibiotici analizzati sono risultati essere inferiore al limite di rilevabilità strumentale. È opportuno sottolineare che la procedura analitica è stata ottimizzata al fine di ottenere limiti di rilevabilità molto bassi, analoghi a quelli dei contaminanti organici nelle acque per uso potabile, in modo da essere in grado di rilevare

anche tracce di antibiotici che potrebbero, a lungo termine, causare problemi qualora l'acqua dei pozzi/piezometri venisse utilizzata per scopi potabili.

Tabella 6.3. Concentrazioni degli antibiotici nei campioni di acqua dei piezometri e dei pozzi.

L'ubicazione dei pozzi piezometri è riportata nella tabella 6.1.

campione	Concentrazione antibiotici (mg/L)							
	ERI	ERI-H ₂ O	CLAR	ROX	CHIT	JOS	AZI	TIL
S1	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
S1 bis	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
S2	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,00015	< 0,0001	< 0,0001
S2 bis	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
SA	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001

ERI: eritromicina, ERI-H₂O: eritromicina-H₂O, CLAR: claritromicina, ROX: roxitromicina, CHIT: chitasamicina, JOS: josamicina, AZI: azitromicina, TIL: tilosina

Sui campioni di acqua sono state anche condotte delle determinazioni analitiche mirate sia a quantificare gli EOX che ad identificare e quantificare contaminanti organici volatili, cioè facilmente trasferibili nell'atmosfera per semplice aerazione dell'acqua. Per quanto riguarda gli EOX tutti i campioni di acqua sono risultati esenti da contaminazione (valori di EOX inferiori al limite di rivelabilità) mentre relativamente ad i contaminanti organici volatili i risultati ottenuti, riportati nella tabella 6.4, mostrano che è stata riscontrata la presenza di diversi contaminanti organici. In particolare, di sicura rilevanza è la presenza di cloroformio, un solvente clorurato, la cui concentrazione nei piezometri S1 e S1bis è risultata essere piuttosto elevata (rispettivamente 51,7 e 36,6 µg/L), ma anche in tutti gli altri campioni la concentrazione trovata è risultata essere superiore al limite di legge per la bonifica dei siti contaminati (D.Lgs. 152/2006, parte IV – titolo V). La presenza di cloroformio è stata riscontrata nel primo campionamento e confermata anche dalle determinazioni analitiche effettuate sui campioni prelevati durante il secondo campionamento. Il fatto che il piezometro S1 (profondità 51 m) presenta una concentrazione di cloroformio più elevata di quello S1bis (profondità 24 m) suggerisce che la fonte inquinante è ubicata in profondità e questo è consistente con la densità più elevata del cloroformio, rispetto all'acqua, che porta tale composto a stratificarsi nella parte inferiore dell'acquifero.

Tabella 6.4. Concentrazioni dei composti organici volatili effettuate sui campioni di acqua dei piezometri e dei pozzi. L'ubicazione dei pozzi piezometri è riportata nella tabella 6.1.

campione	Concentrazione composti (µg/L)								Limite di Legge (siti inquinati)
	S1	S1bis	S2	S2bis	SA	SF	Nuzzo	Cava	
Cloroformio	51,7	36,6	0,9	1,8	0,8	0,8	2,1	1,5	0,15
Etilbenzene	1,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,1	2,0	2,2	50
<i>o</i> -, <i>p</i> -xilene	1,5	3,0	3,0	3,0	3,0	3,1	3,0	3,2	10 (-p)
<i>m</i> -xilene	0,5	1,0	1,0	1,0	1,0	1,1	1,0	1,2	non previsto
toluene	0,3	0,6	0,6	0,6	0,6	0,8	0,6	0,9	15
Dimetildisolfuro		x							non previsto
Alcool-C8	xxx	xx	xx	xx			x		non previsto

Intensità (conteggi) composti non quantificati: $x \leq 10^3$, $10^3 \leq xx \leq 10^4$, $10^4 \leq xxx \leq 10^5$

È comunque opportuno sottolineare che la concentrazione del cloroformio, pur essendo superiore al limite di legge per la bonifica dei siti contaminati in tutti i piezometri e pozzi, solo nei piezometri S1 e S1bis risulta essere superiore al limite di legge per le acque potabili (D. Lgs. 31/2001) che stabilisce un valore di 30 µg/L per i trialometani (somma di cloroformio, bromoformio, dibromoclorometano e bromodiclorometano).

Dai risultati analitici riportati nella tabella 6.4 si nota, inoltre, che in tutti i campioni sono stati rilevati a livello di tracce diversi composti organici aromatici (etilbenzene, xileni, toluene) le cui concentrazioni sono risultate essere in tutti i casi largamente inferiori al limite della legge sopra citata. Infine, è stata anche rilevata la presenza di dimetildisolfuro nel solo campione S1bis e di un alcool ad otto atomi di carbonio in quasi tutti i campioni acquosi analizzati. Il dimetildisolfuro è stato anche trovato in una delle carote prelevate nell'area interessata dallo stoccaggio di fanghi di micelio al contrario di quanto riscontrato per l'alcool ad otto atomi di carbonio che non è stato mai trovato in nessun campione solido.

6.3.2 Campioni solidi

I risultati analitici relativi alle determinazioni di metalli alcalini, alcalino-terrosi e pesanti effettuate sui campioni solidi prelevati sia durante il primo campionamento preliminare che nelle operazioni di carotaggio a nucleo continuo sono riportati nella tabella 6.5. Dai risultati ottenuti risulta evidente che sono stati riscontrati valori elevati di calcio, di manganese e di ferro in diversi campioni ma tali metalli non sono inclusi nella tabella dei contaminanti per il suolo e sottosuolo della legge per la bonifica dei siti contaminati (D.Lgs, 152/2006, parte IV – titolo V). La presenza di elevate concentrazioni di calcio, anche nei campioni chiaramente derivanti dallo stoccaggio di fanghi di micelio, è consistente con la procedura di disattivazione del micelio (aggiunta di calce) mentre le elevate concentrazioni di ferro e di manganese potrebbero essere correlate con la procedura di lavaggio energico delle cisterne di acciaio (reattori per la produzione di antibiotico) che ha indotto una qualche corrosione dello stesso acciaio.

Tabella 6.5. Concentrazioni dei metalli alcalini, alcalino-terrosi e pesanti effettuate nei campioni solidi ottenuti a seguito di carotaggi a nucleo continuo con carotiere semplice per la profondità di circa 8 metri.
L'identificazione dei campioni è riportata nelle figure 6.3 e 6.4.

campione	concentrazione dei metalli (mg/Kg di sostanza secca)											
	Mn	Ni	Cu	Fe	Cr	Pb	K	Zn	Na	Ca	Mg	Cd
P1	740	46	30	26300	78	26	2550	74	900	340000	5600	<2
S1_1	55	15	8	6230	18	30	510	11	550	360000	5310	<2
S1_2	75	17	8.7	6340	21	33	485	13	545	365000	5270	<2
S1_3	280	18	17	11430	17	38	410	28	635	388000	4970	<2
S1_4	345	12	27	16570	20	28	163	28	910	286000	3680	<2
S1_5	290	15	27	18360	23	31	255	33	715	338000	4050	<2
S1_6	590	17	23	32135	14	28	472	42	945	264000	3780	<2
S1_7	55	15	9.4	1800	17	34	100	14	500	400000	4595	<2
S2_1	500	33	23	25240	33	39	3400	45	410	243000	6800	<2
S2_2	280	15	18	15300	19	38	377	22	475	348000	4770	<2
S2_3	370	17	25	13065	18	33	546	25	585	322000	4280	<2
S2_4	245	14	18	11590	19	31	218	18	480	328000	4830	<2
S2_5	255	13	15	9450	18	34	202	27	450	284000	4730	<2
S2_6	460	15	30	19490	25	34	325	32	560	250000	4200	<2

S2_7	215	15	12	8800	18	31	503	15	500	387000	5220	<2
S2_8	300	17	18	12730	17	33	313	24	490	356000	4890	<2
S2_9	50	16	7.8	2300	15	31	227	6	510	377000	5300	<2
Limite di legge (siti inquinati)	n.p.	120	120	n.p.	150	100	n.p.	150	n.p.	n.p.	n.p.	2

n.p.: non previsto

Nella tabella 6.6 sono riportati i risultati ottenuti relativamente alle determinazioni degli antibiotici. È possibile notare che in quasi tutti i campioni sono state trovate quantità molto piccole (inferiori a 0,01 mg/kg) di josamicina e di eritromicina mentre gli altri antibiotici sono risultati essere inferiore al limite di rilevabilità della metodica analitica utilizzata. È opportuno sottolineare che i risultati ottenuti sono anche coerenti con le determinazioni di antibiotici effettuate nei campioni di acque sotterranee dove, in un unico campione (S2), è stata trovata una piccola quantità di josamicina (0,00015 mg/L). Inoltre, questo è coerente con la vicinanza del piezometro S2 (qualche decina di metri) all'area interessata dallo stoccaggio di fanghi di micelio e con il fatto che la josamicina è stata trovata nella falda a 23 metri (piezometro S2) e non in quella a 46 metri (piezometro S2bis).

Tabella 6.6. Concentrazioni degli antibiotici nei campioni solidi ottenuti a seguito di carotaggi a nucleo continuo con carotiere semplice per la profondità di circa 8 metri.

L'identificazione dei campioni è riportata nelle figure 6.3 e 6.4.

campione	Concentrazione antibiotici (mg/Kg di sostanza secca)							
	ERI	ERI-H ₂ O	CLAR	ROX	CHIT	JOS	AZI	TIL
S1_4	0,0840	< 0,002	< 0,0001	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
S1_5	0,0076	< 0,002	< 0,0001	< 0,002	< 0,002	0,0078	< 0,002	< 0,002
S1_6	0,0275	< 0,002	< 0,0001	< 0,002	< 0,002	0,0080	< 0,002	< 0,002
S2_3	0,0072	< 0,002	< 0,0001	< 0,002	< 0,002	0,0112	< 0,002	< 0,002
S2_6	0,0081	< 0,002	< 0,0001	< 0,002	< 0,002	0,0079	< 0,002	< 0,002
S2_8	0,0069	< 0,002	< 0,0001	< 0,002	< 0,002	0,0085	< 0,002	< 0,002

ERI: eritromicina, ERI-H₂O: eritromicina-H₂O, CLAR: claritromicina, ROX: roxitromicina, CHIT: chitasamicina, JOS: josamicina, AZI: azitromicina, TIL: tilosina

Sui campioni solidi che erano chiaramente riconducibili allo stoccaggio di fanghi sono state anche condotte delle determinazioni analitiche mirate sia a quantificare gli EOX che ad identificare e quantificare contaminanti organici volatili, cioè facilmente trasferibili nell'atmosfera per semplice aerazione. Per quanto riguarda gli EOX tutti i campioni sono risultati esenti da contaminazione (valori di EOX inferiori al limite di rivelabilità). Relativamente alle determinazioni analitiche di *screening* mirate ad identificare e quantificare contaminanti organici volatili i risultati ottenuti, riportati nella tabella 6.7, mostrano che è stata riscontrata la presenza di diversi contaminanti organici tra i quali però non vi è il cloroformio, cioè il contaminante organico principale trovato nei campioni di acque sotterranee.

L'unico composto organico che è stato trovato con intensità elevata in un campione solido (S2_3) e in misura inferiore in un campione di acqua (S1bis) è il dimetildisolfuro, il che indica che comunque è presente un fenomeno di trasferimento dei composti organici dal materiale stoccato verso la prima falda sotterranea (quella a 24 metri) e che, quindi, sarebbe opportuno avviare degli interventi mirati ad evitare ulteriori contaminazioni della falda. Inoltre, anche il toluene è stato trovato in diversi campioni solidi (ed in tutti i campioni di acqua sotterranea) anche se l'intensità è stata relativamente bassa.

Dalla tabella 6.7 si nota che sono stati anche identificati numerosi altri composti nei campioni solidi che però non sono stati trovati nei campioni acquosi. Tali composti sono sicuramente dei contaminanti organici in quanto sono derivati del toluene, del fenolo e della piridina ma nessuno di essi risulta essere incluso nella tabella dei contaminanti organici per il suolo e sottosuolo della legge per la bonifica dei siti contaminati (D. Lgs. 152/2006, parte IV – titolo V). Infine, nei campioni analizzati sono stati anche trovati un gran numero di alcani, alcheni, alcoli e chetoni (alcuni di essi presentavano intensità notevoli) la cui identificazione non è stata possibile senza ulteriori e specifiche indagini analitiche.

Tabella 6.7. Composti organici volatili identificati nei campioni solidi ottenuti a seguito di carotaggi a nucleo continuo con carotiere semplice per la profondità di circa 8 metri.

L'identificazione dei campioni è riportata nelle figure 6.3 e 6.4.

composto	Sigla del campione					Limite di Legge (siti inquinati)
	S1_4	S1_5	S1_6	S2_3	S2_6	
dimetildisolfuro				xxx		non previsto
etilbenzene			x	x		non previsto
anilina	x	x	x	x	x	0,5 µg/L
toluene		x	x	x	x	0,5 µg/L
isopropilbenzene	x	xxx	xxx	xx	xx	non previsto
etiltoluene		xxxx	xxx	xx	x	non previsto
metil-piridina		xxxx	xxx	xxx		non previsto
etil-metil-piridina	x	xxxx	xxxx	xx	xxxx	non previsto
dimetil-ciclopentenone		xxx	xxx		x	non previsto
metil-metiletil-ciclopentanone	x	xxx	xxx	xx	xx	non previsto
dimetilanisolo				xxxx		non previsto
metilfenolo		xxxx				non previsto
dietilpiridina	x	xxxx	xxxx	xxx	xxxx	non previsto
dimetilbenzenamina	x	xxxx	xxxx	xxx	xx	non previsto
alchil-fenolo				xxxx	xx	non previsto
trimetilfenolo	x	xxxx	xxxx	xx		non previsto
metil-indolo	xxx	xxxx	xxxx			non previsto

Intensità (conteggi) dei composti: $x \leq 10^3$, $10^3 \leq xx \leq 10^4$, $10^4 \leq xxx \leq 10^5$, $xxxx > 10^5$

6.4 Conclusioni

Le determinazioni analitiche mirate ad accertare le condizioni di eventuale pericolosità per la salute umana e per l'ambiente derivanti dallo stoccaggio di fanghi industriali della Lepetit S.p.A. e da micelio esausto derivante dalla produzione di eritromicina (antibiotico) sono state effettuate sul materiale presente nel sito, sui suoli e nelle acque di falda campionate in pozzi e/o piezometri disponibili nell'area di interesse.

Relativamente ai piezometri ed ai pozzi campionati è emerso che:

- non vi è contaminazione da metalli in quanto le concentrazioni ottenute in tutti i campioni risultano essere in linea con i valori medi delle acque sotterranee del territorio pugliese;
- in un solo campione (S2) è stata trovata una quantità molto piccola (0,00015 mg/L) di josamicina mentre negli altri campioni tutti gli antibiotici analizzati sono risultati essere inferiore al limite di rilevabilità strumentale;
- è stata riscontrata la presenza di diversi contaminanti organici tra i quali di sicura rilevanza è la presenza di cloroformio, un solvente clorurato, la cui concentrazione nei piezometri S1 e S1bis è risultata essere piuttosto elevata (rispettivamente 51,7 e 36,6 µg/L). In tutti gli altri campioni la concentrazione trovata è risultata essere superiore al limite di legge per la bonifica dei siti contaminati (D.Lgs. 152/2006, parte IV – titolo V) ma inferiore al limite di legge per le acque potabili (D. Lgs. 31/2001) che stabilisce un valore di 30 µg/L per i trialometani (somma di cloroformio, bromoformio, dibromoclorometano e bromodiclorometano);
- in tutti i campioni sono stati rilevati, a livello di tracce, diversi composti organici aromatici (etilbenzene, xileni, toluene) le cui concentrazioni sono risultate essere in tutti i casi largamente inferiori al limite della legge sopra citata. Infine, è stata anche rilevata la presenza di dimetildisolfuro nel solo campione S1bis e di un alcool ad otto atomi di carbonio in quasi tutti i campioni acquosi analizzati. Il dimetildisolfuro è stato anche trovato in uno dei campioni ottenuti dal sondaggio a carotaggio continuo realizzato nell'area interessata dallo stoccaggio di fanghi di micelio al contrario di quanto riscontrato per l'alcool ad otto atomi di carbonio che non è stato mai trovato in nessun campione solido.

Relativamente ai campioni solidi derivanti dalle operazioni di carotaggio è emerso che:

- sono stati riscontrati valori elevati di calcio, di manganese e di ferro in diversi campioni ma tali metalli non sono inclusi nella tabella dei contaminanti per il suolo e sottosuolo della legge per la bonifica dei siti contaminati (D.Lgs, 152/2006, parte IV – titolo V);
- in quasi tutti i campioni sono state trovate quantità molto piccole (inferiori a 0,01 mg/kg) di josamicina e di eritromicina;
- non è stata riscontrata la presenza di cloroformio, il contaminante organico principale trovato nei campioni di acque sotterranee;

- è stato trovato dimetildisolfuro in un solo campione solido (S2_3) che è stato riscontrato, in un campione di acqua (S1bis) anche se in misura inferiore. Questo indica che comunque è presente un fenomeno di trasferimento dei composti organici dal materiale stoccato verso la prima falda sotterranea (quella a 24 metri);
- sono stati anche identificati numerosi composti organici che però non sono stati trovati nei campioni acquosi. Tali composti sono sicuramente dei contaminanti organici in quanto sono derivati del toluene, del fenolo e della piridina ma nessuno di essi risulta essere incluso nella tabella dei contaminanti organici per il suolo e sottosuolo della legge per la bonifica dei siti contaminati (D.Lgs, 152/2006, parte IV – titolo V).

In definitiva, di sicura rilevanza ambientale risulta essere la presenza di cloroformio in tutti i piezometri e pozzi campionati che però non è risultata essere in correlazione con i campioni solidi. Questo può essere dovuto al numero limitato di carotaggi effettuati. Inoltre la presenza di dimetildisolfuro, sia nell'acqua sotterranea che nei campioni solidi, indica che comunque è presente un fenomeno di trasferimento dei composti organici dal materiale stoccato verso la prima falda sotterranea (quella a 24 metri) e che, quindi, sarebbe opportuno avviare degli interventi mirati ad evitare ulteriori contaminazioni della falda. Inoltre, anche il toluene è stato trovato in diversi campioni solidi (ed in tutti i campioni di acqua sotterranea) anche se l'intensità rilevata è piuttosto bassa.

Riferimenti bibliografici

- Abuin S., Codony R., Companò R., Granados M., Prat M.D., Analysis of macrolide antibiotics in river water by solid-phase extraction and liquid chromatography-mass spectrometry, J. Chromatogr. A, 2006, 1114, 73-81.
- Yang S., Carlson K.H., Solid-phase extraction-high-performance liquid chromatography-ion trap mass spectrometry for analysis of trace concentrations of macrolide antibiotics in natural and waste water matrices, J. Chromatogr. A, 2004, 1038, 141-155.
- Butler M.N., Weber Jr. W.J., Accelerated transformation and deactivation of erythromycin in superheated water. 2. Transformation reactions and bioassays, Env. Sci. Technol., 2005, 39, 2301-2306.
- Deubel A., Fandino A.S., Sorgel F., Holzgrabe U., Determination of erythromycin and related substances in commercial samples using liquid chromatography/ion trap mass spectrometry, J. Chromatogr. A, 2006, 1136, 39-47.

- Lucchetti D., Fabrizi L., Esposito A., Guandalini E., Di Pasquale M., Coni E., Simple confirmatory method for the determination of erythromycin residues in trout: a fast liquid-liquid extraction followed by liquid chromatography-tandem mass spectrometry, J. Agric. Food Chemistry, 2005, 53, 9689-9694.
- Yang S., Cha J., Carlson K., Trace analysis and occurrence of anhydro-erythromycin and tylosin in influent and effluent wastewater by liquid chromatography combined with electrospray tandem mass spectrometry, 2006, 385, 623-636.

7. Analisi delle comunità microbiche

(Responsabile di fase: Anna Barra Caracciolo)

Una delle principali finalità di “eco-diagnosi” è quella di valutare l’eventuale presenza di contaminazione e fornire indicazioni sulle caratteristiche geologiche e idrogeologiche e microbiologiche nell’area di indagine. Ai fini di reperire informazioni sulle comunità microbiche presenti sul sito sono state realizzate determinazioni microbiologiche sulle matrici di acqua e suolo così come di seguito riportato.

7.1 Materiali e Metodi

7.1.1 Acqua sotterranea

Campionamento

Al fine di limitare la contaminazione batterica con l’ambiente superficiale, i prelievi sono stati effettuati *in situ* tramite campionatore *bailer* sterile. Il campionatore, calato alla profondità del pozzo da esaminare, si apre automaticamente e permette la raccolta del campione di acqua che viene ritirato ed immediatamente trasferito in bottiglie sterili chiuse. Per la quantificazione dell’abbondanza microbica e la caratterizzazione filogenetica, i campioni sono stati immediatamente fissati con formalina tamponata (2%), Tween 20 (0,5%) e sodio pirofosfato (1 g/L); nessun pre-trattamento è stato, invece, effettuato per i campioni di acqua in cui misurare la vitalità cellulare ed il carbonio organico disciolto, che sono stati portati in laboratorio in borsa termica ed analizzati entro poche ore. Tutti i campioni sono stati mantenuti al buio ed alla stessa temperatura degli acquiferi fino al momento delle analisi.

Abbondanza batterica

L’abbondanza batterica (N. batteri mL⁻¹) è stata determinata attraverso il metodo di conta diretta in epifluorescenza (Barra Caracciolo *et al.*, 2005a). Il metodo si basa sulla conta diretta, al microscopio ottico ad immersione, delle cellule batteriche colorate con un marcatore fluorescente specifico per il DNA: il DAPI (4’,6’-diamidino-2-fenylindole). La sua specificità permette di distinguere chiaramente nella lettura al microscopio le cellule

batteriche, che appaiono di una colorazione luminescente azzurra, dalle particelle non viventi di eguale dimensione, che emettono una luminescenza gialla. I campioni fissati (10 mL x 3 repliche per ogni punto di campionamento) sono stati filtrati su membrana Millipore (0.2 µm), colorati con una soluzione DAPI (1:100) e dopo montaggio su vetrino, letti al microscopio ad epifluorescenza. Per ogni campione sono stati letti almeno 15-20 campi ottici contenuti circa 50 cellule ciascuno; il numero medio finale è ottenuto, quindi, dalla conta al microscopio di 600-1000 cellule.

Vitalità cellulare (LIVE/DEAD)

La vitalità cellulare viene misurata attraverso l'uso contemporaneo di due coloranti fluorescenti che penetrano nella cellula in funzione dell'integrità della membrana (Alonso, 2002). Vengono utilizzati due coloranti nucleici: 1. il fluorocromo verde SYBR[®] GREEN, (diluizione 1:10 della soluzione madre) il colorante che indica le cellule vitali, che è una piccola molecola che può penetrare attraverso le membrane del plasma; 2. lo ioduro di propidio (C₂₇H₃₄I₂N₄), colorante competitore al SYBR[®] Green II, che si lega al DNA delle cellule batteriche morte che hanno membrana danneggiata; esso, infatti, essendo un fluorocromo con una molecola più grossa penetra solo attraverso le membrane danneggiate e maschera il colorante verde. Di conseguenza, a seconda della loro vitalità, i batteri compariranno al microscopio come cellule fluorescenti in verde (vivi) o rosso (morti) (Haugland, 1996, Alonso, 2002).

I campioni sono stati processati immediatamente, senza nessuna conservazione. Per ogni campione 3 aliquote di 10 ml sono state filtrate su filtro in policarbonato (porosità 0.22 µm e diametro 25 mm) e successivamente è stato aggiunto 1 ml di MilliQ contenente i 2 coloranti (1 µl di ioduro di propidio e 1 µl di SYBR GREENII) che è stato lasciato incubare per 15-20 min al buio nella torretta di filtrazione ed, infine, si è proceduto alla filtrazione.

Il filtro trattato è stato così montato su di un vetrino ed esaminato al microscopio ad epifluorescenza. I valori vengono espressi come % vivi/totale, cioè percentuale di batteri vivi rispetto al totale (vivi + morti).

Caratterizzazione filogenetica della Comunità batterica con sonde oligonucleotidiche fluorescenti (Fluorescence in situ Hybridization).

La comunità batterica è stata caratterizzata attraverso la tecnica di ibridazione in situ (FISH) utilizzando diverse sonde oligonucleotidiche fluorescenti in grado di identificare i popolamenti presenti a diversi livelli filogenetici.

La tecnica della FISH si basa sull'utilizzo di sonde molecolari oligonucleotidiche (lunghe 15-20 nucleotidi), legate covalentemente con un fluorocromo all'estremità 5', che impartiscono alle cellule che contengono una sequenza di acido nucleico complementare una fluorescenza rilevabile in microscopia ad epifluorescenza.

Per l'identificazione filogenetica si utilizzano sonde con un target a rRNA (16S o 23S), specifiche a diversi livelli filogenetici. Ogni cellula batterica risulterà fluorescente al microscopio se n-molecole (nell'ordine di qualche migliaio) del suo rRNA avranno ibridizzato (perché complementari) con la sonda specifica utilizzata.

La tecnica FISH permette di effettuare sullo stesso preparato ibridazioni con sonde molecolari diverse, avendo cura di rispettare la stringenza delle singole sonde (Amann *et al.*, 1996). Le sonde, infatti, possono essere aggiunte contemporaneamente solo se la % di formammide richiesta è la stessa. La stima della presenza di una determinata specie batterica rispetto alle cellule totali viene generalmente effettuata mediante la contemporanea ibridazione con la sonda generale per i *Bacteria* e mediante la colorazione con un colorante per il DNA, come il DAPI. Infatti, utilizzando sonde marcate con fluorocromi che emettono fluorescenza a differenti lunghezze d'onda, è possibile trattare un campione con più sonde contemporaneamente e quindi identificare e quantificare molteplici forme microbiche.

Procedimento: i campioni fissati (15 mL x 3 repliche) filtrati su membrana bianca in policarbonato (0.2 µm) sono stati mantenuti a -20°C fino al momento della loro analisi. I filtri sono stati, quindi, trattati con una soluzione di ibridazione (NaCl 5M; Tris/HCl 1M; SDS 10%) contenente una specifica quantità di formammide (in funzione della sonda utilizzata), la sonda specifica (50 ng/µL) legata al fluorocromo Cy3 e una soluzione DAPI (1:10).

I filtri sono stati messi in camere di ibridazione per 90 min a 46°C e successivamente lavati prima con un tampone (10 min a 48°C) e poi con MilliQ ed, infine, montati con olio per la fluorescenza (Vecta-Shield) per essere letti al microscopio (ingrandimento 1000 x), (Barra

Caracciolo *et al.*, 2005c). L'elenco delle sonde utilizzate, i corrispondenti gruppi tassonomici, i siti target e la quantità di formammide specifica usata nel tampone di ibridazione, sono riportati in Tabella 1. Le osservazioni al microscopio per tutte le analisi microbiologiche sono state effettuate con un microscopio ad epifluorescenza modello Leica Digital Microscope 4000 B.

Nome	Sequence form 5' to 3'	Molecola target e posizione	Stringency (%)
EUB338 <i>Bacteria</i>	GCT GCC TCC CGT AGG AGT	16S rRNA 338-355	20
EUB338 II <i>Bacteria</i>	GCA GCC ACC CGT AGG TGT	16S rRNA 338-355	20
EUB338 III <i>Bacteria</i>	GCT GCC ACC CGT AGG TGT	16S rRNA 338-355	20
ALF1B <i>α- Proteobacteria</i>	CGT TCG (CT) TC TGA GCC AG	16S rRNA 19-35	20
BET42a <i>β- Proteobacteria</i>	GCC TTC CCA CTT CGT TT	23S rRNA 1027-1043	35
GAM42a <i>γ- Proteobacteria</i>	GCC TTC CCA CAT CGT TT	23S rRNA 1027-1043	35
Pla46 Planctomycetes	GAC TTG CAT GCC TAA TCC	16S rRNA 46-63	30
CF319a <i>Cytophaga- Flaviobacterium</i> (cluster phylum CFB)	TGG TCC GTG TCT CAG TAC	16S rRNA 319 - 336	35
SRB 385 <i>Bacteria</i> Solfato- riduttori (δ), altri δ e Grampositivi	CGG CGT CGC TGC GTC AGG	16S rRNA 385 - 402	35
EPS710 <i>Epsilonbacteria</i>	AGTATCATCCCAGCAGA	16S	30

Tabella 7. 1: Elenco delle sonde oligonucleotidiche utilizzate per la caratterizzazione filogenetica della comunità batterica.

Carbonio organico disciolto (DOC)

Per le analisi del DOC alcuni campioni di acqua sono stati filtrati subito dopo il prelievo su filtri di fibra di vetro (0.45- μ m) precedentemente combusti in muffola a 480°C per 4 ore e la determinazione del carbonio organico disciolto (DOC) è avvenuta un analizzatore di carbonio organico (TOC Shimadzu ASI-5000A). Il carbonio organico è stato determinato mediante ossidazione catalitica ad alta temperatura (HTO) di un'idonea quantità di campione. Il catalizzatore impiegato è costituito da platino supportato su una matrice inorganica. Il campione di acqua viene iniettato mediante autocampionatore in corrente di ossigeno o di aria purificata nel tubo di combustione dove l'acqua viene vaporizzata e il carbonio organico

ossidato a CO₂ e H₂O. La CO₂ gassosa viene determinata all'uscita del tubo mediante un rilevatore all'infrarosso. I valori di DOC sono espressi in (mg L⁻¹).

7.1.2 Matrice solida

Sono stati campionati sia lo strato di rifiuto sovrastante i primi venti centimetri, che il fango presente accumulato a diverse profondità.

Abbondanza batterica

L'abbondanza batterica (N. batteri g⁻¹) è stata determinata anche in questo caso attraverso il metodo di conta diretta in epifluorescenza, ma con un pre-trattamento del campione, per poter estrarre i batteri presenti dalla matrice solida. Campioni di suolo di 1g (x 3 repliche) sono stati fissati in una soluzione acquosa di 9 ml contenente formalina (1.5%) e un tensioattivo, il Tween 20 (0.5%). Le provette contenenti il campione sono state successivamente agitate e lasciate sedimentare per 24 ore. Per la lettura al microscopio di ogni campione sono stati prelevati 100 µl di surnatante chiarificato, messo in una provetta con 2 ml di MiliQ e colorati con 200 µl di DAPI (1:100) e tenuti al buio e a 4°C ad incubare per circa 30 minuti. Infine la soluzione è stata filtrata su di una membrana nera in polycarbonato Millipore (0.2 µm) e montata su di un vetrino per la lettura al microscopio ad epifluorescenza (Barra Caracciolo *et al.* 1999a; Barra Caracciolo *et al.*, 1999b; Di Corcia *et al.*, 1999).

Vitalità cellulare (LIVE/DEAD)

I campioni sono stati processati immediatamente, senza nessuna conservazione; tuttavia un pre-trattamento è necessario, analogamente alla conta DAPI, per estrarre i batteri dalla matrice solida. Campioni di 1g sono stati messi in 9 ml di soluzione acquosa (PBS: 130 mM NaCl; 7 mM Na₂HPO₄*12 H₂O; 3 mM NaH₂PO₄*2 H₂O), contenente Tween 20 (0.5%) e PPI (0.1 M). Le provette contenenti il campione vengono successivamente agitate a 400 rpm su agitatore orizzontale per 15 minuti per permettere la separazione dei batteri dal suolo (facilitata dalla presenza dei tensioattivi) e lasciate sedimentare per 24 ore. Alla fine di questo periodo vengono prelevati 100 µl di surnatante chiarificato, che messi in una Eppendorf (sterile) contenente 1 ml di MilliQ e i due coloranti sul tappo della Eppendorf (1µl di ioduro di propidio e 1µl di SYBR GREEN II) vengono lasciati incubare per 15-20 min al buio. Alla

fine si procede alla filtrazione ed alla successiva lettura al microscopio come sopra descritto per i campioni di acqua.

Caratterizzazione filogenetica della Comunità batterica con sonde oligonucleotidiche fluorescenti (Fluorescence in situ Hybridization).

La tecnica FISH è stata applicata come descritto sopra per l'acqua, ma dopo avere estratto le cellule dalla matrice solida al fine di avere un campione sul filtro privo di particelle non viventi che, in presenza dei fluorocromi utilizzati, creano un *background* fluorescente che impedisce la lettura delle cellule batteriche al microscopio.

Il campione di suolo fissato (1g) in 9 ml di soluzione fissativa al 2% di formalina viene fatto agitare su oscillatore orizzontale (400 rpm) per 15'. Dopo l'agitazione, un volume di Nycodenz (Nycomed, Oslo, Norway; density approx 1.3 g ml⁻¹) è stato aggiunto lentamente ad un volume di campione (*slurry*), usando una siringa con una punta di lunghezza adeguata a raggiungere il fondo della provetta. Il campione viene, quindi, posto in centrifuga a 14000g per 90' at 4°C. Alla fine di questo periodo aliquote di 100 µl vengono raccolte dalla zona della provetta in cui si sono concentrate le cellule (che risulta in una linea ben visibile più o meno sopra la metà della provetta) e vengono filtrate con l'ausilio di MilliQ su di una membrana di policarbonato (0.2 µm). I filtri preparati sono stati poi trattati con le sonde oligonucleotidiche come già descritto per i campioni di acqua.

Attività deidrogenasica

La deidrogenasi, enzima chiave della respirazione microbica, ha un ruolo importante nella produzione di energia degli organismi ed è una misura dell'attività microbica nel suolo. Il principio del metodo si basa sul processo di riduzione da parte dei microorganismi del trifeniltetrazolio cloruro (TTC) in trifenilformazan o formazan (TPF). La concentrazione di formazan è direttamente proporzionale alla vitalità della comunità batterica non-fotosintetica del suolo. L'attività enzimatica deidrogenasica viene misurata seguendo una versione modificata del metodo di Tabatabai (1994). Una volta avvenuta la trasformazione del TTC in TPF dalle deidrogenasi presenti nei campioni di suolo, la concentrazione di TPF prodotto (dopo estrazione con metanolo) viene determinata per via fotometrica (Grenni *et al.*, 2008).

Umidità del suolo

L'umidità si misura in termini percentuali riferendola al peso secco del terreno. Il metodo diretto per rilevare l'umidità del terreno consiste nel sottoporre il campione di terreno, dopo pesatura, ad essiccazione in stufa ad una temperatura maggiore di 100°C (105-110°C), in genere per una notte. Durante il processo di essiccazione si determina periodicamente il peso del campione; quando due pesate consecutive daranno lo stesso valore, il campione si può considerare essiccato. L'umidità è data dalla seguente formula:

$$U \% = \frac{\text{peso umido} - \text{peso secco}}{\text{Peso secco}} * 100$$

Il peso umido è quello misurato sul campione estratto prima dell'essiccazione, il peso secco quello misurato nelle ultime due pesate.

Poiché l'umidità del terreno non è omogenea, è importante procedere ad un corretto campionamento e fare riferimento ad una specifica profondità alla quale il suolo è stato campionato.

Carbonio totale ed organico ed Azoto

Il carbonio totale ed organico e l'azoto totale sono stati determinati tramite l'utilizzo di un analizzatore elementare (CHN Analyzer – FLASH-EA – Thermo). Il metodo utilizzato è basato sulla completa ed istantanea ossidazione del campione solido per combustione in ambiente arricchito di O₂. Il campione, contenuto in capsule di stagno o argento per la determinazione del carbonio totale e organico, rispettivamente, viene immesso tramite autocampionatore nel reattore di combustione mantenuto circa a 1000 °C. I gas derivanti dal processo di combustione (CO₂, N₂, H₂O) sono trasportati tramite una corrente di elio (gas di trasporto) attraverso un catalizzatore, costituito da ossidi di alluminio e tungsteno (Al₂O₃-WO₃), che ha la funzione di inibire la formazione di ossidi di azoto. La miscela di combustione, insieme all'eccesso di ossigeno, passa attraverso una colonna di riduzione, costituita da granuli di rame ridotto puro, mantenuta a circa 650 °C, dove l'ossigeno in eccesso viene adsorbito e gli ossidi di azoto eventualmente presenti vengono trasformati in azoto elementare. I gas risultanti (CO₂, N₂, H₂O) passano, quindi, attraverso un filtro assorbente (perclorato di magnesio) che trattiene l'acqua, ad una colonna gas-cromatografica

che separa l'N₂ dalla CO₂. La colonna è collegata ad un rivelatore a termococonducibilità (TCD), che fornisce un segnale in uscita proporzionale alla quantità dei singoli componenti della miscela.

Dalla misura dell'area del picco cromatografico, corretta del bianco, si ricava la quantità di carbonio mediante confronto con una curva di taratura.

Fosforo totale, organico ed inorganico

Il fosforo viene determinato con il metodo colorimetrico al blu di molibdeno di Olsen e Sommers (1982). La differenza tra fosforo inorganico e fosforo organico è determinata attraverso un'applicazione della procedura modificata di accensione di Saunders e Williams (1955).

I campioni congelati sono stati liofilizzati e setacciati per ottenere una frazione < 2 mm del campione. Per il fosforo totale aliquote di 1 g di campione (per 3 repliche) sono state muffolate a 550 °C per 1 h. L'estrazione del fosforo (da campioni muffolati e non) viene effettuata in acido solforico e la colorazione dei campioni viene eseguita utilizzando una soluzione contenente ammonio molibdato tetraidrato e acido ascorbico. La lettura dei campioni allo spettrofotometro avviene a 893 nm.

Il fosforo organico è stato calcolato sottraendo il fosforo inorganico (non muffolato) dal fosforo totale (muffolato) come determinazione indiretta.

La quantità di fosforo nei campioni viene calcolata con la seguente formula:

$$\frac{S \cdot 50}{\text{g campione di suolo} \cdot F} \cdot \frac{100}{\% \text{umidità}} = \mu\text{g P} \cdot \text{g}^{-1} \text{dm}$$

S = media dei valori dei campioni (μg P)

F = aliquota di filtrato (1-30 ml)

50 = ml volume aggiunto di acido solforico

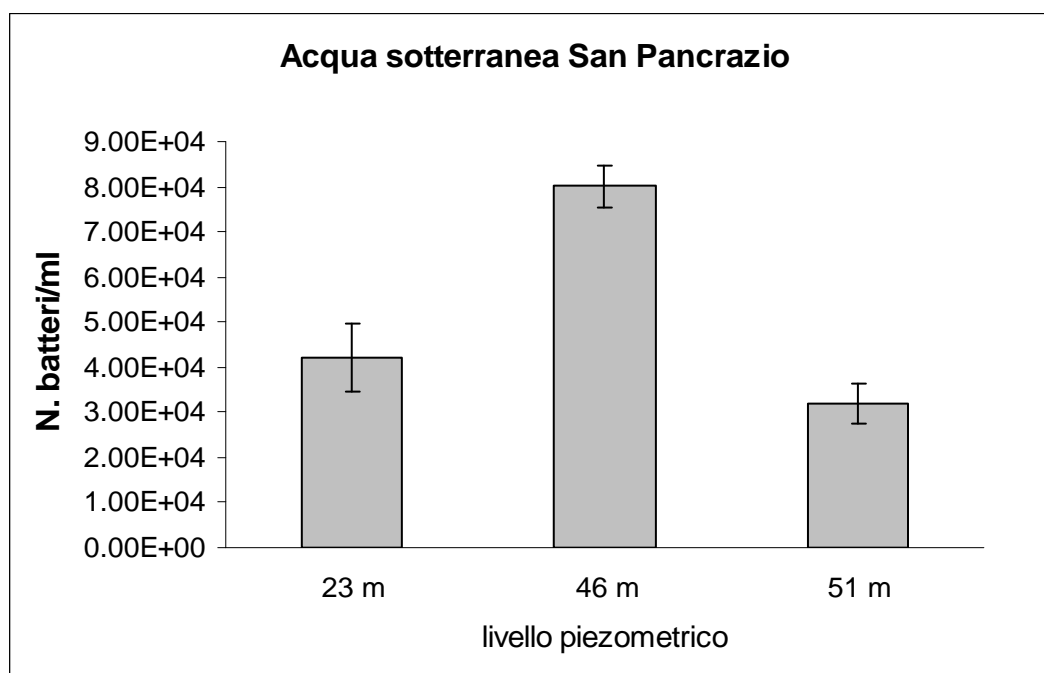
100/% umidità = correzione per l'umidità di partenza

7.2 Risultati

7.2.1 Acqua sotterranea

Il numero di batteri in un'acqua sotterranea non contaminata è generalmente molto basso se comparato a quello delle acque superficiali ed ancor più del suolo; generalmente più un acquifero è profondo, più si riscontra un'abbondanza batterica bassa; questo fatto è anche legato al contenuto di nutrienti, in particolare di carbonio che nelle acque profonde è molto limitato.

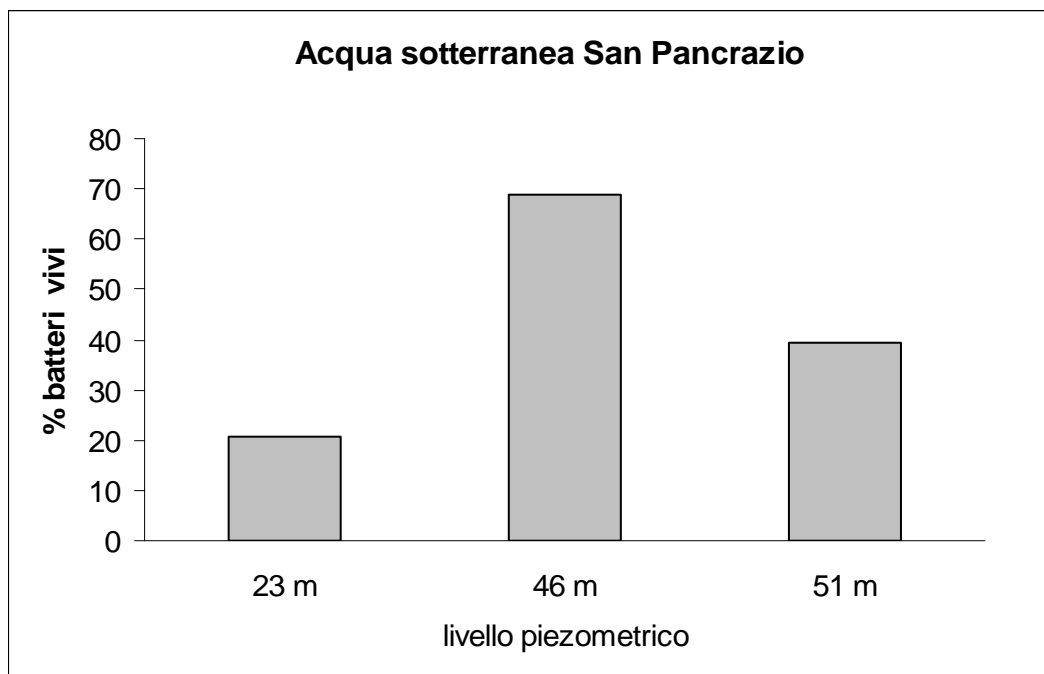
Come si può osservare nel grafico seguente sono state campionate acque relative al sito di indagine in 3 punti diversi ed a 3 diverse profondità (23 m, 46 m, 51 m). Il numero di batteri osservato non è correlato alla profondità del campionamento.



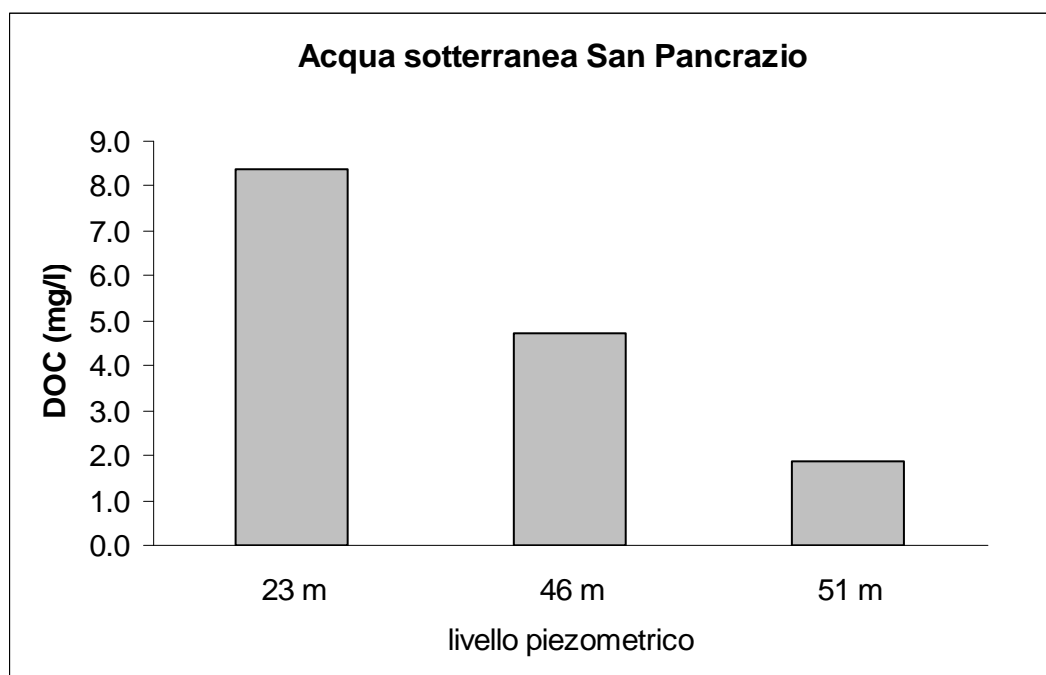
I valori di vitalità cellulare (% vivi) ci indicano un andamento simile a quello del numero di batteri totale, mostrando una bassa vitalità (20.8%) nel campione a 23 m. I valori di vitalità a 46 m sono 68.7% ed a 51 m 39.3%.

L'assenza di nutrienti e di carbonio è sicuramente un fattore limitante la crescita batterica, ma lo può essere anche la presenza di sostanza organica entro la quale vi possono essere molecole organiche xenobiotiche o con un'azione tossica od inibente per alcuni gruppi di microrganismi. Inoltre, bisogna tenere presente che i batteri delle acque sotterranee sono

adattati a crescere in un ambiente naturalmente povero di sostanza organica e raramente vengono a contatto con concentrazioni significative di sostanze xenobiotiche.



I valori di carbonio organico disciolto riscontrati sembrano rispecchiare la relazione positiva tra carbonio organico e vitalità batterica nel caso del sito a 46 m e 51 m, ma non nel caso dell'acqua più superficiale a 23 m. Il carbonio organico disciolto è, infatti, anche un parametro indicatore di inquinamento della falda. L'elevato valore di DOC (8.37 mg/l) riscontrato nell'acquifero a 23 m potrebbe spiegare la bassa vitalità batterica e presenza di gruppi attivi. Poiché l'apporto di sostanza organica è sicuramente di origine alloctona (incluso fanghi di micelio ed industriali) e proviene dagli strati superficiali più un acquifero è localizzato vicino alla fonte di inquinamento, più è elevata la sua probabilità di risultare contaminato.



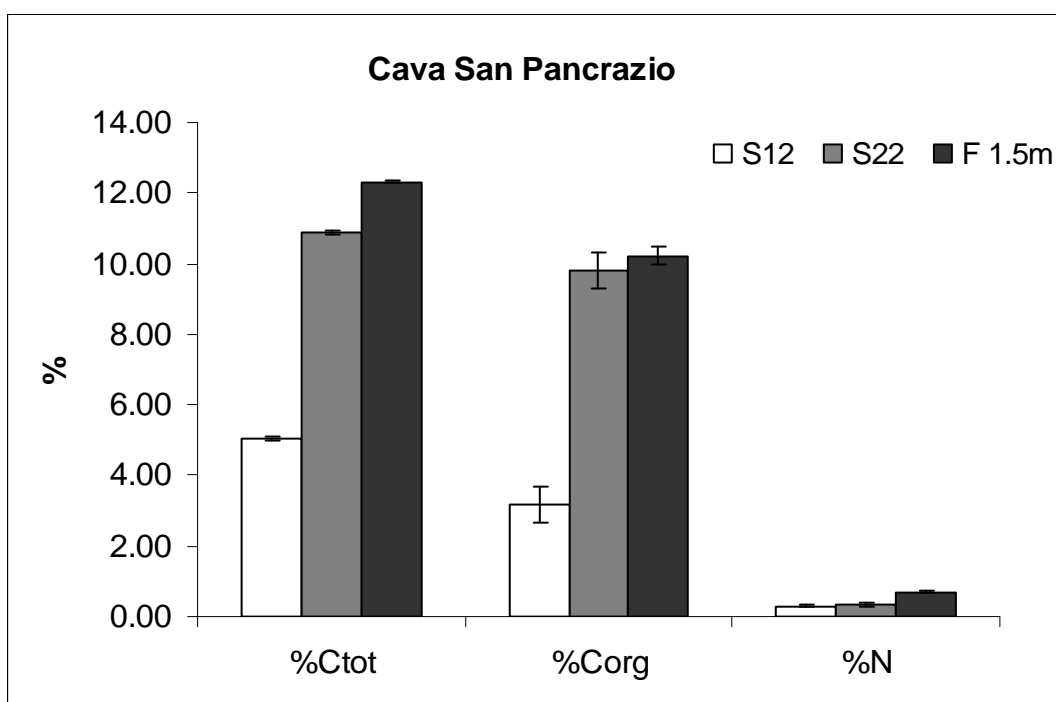
Struttura della comunità batterica

Alcuni campioni di acqua prelevati dal pozzo a 51 m sono stati trattati con le sonde oligonucleotidiche fluorescenti (sopra descritte) per l'identificazione filogenetica dei principali gruppi batterici presenti. Un segnale positivo è stato riscontrato per quanto riguarda la sonda generica per il dominio dei *Bacteria* (c.a. 70% cellule presenti sono DAPI positivo), ma nel caso delle altre sonde non è stato possibile individuare la presenza di significativi gruppi batterici a causa della presenza di pochi batteri nei campioni analizzati. Si riporta l'identificazione di un 7% di *β -Proteobacteria* (gruppo noto per crescere in presenza di xenobiotici e dal quale sono stati individuati ceppi batterici specifici in grado di rimuovere numerosi contaminanti) e di 0.6% di *Epsilonbacteria*. Tali risultati possono essere ascrivibili oltre che allo scarso numero di batteri presenti nel campione analizzato, ad una bassa vitalità cellulare che limita il successo di tale tecnica di ibridazione (l'identificazione è legata, infatti, alla presenza di un numero significativo di molecole di rRNA, che è a sua volta legato all'attività cellulare, per cui bassa attività, segnale fluorescente basso o assente).

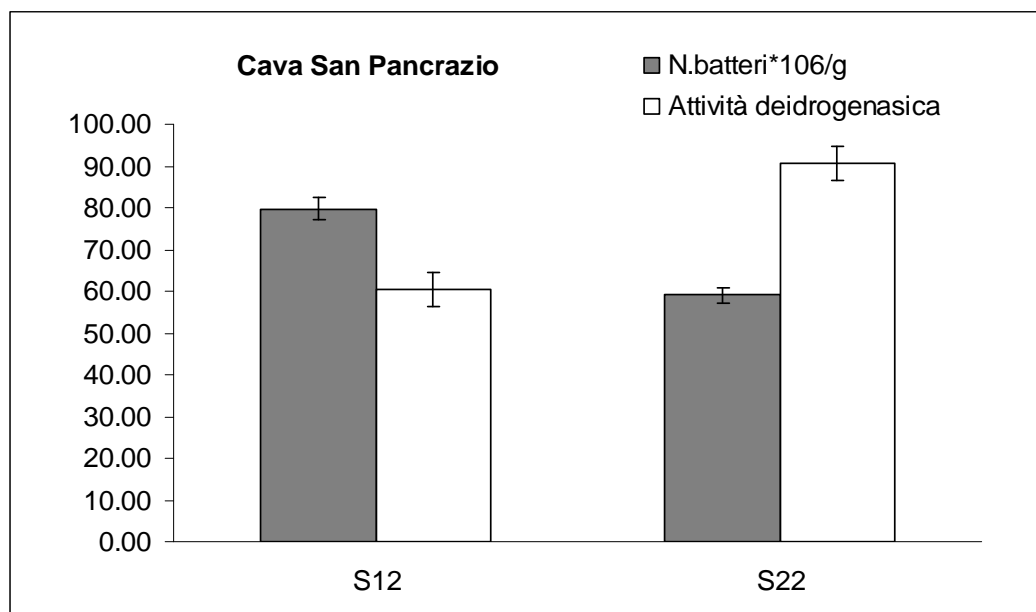
7.2.2 Matrice solida

Strato superficiale dei primi 20 cm sovrastanti il rifiuto

Come si può vedere nel seguente grafico è stata riscontrata una presenza significativa di carbonio sia negli strati di sversamento superficiali (S12 e S22), che nel fango prelevato ad 1.5 – 3 metri di profondità (F 1.5m).



Ad una maggiore concentrazione di carbonio totale ed organico in S22 rispetto ad S12, corrisponde una maggiore attività batterica deidrogenasica, ma non nel numero dei batteri presenti.



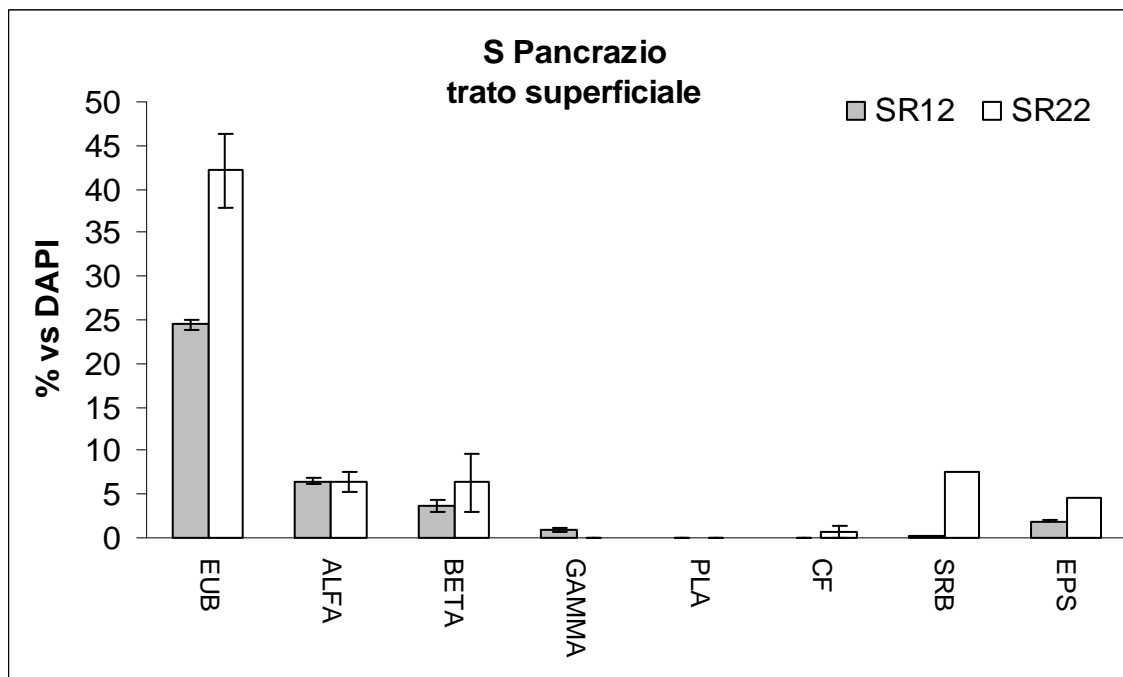
Per quanto riguarda l'azoto non si registrano differenze rilevanti tra S12 ed S22 (circa 0.3% in entrambi i siti), ma si ritrova una concentrazione significativamente superiore (0.6%) nel caso del fango. Nel fango è stata anche riscontrata un'elevata concentrazione di fosforo sia totale (74864 $\mu\text{g/g} \pm 7102$) che inorganico (56671 $\mu\text{g/g} \pm 1225$).

Struttura della comunità batterica in S12 e S22

I valori EUB riscontrati, 42.1 \pm 4.2% in S22 vs 24.5 \pm 0.5% in S12, indicano la presenza di una comunità batterica poco attiva in entrambi i siti; tuttavia, la percentuale dei *Bacteria* risulta superiore nel caso di S22 rispetto ad S12. Questi risultati, combinati con i valori di deidrogenasi, suggerirebbero che sebbene in S12 ci sia un numero di batteri totale maggiore, esistano in S22 alcune popolazioni più attive e ciò potrebbe essere legato ad una maggiore presenza di carbonio organico (3.17 S12 vs 9.89 S22).

All'interno dei *Bacteria*, sono stati identificati α -*Proteobacteria* (circa 6% sia in S12 che S22) i β -*Proteobacteria* (3.7% in S12 e 6.3% in S22) e i γ -*Proteobacteria* (0.9% in S12) ed Epsilon (1.9% in S12 e 4.6% in S22); inoltre, è interessante riportare una presenza significativa di *Bacteria* Solfato-riduttori (7.6% in S22 e 0.2% in S12). I solfato-riduttori sono batteri dal metabolismo anaerobico che utilizzano i solfati come accettori di elettroni e che sono tipici colonizzatori di reflui industriali e di liquami e che contribuiscono ad emissioni odorose sgradevoli.

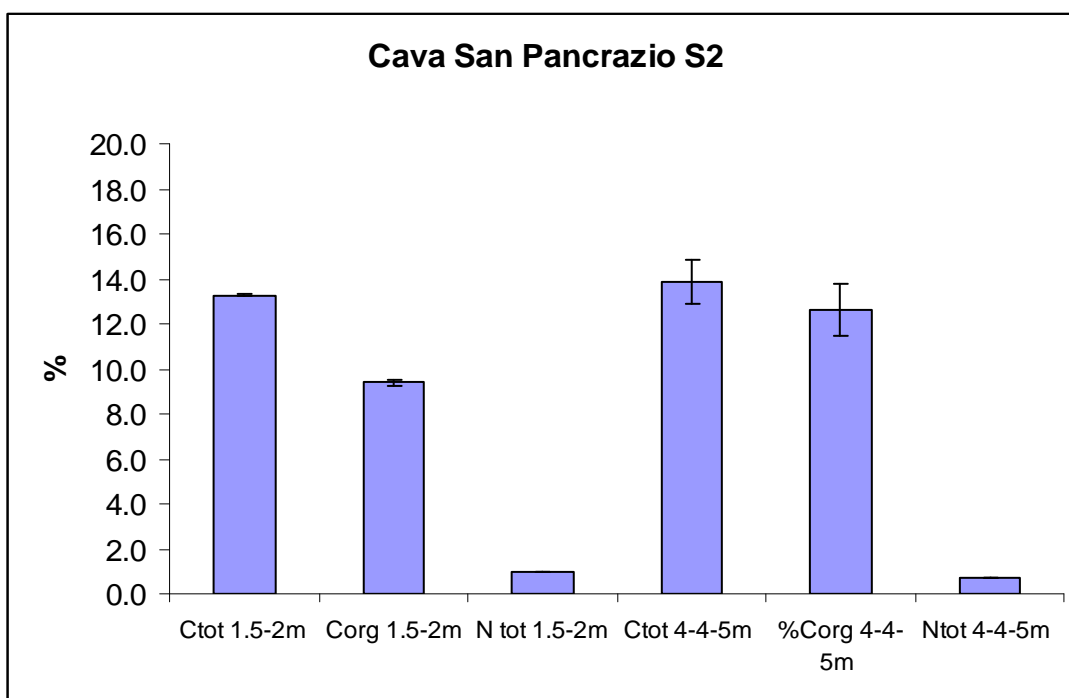
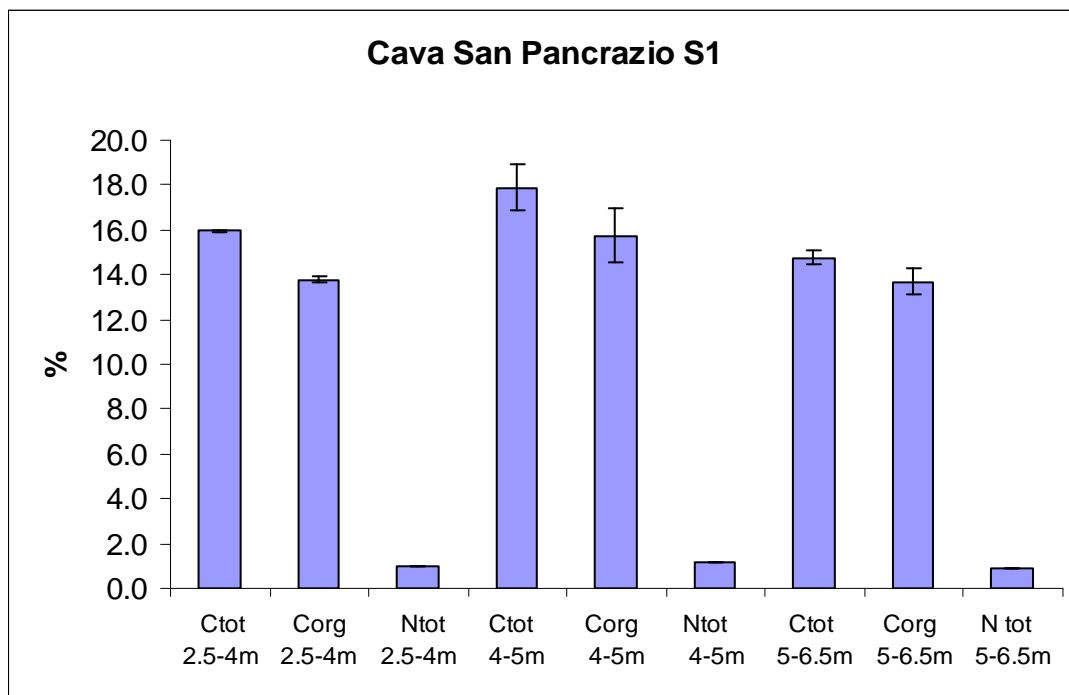
La presenza di batteri anaerobici, tipici di ambienti privi di ossigeno, e le basse percentuali o completa assenza degli gruppi batterici ricercati indicano uno stato di qualità di questi campioni molto scarso e mostrano una contaminazione diffusa su tutta l'area di indagine.



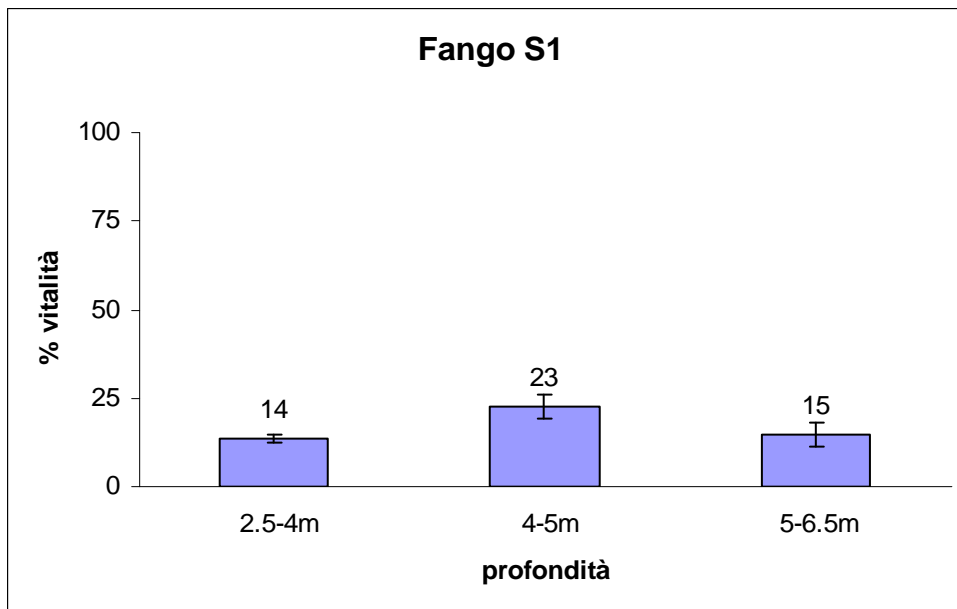
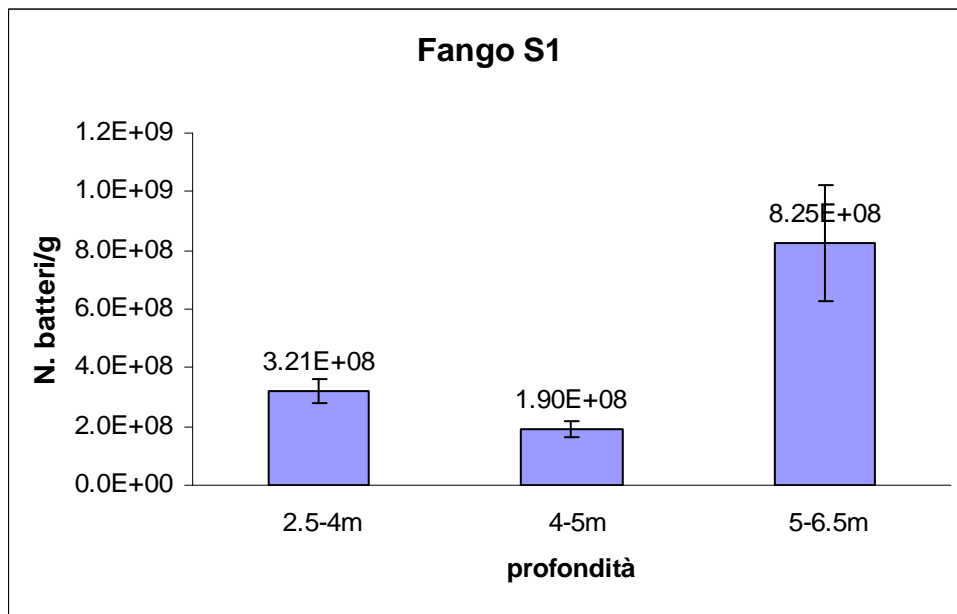
Analisi Fango a diverse profondità: carotaggi nei punti denominati come **S1** ed **S2**.

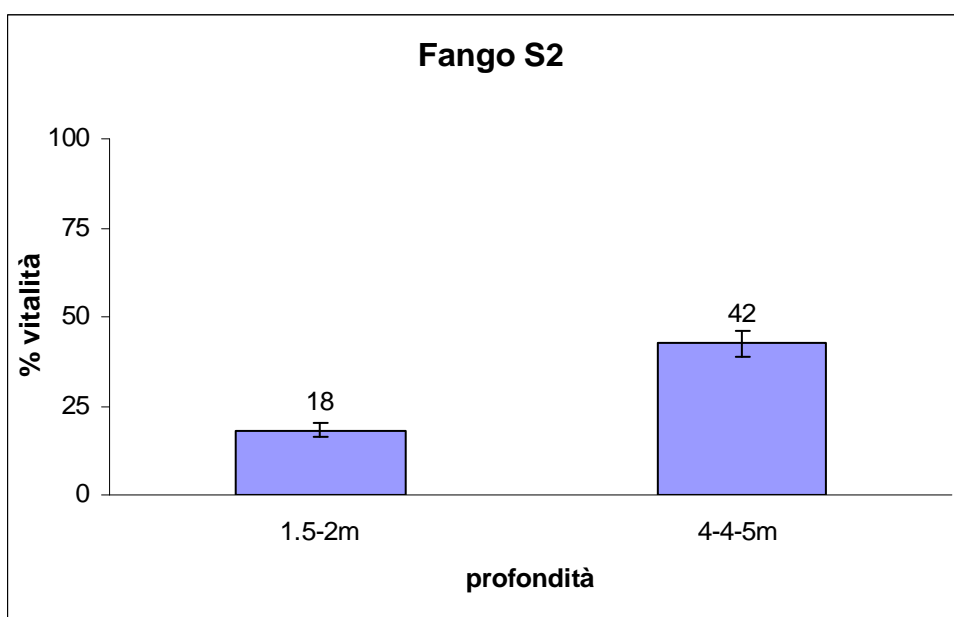
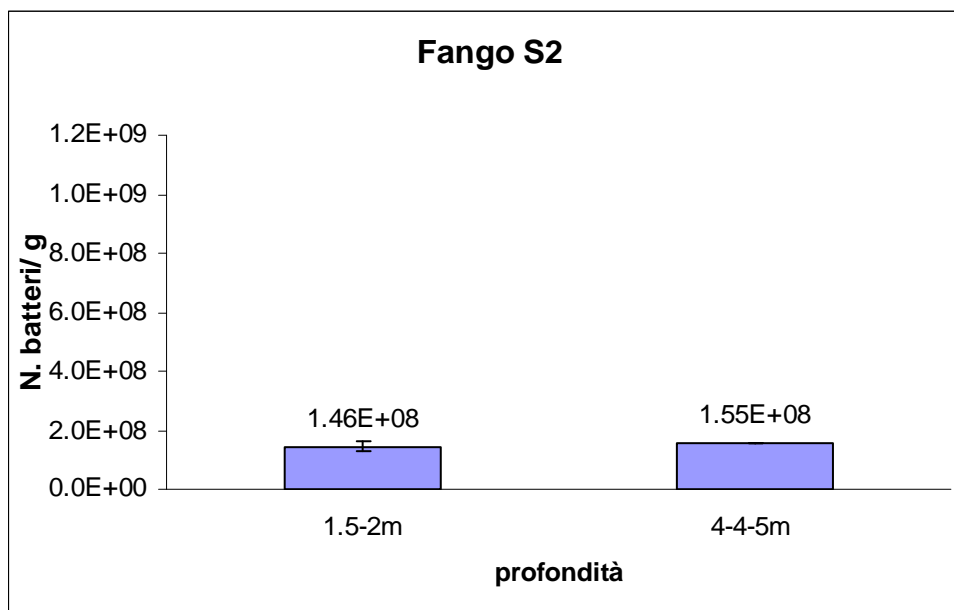
I risultati delle analisi dei campioni di fango prelevati, tramite carotaggio, in due punti a valle dello sversamento sono di seguito riportati ed indicati come S1 ed S2.

I valori di carbonio e di azoto risultano molto elevati e superiori anche a quelli riscontrati nei siti più superficiali sopra riportati (S12, S22 e F1.5-3 m).



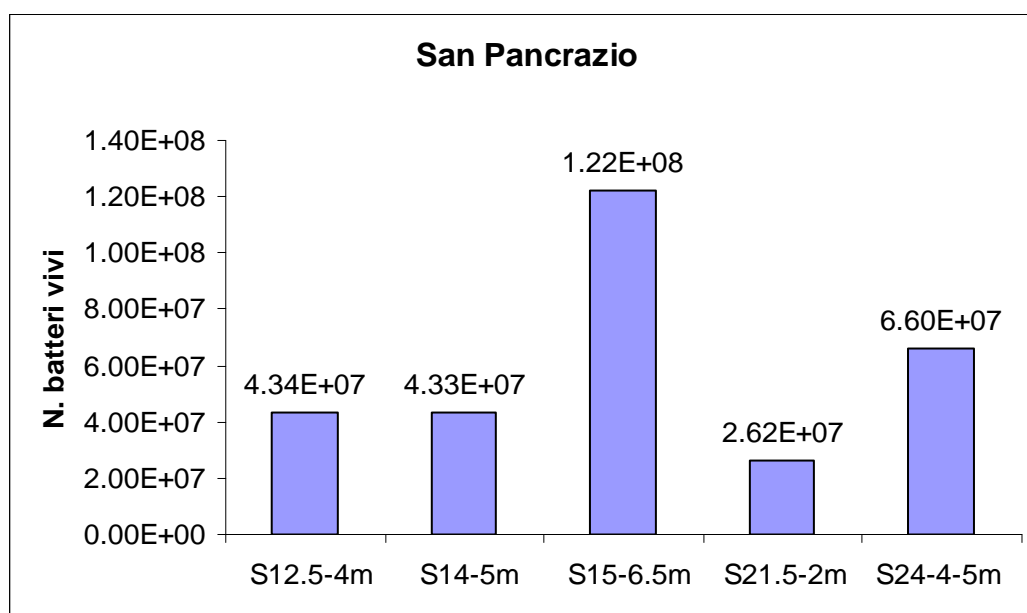
Il numero di batteri e la vitalità cellulare sono risultati superiori nel sito S2 rispetto ad S1. In entrambi i punti di campionamento (S1 ed S2) i valori di vitalità cellulare risultano molto bassi (S1: 2.5 – 4 m = 14%; 4 - 5 m = 23%; 5 – 6.5 m = 15%; S2 1.5 – 2 m = 18%; 4 – 4.5 m = 42%), mostrando un cattivo stato di qualità del suolo.





Il numero di batteri analizzato tramite la tecnica DAPI permette l'individuazione di tutti i batteri presenti in un campione poiché si lega al DNA cellulare; questo è un grande vantaggio perché la colorazione non dipende dalle condizioni di crescita batterica che, al contrario, limitano la stima del numero reale di batteri e permettono la crescita esclusivamente di ceppi in grado di formare colonie visibili alle condizioni di crescita imposte in laboratorio (temperatura, fonte di carbonio, ossigeno, ecc.). Allo stesso tempo, però, bisogna tenere presente che in alcuni casi la conta DAPI può sovrastimare il numero di batteri presenti nel campione se, come riscontrato spesso, in presenza di tossici, l'effetto del tossico ha causato la

morte cellulare (e questo è identificabile con i coloranti specifici live/dead), ma il DNA è rimasto ancora integro. Questo è sicuramente il caso dei campioni di fango S1 ed S2 sopra riportati, nei quali i bassi valori di vitalità indicano che il numero finale di batteri vivi debba essere riportato alle percentuali di vitalità. Come si può vedere dal grafico seguente il numero di batteri diminuisce significativamente sia nel caso di S1, che di S2 i valori sono più o meno confrontabili, tranne che nel caso della profondità 5-6.5 m di S1.



7.3 Conclusioni

Da queste analisi preliminari sia lo stato di qualità delle acque sotterranee, che delle varie “matrici solide” ricoprenti il terreno dalla superficie agli strati più profondi, mostrano la presenza di concentrazione elevate di nutrienti (C, N e P) e valori di vitalità cellulare batterica molto basse che indicano uno stato di qualità molto scarso dell’area di indagine.

La presenza in S12 e S22 di batteri anaerobici, tipici di ambienti privi di ossigeno, e le basse percentuali o completa assenza degli gruppi batterici ricercati indicano uno stato di qualità di questi campioni molto scarso e mostrano una contaminazione diffusa su tutta l’area di indagine. Lo stato di qualità del sito è riconducibile agli sversamenti effettuati per lo stoccaggio di rifiuti e mostra come, nonostante il trascorrere di numerosi anni, il carico inquinante non sia stato naturalmente eliminato, poiché ha superato le capacità di autodepurazione naturale dell’ecosistema. Inoltre, notevole preoccupazione si deve rivolgere allo stato di salute dell’ecosistema sotterraneo e ad eventuali strategie di recupero naturali.

Riferimenti bibliografici

- Amalfitano S, Fazi S, Zoppini A, Barra Caracciolo A, Grenni P, 2008. Responses of benthic bacteria to experimental drying in sediments from Mediterranean temporary rivers. *Microbial Ecology* 55:270-279.
- Amann R, Fuchs B. M, 2008. Single-cell identification in microbial communities by improved fluorescence in situ hybridization techniques. *Nature Reviews Microbiology* 6:339-347.
- Barra Caracciolo A, Giuliano G, Grenni P, Cremisini C, Ciccoli R, Ubaldi C., 2005a. Effect of urea on degradation of terbuthylazine in soil. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24:1035–1040.
- Barra Caracciolo A, Grenni P, Cupo C, Rossetti S, 2005b. In situ analysis of native microbial communities in complex samples with high particulate loads. *FEMS Microbiology Letters*, 253 (1):55-58.
- Barra Caracciolo A, Grenni P, Ciccoli R, Di Landa G, Cremisini C, 2005c. Simazine biodegradation in soil: analysis of bacterial community structure by in situ hybridization. *Pest Management Science*. 61 :863-869.
- Grenni P, Barra Caracciolo A, Rodri'guez-Cruz MS, Sanchez-Martin MJ, 2008. Changes in the microbial activity in a soil amended with oak and pine residues and treated with linuron herbicide. *Applied Soil Ecology* (in press): available on line:doi: 10.1016/j.apsoil.2008.07.006
- OECD 2003. OECD Expert Meeting on Soil Erosion and Soil Biodiversity Indicators. Atti Congresso - Centro Congressi Palazzo Rospigliosi Via XXIV Maggio, 43 Roma 25-28 Marzo.
- Olsen S.R. and Sommers L.E., 1982 Phosphorus. In: A.L. Page, R.H. Miller and D.R. Keeney, Editors, *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, ASA and SSSA Publishing, Madison (1982), pp. 403–430.

8. Implementazione del WEB GIS

(Responsabile di fase: Vito Felice Uricchio)

Con la finalità di favorire l'accesso alle informazioni da parte del Comune di San Pancrazio e delle Istituzioni direttamente coinvolte nell'attuazione del progetto, è stato implementato un Web Gis sincronizzato con le banche dati grafiche ed alfanumeriche tra loro opportunamente interfacciate.

Il WEB GIS è accessibile direttamente all'indirizzo:

<http://151.2.170.110/sanpancrazio/start.html>



Figura 8.1: Schermata di accesso al WebGIS di San Pancrazio.

Allo scopo di rendere facilmente consultabili le cartografie rese fruibili sul WEB-GIS si è provveduto ad omogeneizzare le basi dati ed i *layer* cartografici *raster* e vettoriali.

Il WEBGIS è quindi navigabile ed interrogabile dall'utenza Internet tramite interfaccia utente "amichevole".

Le basi dati cartografiche riportate su WEB GIS utili per rappresentare geograficamente le situazioni di potenziale contaminazione sono:

Cartografia di Base:

- Ortofoto ottobre 2008
- Ortofoto CGR 2005
- Ortofoto AIMA 1997
- Infrarosso
- Carta Geologica
- Limiti Comunali
- Limite amministrativo
- Limiti Provinciali
- Toponimi

Sono stati inoltre considerati i vincoli e le sensibilità ambientali utili ad individuare le condizioni di rischio per gli ecosistemi e per le specie:

- PAI
- PRAE
- Incendi
- Linee di Fratturazione

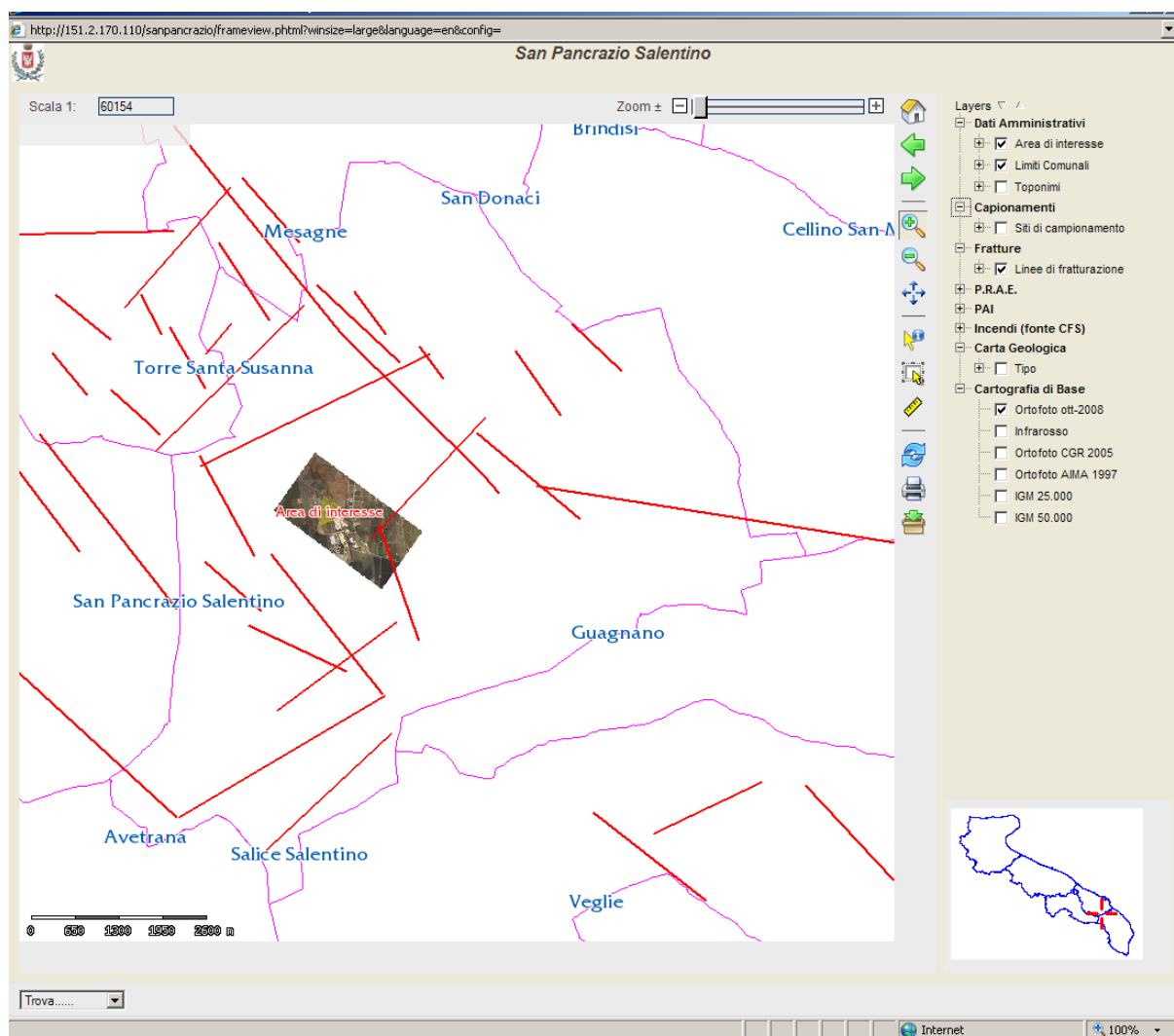


Figura 8.2: Layer cartografici raster e vettoriali del WebGIS di San Pancrazio.

Il WebGIS pubblica informazioni geografiche con lo scopo di segnalare con estrema rapidità i Siti di campionamento e i parametri misurati come profondità, Temperatura, Conducibilità e pH , allo scopo di agevolare le verifiche a cura del Comune.

La disponibilità di una soluzione integrata GIS finalizzata a rendere pratica, efficace e tempestiva la raccolta, l'organizzazione, la condivisione e la consultazione di dati ambientali georiferiti, consente di ottenere una serie di informazioni utili alla comprensione delle dinamiche in atto grazie ai dati dei campionamenti.

Nell'ambito della presente attività è stata implementata un'innovativa soluzione GIS realizzata utilizzando prevalentemente tecnologie *Open Source* (software liberi e aperti a chiunque agli sviluppi futuri) che integrano le tipiche funzionalità di un GIS con strumenti di

data hosting (con archiviazione e *backup*), con strumenti di sintesi statistica (tabelle, grafici, report) e georiferita (mappe digitali), pubblicazione su web.

La soluzione WebGIS integrata a supporto del progetto, utilizza piattaforme che possono essere considerate strumenti specializzati al trattamento di dati territoriali ed ambientali.

L'infrastruttura informatica sviluppata è un'integrazione di diversi strumenti tutti *Open Source* quali:

1. **Q-GIS:** QuantumGIS è un'applicazione di desktop mapping user friendly che integra i formati ai protocolli dell'OpenGIS Consortium (OGC organizzazione internazionale per la standardizzazione nei Sistemi Informativi Territoriali - www.opengeospatial.org). E' un desktop mapping che integra tutte le funzioni del GIS open Source GRASS che, grazie alla sua struttura modulare, per l'editing avanzato e geoprocessing dispone di *plug-in* che permettono di aumentare la sua funzionalità. Con Q-GIS ed altri software come Arcview e Geomedia si sono realizzate ed elaborate le basi dati geografiche (base di conoscenza) che poi sono utilizzate dal WebGIS. L'utilizzo di *desktop mapping* commerciali come Arcview e Geomedia è dovuto alla necessità di elaborare i dati disponibili sviluppati su tali software.
2. **Mapserver** per la distribuzione di cartografia on-line. E' un programma in grado di generare mappe, a partire da basi di dati e di renderle disponibili per applicazioni Internet (WebGIS). Essendo un prodotto *Open Source* la disponibilità del codice sorgente garantisce la massima interoperabilità e possibilità di personalizzazione (realizzata nell'ambito del presente progetto), sia delle applicazioni Web, sia del programma stesso. Tale scelta consente di trasferire gli esiti dell'attività di ricognizione e campionamento sul territorio da parte del CNR IRSA. Mapserver è un webgis di tipo server *side* ovvero tutte le operazioni GIS sono eseguite sul server. MapServer è conforme agli standard dell'open Geospatial Consortium (WMS 1.1.0, WMS 1.0.0, WMC 1.0, WFS 1.0.0, SLD 1.0, GML 2.0, Filter 1.0.0, WMS 1.1.1). WMS rappresenta un protocollo standard di interscambio/interoperabilità per sistemi GIS Web-based che consente la visualizzazione dinamica dell'overlay di mappe georiferite a partire da sorgenti di dati geografici distribuiti. Una mappa di un sito WMS è intesa come un'immagine raster del dato geografico (.png o .jpg). L'aspetto interessante di questa tecnologia risiede nella capacità del MapServer di integrare "al

volò" dati locali (da file e/o rdbms geografici) con dati remoti ottenuti da un server compatibile con lo standard WMS ottenendo così la piena interoperabilità dei dati.

3. **P.Mapper** una interfaccia di *front end* con numerosi servizi aggiuntivi che sono stati realizzati attraverso l'uso di linguaggi di scripting comunemente utilizzati per il Web come Javascript, PHP e Java. E' un'applicazione sviluppata in un'estensione del linguaggio PHP ovvero PHP/Mapscript che permette di controllare dinamicamente MapServer mediante la sintassi e la logica della programmazione ad oggetti del linguaggio di scripting PHP. Il motore di visualizzazione di p.mapper è basato sulla tecnologia AJAX, Asynchronous JavaScript eXML che rende l'applicazione molto veloce in quanto ogni generazione di una nuova mappa è caratterizzata dal trasferimento della sola immagine lasciando intatto il frame per visualizzarla.

L'utilizzo di tecnologie GIS Open Source per l'immissione e la gestione centralizzata di dati georiferiti tramite desktop mapping (Q-GIS) ha permesso di ottimizzarne la raccolta (anche distribuita sul territorio) e migliorarne la gestibilità. In questo modo i dati sono resi immediatamente disponibili agli strumenti software utilizzati per le analisi spaziali e statistiche (QGIS, Arcview e Geomedia) e per le applicazioni web che rendono fruibile il dato geografico per l'utente del progetto.

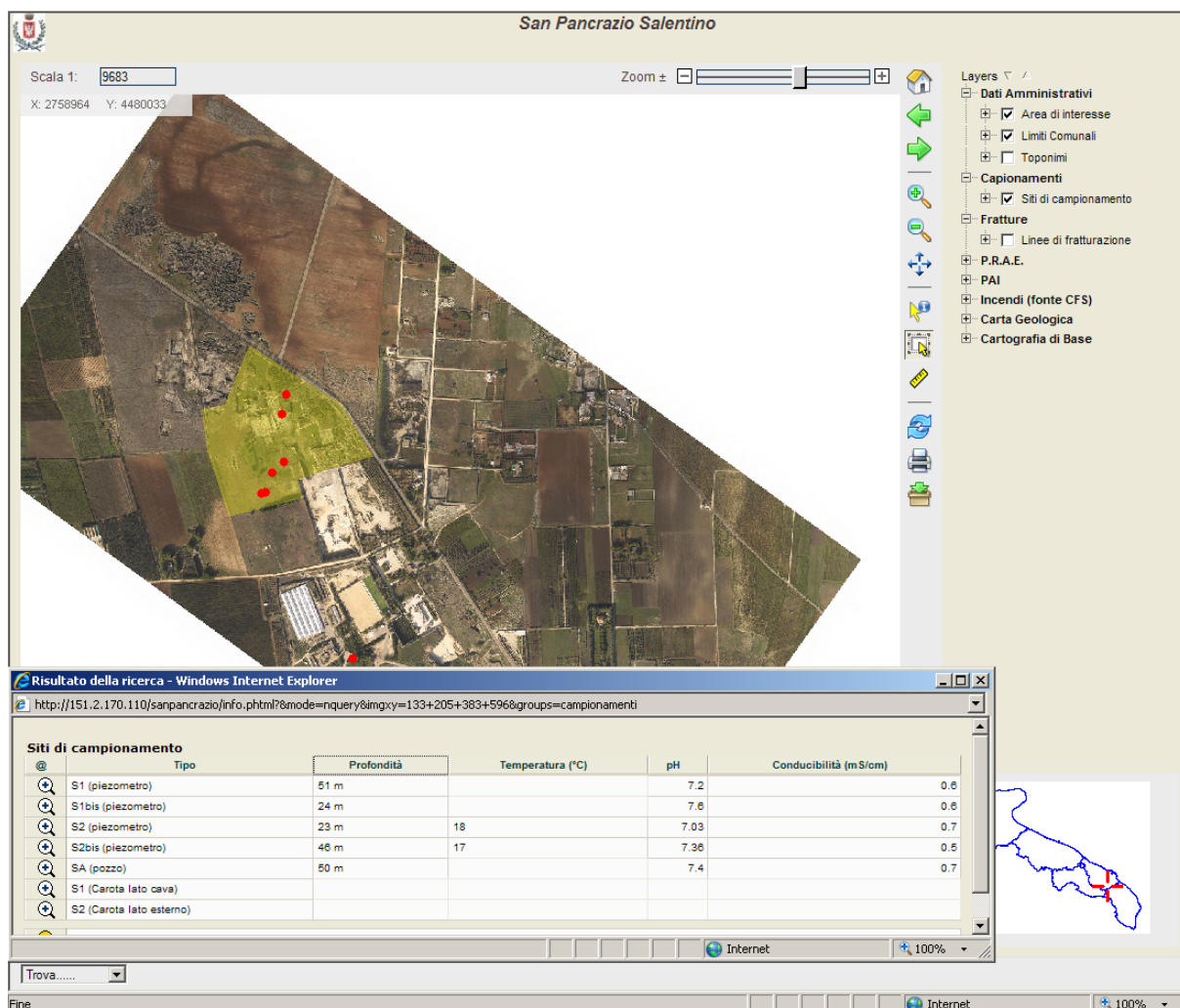


Figura 8.3: Informazioni sui pozzi in ambiente WebGIS

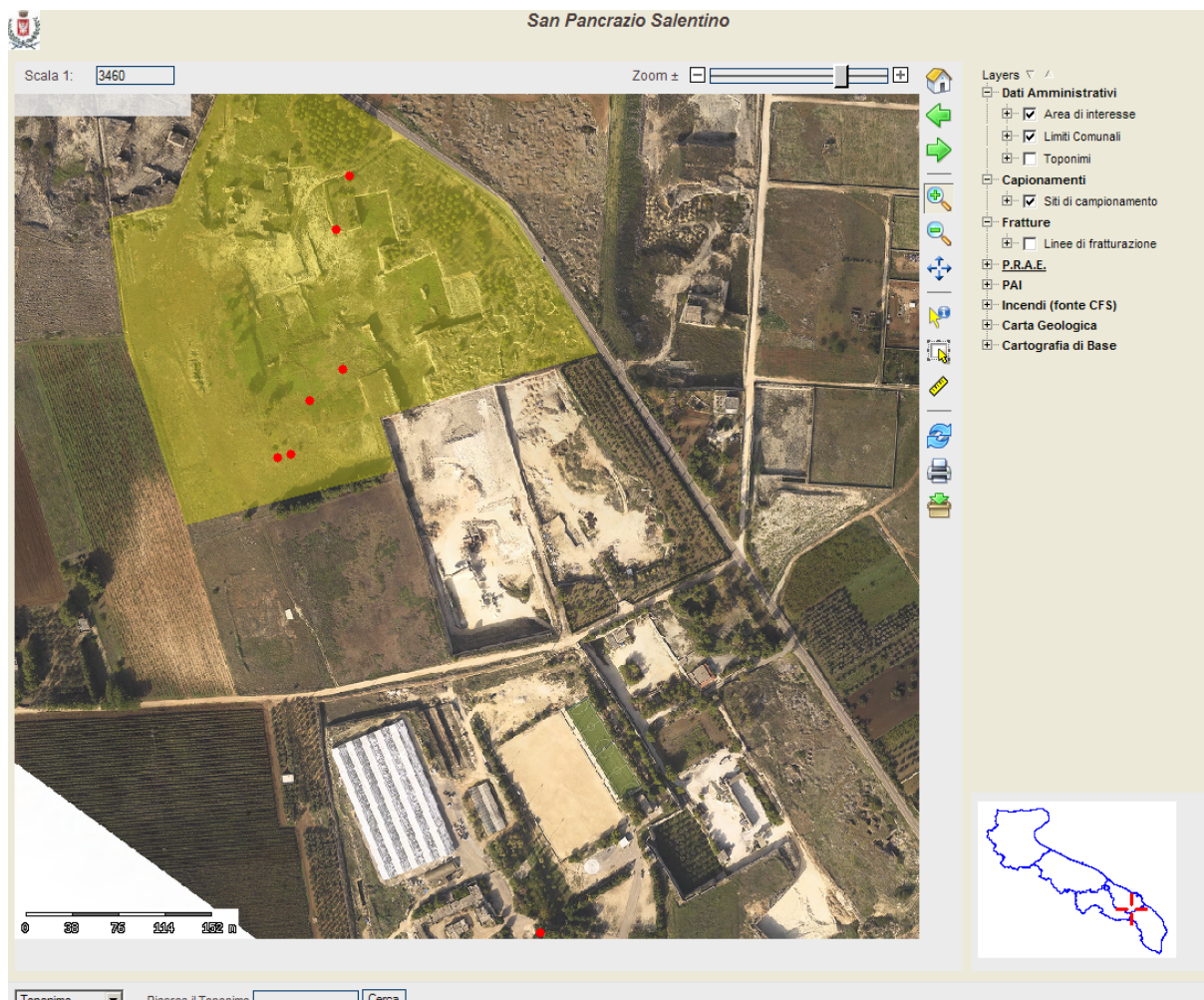


Figura 8.4: Layer cartografici raster e vettoriali del WebGIS

I vantaggi prodotti dall'implementazione ed integrazione del WEB GIS sono:

- facile individuazione dei siti di campionamento e conoscenza dei parametri misurati ;
- possibilità di sovrapposizione di più layers informativi geografici;
- interrogazione telematica di archivi grafici ed alfanumerici.

I dati grafici ed alfanumerici ottenuti nell'ambito delle attività di eco-diagnosi sono stati pubblicati sul portale del progetto <http://www.ecotrasparenza.org>.

Il WEB-GIS consente di integrare fra di loro le informazioni spaziali ambientali realizzando delle valutazioni speditive sul grado di rischio ambientale.

Nuovi modelli di interazione di informazioni geografiche, inclusa la possibilità di scambiare informazioni tramite WMS, potrebbe generare ulteriori vantaggi per gli utenti finali del dato geografico del progetto.

Le tecnologie implementate consentono di dare luogo ad una nuova generazione di funzioni ed ambiti applicativi permettendo, ad esempio, di integrare al meglio le informazioni provenienti da nuovi campionamenti e rilievi direttamente sul WebGIS al fine di visualizzare in tempo reale tutte le informazioni che si desidera trasferire.

9. Diffusione delle informazioni e coinvolgimento della comunità locale

(Responsabile di fase: Vito Felice Uricchio)

9.1. Obiettivi

Le attività previste in questa fase mirano ad analizzare e possibilmente a ridurre i conflitti presenti tra i differenti portatori di interesse con riferimento alle problematiche ambientali connesse con la ex – cava Lepetit. In particolare, in questa fase sono stati analizzati i conflitti tra i diversi attori, istituzionali e non, presenti sul territorio, dovuti alla differente percezione dei rischi connessi con la ex – cava e, di conseguenza, legati alla differente importanza attribuita ai vari fattori di rischio.

Questa fase di lavoro è basata sull'assunto secondo cui ogni ciascun attore è caratterizzato da una differente percezione delle problematiche e dei suoi elementi fondamentali.

È, infatti, ampiamente condivisa in letteratura scientifica l'opinione secondo cui la comprensione delle percezioni che i principali attori hanno di un determinato rischio sia un pre-requisito fondamentale per la definizione di adeguate politiche di gestione del rischio (Botterill e Mazur, 2004). In particolare, al fine di migliorare la comunicazione tra i differenti attori in merito agli elementi di rischio, diviene fondamentale riconoscere che i modelli mentali, che caratterizzano i differenti attori, influenzano il modo in cui essi percepiscono il mondo e, di conseguenza, i rischi. Attori differenti, quindi, prendono in considerazione differenti fattori per definire la propria percezione del rischio, che, spesso, risulta essere molto differente rispetto a quella degli esperti. Un'ottimale gestione dei rischi, che miri anche all'eliminazione dei potenziali conflitti, deve necessariamente essere basata sull'analisi delle differenti percezioni.

Bisogna, infatti, ricordare come la riduzione della fiducia riposta nei risultati delle indagini effettuate dalle Istituzioni può essere esacerbata a causa del continuo utilizzo di vecchi modelli di comunicazione del rischio.

In particolare, il modo in cui il rischio viene percepito da non-esperti è influenzato da fattori che non sono presi in considerazione dagli approcci tecnici. La gente comune tende ad adottare una prospettiva più ampia, nell'analisi dei rischi, rispetto agli esperti. Questi ultimi, infatti, sono caratterizzati da una conoscenza molto approfondita e specifica, che spesso

induce gli esperti stessi a sottovalutare aspetti importanti per la comunità. Per tali ragioni, il pubblico è spesso scettico a riguardo nella completezza della conoscenza esperta. Ciò induce ad un limitato livello di accettabilità dell'analisi dei rischi condotte esclusivamente con approcci tecnici. Emergono spesso conflitti tra esperti e le comunità su quali rischi possano essere considerati accettabili e su quali fattori abbiano maggiore influenza sul grado di rischio.

Le attività realizzate in questa fase sono state, pertanto orientate a ridurre i livelli di conflitto, facendo emergere le differenti percezioni e supportando la fase di comunicazione e negoziazione tra gli attori.

Gli obiettivi della presente fase possono, quindi, essere schematizzati come di seguito:

1. Definizione delle differenti percezioni del rischio;
2. Sviluppo dei modelli mentali dei differenti attori;
3. Identificazione degli elementi fondamentali di ciascun modello mentale;
4. Analisi dei potenziali conflitti tra gli attori;
5. Elaborazione di un piano di comunicazione tra gli attori stessi, al fine di ridurre i conflitti e facilitare il raggiungimento del consenso.

Nella sezione successiva sono descritte in dettaglio le attività effettuate per il perseguimento di tali obiettivi.

9.2. Materiali e metodi

Per raggiungere tali fini, è stato organizzato un processo partecipativo multi – step di elicitazione e strutturazione della conoscenza. Sono state alternate fasi semi – strutturate, durante le quali sono stati raccolti contributi individuali, a fasi di discussione di gruppo, più strutturate e miranti ad ottenere un modello concettuale ben definito.

Per quanto concerne la prima fase, è stato organizzato un primo workshop nel Comune di San Pancrazio, al fine di presentare il progetto e di raccogliere le prime, essenziali, informazioni in merito alla percezione del rischio da parte della comunità locale. Questo primo incontro ha consentito di porre in evidenza, in maniera non ancora strutturata, gli elementi fondamentali che influenzano la definizione del rischio.

È stato, inoltre, possibile effettuare una *stakeholder analysis*, con l'intento di identificare le i principali attori da coinvolgere nel processo decisionale. Al termine di tale fase è stato possibile definire tre categorie di "macro – attori", caratterizzati da percezioni del rischio notevolmente differenti tra loro:

- Comunità locale: gli attori che compongono questa categoria hanno posto in evidenza forti preoccupazioni per gli effetti negativi sulla salute, derivanti dalla ex – cava Lepetit;
- Amministratori locali: sono caratterizzati da una percezione intermedia tra le altre due macro categorie. Per un verso, infatti, essi sono fortemente preoccupati dagli effetti negativi sulla salute; per l'altro, percepiscono i rischi istituzionali connessi con il proprio ruolo;
- Esperti: gli attori di questa categoria pongono in evidenza essenzialmente i fattori tecnici del rischio di contaminazione delle differenti matrici ambientali.

I risultati di questa prima fase sono stati utilizzati come base per la definizione del programma della seconda, mirante alla strutturazione della percezione del rischio da parte dei differenti attori.

A tal fine, è stato adottato un approccio basato sulle metodologie di *Cognitive Mapping*. Si tratta di tecniche ormai consolidate nel campo del *Problem Structuring*, in grado di supportare la strutturazione di problemi poco definiti, di facilitare lo scambio di conoscenza tra differenti attori ed il raggiungimento di un elevato grado di consenso (Mingers e Rosenhead, 2004; Eden, 2004). Il risultato di un processo di cognitive mapping è costituito da una mappa cognitiva, che può essere definita come la rappresentazione del processo mentale di comprensione dei meccanismi che regolano le dinamiche dei sistemi nel mondo reale. Una mappa cognitiva è costituita da concetti, che rappresentano gli elementi fondamentali della conoscenza, e dai legami tra essi esistenti; essa può essere definita come la rappresentazione del processo mentale di comprensione dei meccanismi che regolano le dinamiche dei sistemi nel mondo reale (Eden e Ackermann, 2001).

La maggior parte delle tecniche di *Cognitive Modelling* sono composte da tre fasi principali: identificazione dei concetti, perfezionamento di questi ultimi, identificazione dei legami. La raccolta e strutturazione della conoscenza è avvenuta in una sessione di *Group Cognitive Mapping*. A tal fine, è stato organizzato un workshop presso la sala consiliare del Comune.

Per mettere in evidenza le differenti percezioni da parte dei tre macro – attori, la fase di *cognitive mapping* è stata suddivisa in tre momenti distinti, ciascuno dei quali ha visto il coinvolgimento di membri di uno solo dei macro – attori. In un primo momento, quindi, è stato organizzato un *workshop* con gli amministratori locali; in un secondo momento si è proceduto alla raccolta della conoscenza della comunità locale; infine, sono stati intervistati gli esperti coinvolti nelle attività di eco-diagnosi.

Il processo di *group cognitive mapping* per ciascuno dei macro – attori è stato strutturato in due fasi principali: la raccolta degli input individuali e l'organizzazione degli stessi in una mappa cognitiva di gruppo.

Per quanto riguarda la prima fase, ai partecipanti è stato richiesto di descrivere i principali aspetti delle problematiche connesse con la ex-cava Lepetit, che influenzano la propria percezione di rischio. Al fine di meglio strutturare la conoscenza emersa, ai partecipanti è stato richiesto di effettuare una distinzione tra le problematiche di carattere ambientale e quelle di carattere socio-economico. Successivamente, ai partecipanti è stato richiesto di creare dei *cluster*, raggruppando i concetti simili tra loro, che, in altri termini, fanno riferimento allo stesso fattore. Ai *cluster* è stato, inoltre, attribuito un nome.

La fase finale del *Group Cognitive Mapping* ha riguardato la definizione dei legami di carattere causale tra i differenti *cluster*. I legami consentono, per un verso, di ricostruire il modello mentale dei partecipanti, considerando anche le connessioni logiche esistenti tra i concetti espressi, dall'altro di creare una distinzione tra i fattori principali (direttamente connessi con la ex cava) e quelli secondari (prodotti dai fattori primari). Tale distinzione riveste un ruolo fondamentale nella fase di analisi delle differenze tra le varie percezioni.

Analogo approccio è stato adottato per la strutturazione della conoscenza dei membri della comunità locale.

In una seconda fase, i risultati del workshop sono stati elaborati al fine di ottenere delle mappe cognitive strutturate. Le mappe così ottenute sono state utilizzate per la definizione del grado di importanza per i differenti *cluster*. Tale analisi consente, quindi, di porre in evidenza i principali elementi di rischio, che influenzano la percezione dei partecipanti. L'utilizzo di questa metodologia presenta un vantaggio notevole rispetto alla semplice intervista. In questo caso, infatti, il grado di importanza viene calcolato direttamente dalla strutturazione delle

argomentazioni di gruppo, consentendo, quindi, di evitare le distorsioni dovuti al coinvolgimento emotivo di ciascuno dei partecipanti.

Il grado di importanza è stato inferito attraverso l'analisi dei legami causali presenti nelle varie mappe cognitive. In particolare, per ciascuno dei concetti presenti nelle mappe cognitive, sono state effettuate le analisi di dominio e di centralità. Attraverso la funzione "domain" è possibile ordinare i concetti in base al numero di legami con cui sono tra loro collegati e da cui dipende la posizione occupata nell'ambito della gerarchia. Mediante la funzione "central" è possibile valutare la complessità delle catene di implicazioni che riguardano un concetto, tenendo conto che maggiore è la complessità delle relazioni più importante è la centralità del concetto in esame. Al fine di facilitare le elaborazioni basate su informazioni di carattere qualitativo, si è deciso di utilizzare la logica *fuzzy*, per le sue potenzialità nella gestione di variabili linguistiche (Zimmermann, 1991). Pertanto, sia i valori della centralità, sia quelli di dominio sono stati "fuzzificati", inserendoli in insiemi linguistici *fuzzy* secondo una funzione definita in Giordano et al. (2007). Tale funzione è stata definita mediante l'analisi delle risposte fornite da un gruppo di partecipanti ad una sessione di *group model mapping*.

L'integrazione di questi due valori consente di definire il grado di importanza. Ai concetti è stato, quindi, attribuito un valore linguistico che rappresenta il grado di importanza in base al modello cognitivo dei diversi attori.

Il passo successivo della metodologia adottata consiste nel porre a confronto i giudizi in merito al grado di importanza, utilizzando gli strumenti che consentono di valutare la distanza semantica. Quest'ultima consente di verificare quanto simili tra loro sono le opinioni espresse dai diversi attori. Il grado di similarità è calcolato come complemento ad 1 della distanza semantica, secondo la seguente formula (Munda, 1995):

$$S_d(1, 2, x_i) = 1 - |\mu_1(x_i) - \mu_2(x_i)|$$

In cui, $S_d(1, 2, x_i)$ rappresenta il grado di similarità tra le opinioni espresse dagli attori 1 e 2 in merito al fattore x_i , $\mu_1(x_i)$ e $\mu_2(x_i)$ esprimono l'opinione su x_i , espressa rispettivamente da 1 e 2. Il grado di similarità viene, quindi, calcolato effettuando un confronto a coppie tra i vari attori, grazie al quale diviene possibile definire la matrice di similarità, come riportato nella tabella seguente.

Tabella 9.1: matrice di similarità tra gli attori in merito al concetto x_i

	Attore 1	Attore 2	Attore 3	Attore 4
Attore 1	-			
Attore 2		-		
Attore 3			-	
Attore 4				-

La matrice di similarità viene calcolata per ciascuno dei concetti presenti nelle mappe cognitive. Combinando tra loro le matrici di similarità parziali, è possibile definire la matrice di similarità complessiva, che fornisce informazioni in merito al grado di consenso esistente tra i partecipanti.

D'altro canto, l'analisi delle matrici parziali consente di individuare i fattori in corrispondenza dei quali si registra la maggiore distanza tra le percezioni dei differenti attori. Come detto in precedenza, l'analisi di tali informazioni ha consentito di definire una strategia di comunicazione del rischio tra i vari attori coinvolti. In particolare, si è inteso fare in modo che le informazioni fornite dagli amministratori e dai tecnici siano in grado di fornire adeguate risposte alle istanze presentate dai membri della comunità locale, considerata come l'utente finale delle informazioni in merito al grado di rischio ambientale.

9.3. Risultati

Al termine della fase finale del *Group Cognitive Modelling* è stata ottenuta una mappa cognitiva di gruppo, per ciascuna tipologia di attori, che rappresenta la percezione del problema condivisa dai membri del gruppo.

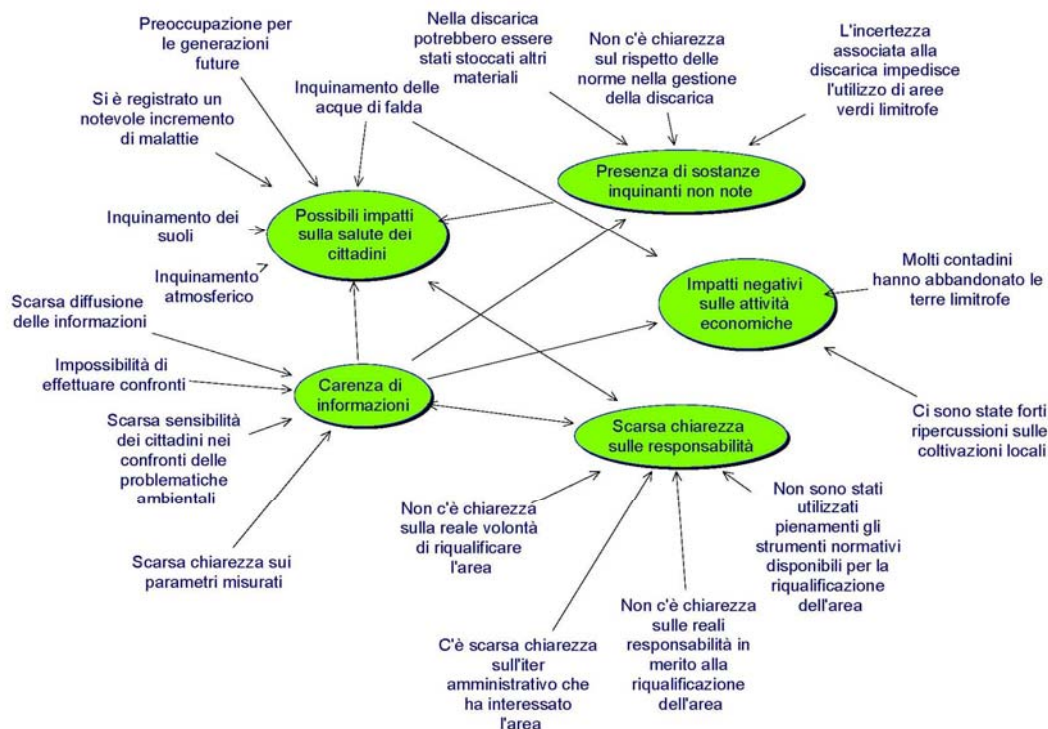


Figura 9.1: Mappa cognitiva elaborata durante il workshop con i membri della comunità locale

In figura 9.1 è mostrata la mappa cognitiva di gruppo, ottenuta per i membri della comunità locale. L'analisi di tale mappa cognitiva rivela che la popolazione risulta essere maggiormente interessata alla presenza di sostanze inquinanti non note, alla scarsa chiarezza sulle responsabilità relative alle gestione ed alla futura riqualificazione dell'area in esame; inoltre, la comunità locale avverte la pericolosità di possibili impatti negativi delle attività connesse allo smaltimento della cava ex-Lepetit sulla salute dei cittadini e sulle attività economiche locali.

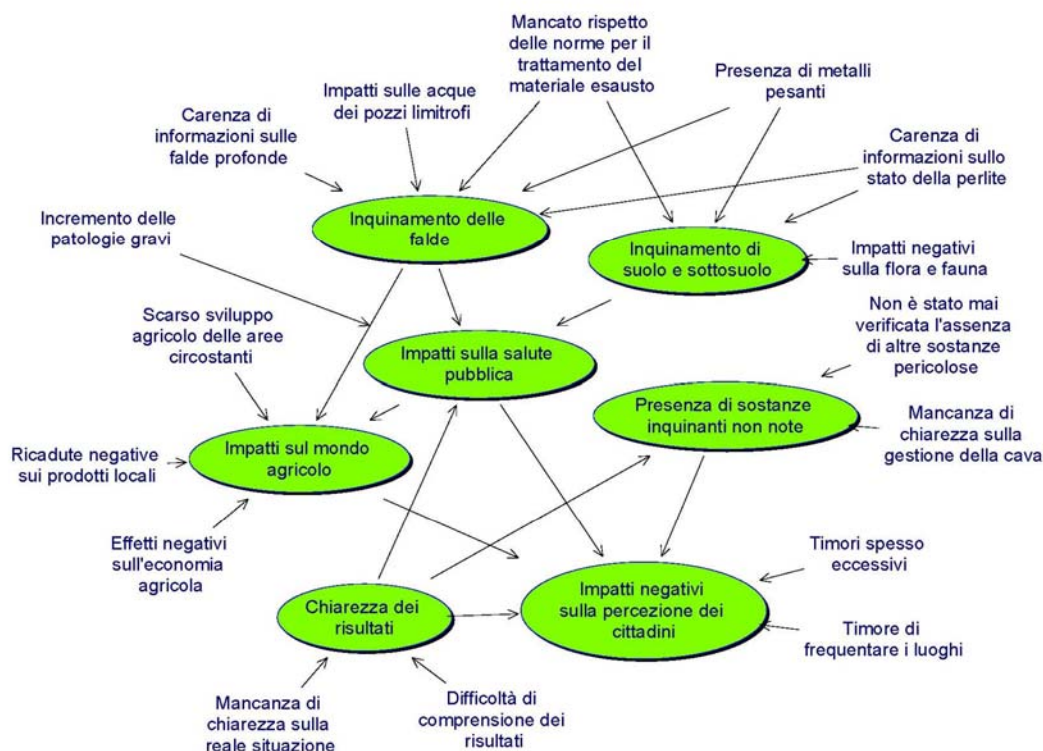


Figura 9.2: Mappa cognitiva elaborata durante il workshop con i membri degli amministratori

L'analisi delle mappe cognitive relative alle altre due categorie di attori (Amministratori ed esperti) rivela che tali attori risultano essere diversamente interessati alle problematiche della ex cava Lepetit rispetto ai membri della comunità locale; in particolare, gli Amministratori sono preoccupati degli impatti negativi sulla percezione dei cittadini e sull'inquinamento delle acque di falda (figura 9.2); gli esperti invece, sono principalmente interessati a valutare l'eventuale superamento delle soglie contaminazione massime consentite dalla legge attraverso l'adozione di una serie di indagini specifiche.

Il grado di importanza è stato calcolato considerando la centralità dei fattori nelle argomentazioni usate dagli attori. L'individuazione dei potenziali conflitti e dei fattori alla loro base è stata effettuata valutando le differenze tra le opinioni espresse dai vari attori in merito a ciascuno dei fattori che compongono la definizione delle problematiche. Al fine di consentire la comparazione, si è reso necessario uniformare le tabelle dei gradi di importanza espresse dai vari attori, fornendo una definizione univoca a concetti simili ma espressi con termini differenti (tabelle 9.2, 9.3 e 9.4).

Concetti	Grado di importanza
Carenza di informazioni	Molto importante
Scarsa chiarezza sulle responsabilità	Importante
Possibili impatti sulla salute dei cittadini	Molto importante
Presenza di sostanze inquinanti non note	Importante
Impatti negativi sulle attività economiche	Mediamente importante

Tabella 9.2: Grado di importanza dei concetti contenuti nella mappa cognitiva della comunità locale

Concetti	Grado di importanza
Impatti negativi sulla percezione dei cittadini	Molto importante
Impatti negativi sulla salute pubblica	Molto importante
Inquinamento delle acque di falda	Molto importante
Chiarezza dei risultati	Importante
Impatto sul mondo agricolo	Importante
Presenza di sostanze non note	Importante
Inquinamento di suolo e sottosuolo	Importante

Tabella 9.3: Grado di importanza dei concetti contenuti nella mappa cognitiva degli Amministratori

Concetti	Grado di importanza
Superamento soglie inquinamento massime stabiliti dalla legge	Molto importante
Presenza di sostanze inquinanti non note	Molto importante
Inquinamento delle varie matrici ambientali	Molto importante
Diffidenza e timori diffusi	Importante
Carenza di fiducia nelle istituzioni	Importante
Mancanza di informazioni certe e dettagliate	Importante
Impatti negativi sulle attività economiche	Poco importante

Tabella 9.4: Grado di importanza dei concetti contenuti nella mappa cognitiva degli esperti

L'individuazione dei potenziali conflitti e dei fattori alla loro base viene effettuata valutando le differenze tra le opinioni espresse dai vari attori in merito a ciascuno dei fattori che compongono la definizione della problematiche. Al fine di consentire tale comparazione, si è reso necessario uniformare le tabelle dei gradi di importanza espressi dai vari attori, fornendo una definizione univoca a concetti simili ma espressi con termini differenti. È importante, inoltre, sottolineare come un concetto possa essere considerato da alcuni attori e non da altri. In tal caso, tale concetto viene inserito nella tabella di importanza dell'attore che non lo ha considerato e viene ad esso attribuito un valore molto basso.

Successivamente sono stati posti a confronto i giudizi in merito al grado di importanza, utilizzando gli strumenti che consentono di valutare la distanza semantica. Nella tabella seguente è riportato il grado di similarità tra gli attori in merito al fattore “carenza di informazioni e chiarezza dei risultati”:

	Comunità	Amministratori	Esperti
Comunità	-	0.81	0.65
Amministratori	0.81	-	0.84
Esperti	0.65	0.84	-

Tabella 9.5: Grado di similarità tra gli attori in merito al fattore “Carenza di informazioni e chiarezza dei risultati”

Da questa tabella è possibile come le opinioni espresse da Amministratori e comunità locali in merito a questo fattore siano molto simili tra loro, mentre l'importanza ad esso attribuita dagli esperti è sostanzialmente differente.

Per quanto, invece, riguarda il fattore “Impatti negativi sulle attività economiche – agricoltura”, la matrice di similarità è la seguente:

	Comunità	Amministratori	Esperti
Comunità	-	0.66	0.55
Amministratori	0.66	-	0.21
Esperti	0.55	0.21	-

Tabella 9.6: Grado di similarità tra gli attori in merito al fattore “Impatti negativi sulle attività economiche - agricoltura”

Dai risultati riportati in questa tabella si desume la notevole differenza di opinione espressa dai tre attori. In particolare, mentre i membri della comunità locale percepiscono questo fattore come rilevante, Amministratori e, soprattutto esperti, hanno opinioni del tutto differenti.

Il confronto tra le percezioni espresse dai vari attori è stato effettuato su tutti i concetti espressi. Come ricordato in precedenza, l'analisi del grado di similarità ha consentito di individuare i fattori più conflittuali, quelli, cioè, per cui si registra la differenza massima tra le opinioni in merito al grado di importanza, espresse dai differenti attori. Da tale analisi sono emerse profonde differenze di percezione in merito all'importanza di rendere esplicite le varie responsabilità delle Istituzioni locali per quanto concerne la problematica in esame. Tale aspetto è, infatti, ritenuto molto importante sia dai membri della comunità locale, sia dagli esperti. Di contro, gli Amministratori non considerano questo aspetto come particolarmente importante.

D'altro canto, gli Amministratori e gli esperti, contrariamente a quanto fatto dalla comunità locale, hanno rimarcato l'importanza di tener conto degli aspetti irrazionali alla base di molti dei timori espressi dai cittadini. Per di più, l'importanza rivestita dalle analisi in merito ai possibili impatti sulla salute è percepita in maniera differente tra Amministratori e comunità locali, da un lato, ed esperti dall'altro. Questi ultimi, infatti, pur considerando importantissimi tali dati, li ritengono comunque subordinati ad un riscontro oggettivo sulla presenza dei contaminati.

9.4. Conclusioni

Come detto in precedenza, le analisi in merito al grado di conflitto tra i vari attori interessati al problema consente di porre in evidenza gli elementi principali di conflitto, su cui sarebbe necessario focalizzare il processo di negoziazione. Per quanto concerne il presente studio, tale processo avrebbe dovuto riguardare la definizione stessa del piano di analisi, elaborato in modo tale da tener presente le differenti percezioni esistenti.

In realtà, dati i tempi estremamente limitati, non è stato possibile effettuare questa fase di negoziazione a monte dell'indagine vera e propria. Non è stato, quindi, possibile influenzare in maniera diretta la definizione delle attività da svolgere, come era stato previsto in fase di definizione degli obiettivi del presente lavoro.

In compenso, l'analisi dei dati raccolti in questa prima fase di studio ha consentito di elaborare un piano di comunicazione tra i vari attori coinvolti. Tale programma mira, in altri termini, a facilitare la diffusione delle informazioni, al fine di incrementare il grado di soddisfacimento delle *information needs*. Con tale termine si intendono le informazioni che sono ritenute necessarie al fine di ridurre il livello di conflittualità tra gli attori principali.

Per la definizione del programma sono stati presi in considerazione soprattutto due aspetti: quali informazioni fornire ed in che modo fornirle.

Da quanto descritto in precedenza, si è ritenuto importante spingere gli Amministratori locali ad incrementare la diffusione delle informazioni relative alle responsabilità pregresse, relative alla gestione della cava, e future, relative ai possibili interventi che saranno realizzati nell'area. Queste informazioni mirano soprattutto a rendere esplicite le diverse fasi e gli attori istituzionali coinvolti in ciascuna dei esse.

Data la grande importanza attribuita sia dalla comunità locale, sia dagli Amministratori, ai potenziali impatti sulla salute umana, è importante che i dati comunicati dagli esperti non si limitino solo ad analizzare i gradi di inquinamento nelle diverse matrici ambientali, ma che siano in grado di rendere espliciti i possibili impatti negativi sulla salute dei cittadini. Tali informazioni potrebbero contribuire a contenere la diffusione di ingiustificati timori, la cui importanza è stata sottolineata sia dagli amministratori, sia dagli esperti.

È importante, inoltre, sottolineare l'elevato grado di consenso, esistente tra i vari attori, in merito all'importanza rivestita dalle indagini volte a determinare l'esistenza di sostanze inquinanti non note, dovute ad attività illecite perpetrate in passato. Elevato consenso si registra in merito all'importanza delle informazioni relative all'inquinamento delle acque di falda e del suolo. La tempestiva comunicazione agli esperti dei risultati di questa analisi ha indotto questi ultimi ad approfondire, per quanto possibile, le indagini in merito a questi due aspetti.

Nella tabella seguente sono sintetizzati i risultati delle analisi effettuate sulle percezioni emerse nel corso del dibattito, evidenziando i fattori caratterizzati dal maggior grado di conflittualità, con le relative strategie di comunicazione proposte:

Fattore	Strategia di comunicazione
Carenza di fiducia nei confronti delle istituzioni	Il programma di comunicazione dovrà mirare ad esplicitare tutte le varie fasi che hanno riguardato sia la gestione della cava, sia la programmazione di eventuali interventi futuri.
Scarsa chiarezza delle informazioni	Le informazioni fornite al termine della fase di analisi dovranno essere facilmente comprensibili anche da persone non esperte. A tal fine, diviene fondamentale non limitarsi alla sola pubblicazione di dati numerici. Particolare attenzione dovrà essere posta nella descrizione dei risultati.
Impatti negativi sulla percezione dei cittadini	Al fine di evitare il diffondersi di timori, è importante definire le caratteristiche di tossicità delle sostanze inquinanti presenti, chiarendo i possibili pericoli per la salute umana.

Tabella 9.7: Fattori caratterizzati dal maggior grado di conflittualità e relative strategie di comunicazione proposte

Riferimenti bibliografici

- Botterill, L., Mazur, N. (2004). Risk and risk perception – A literature review. RIRDC Publication. Disponibile on-line URL: www.rirdc.gov.au/reports/HCC/04-043.pdf.
- Eden C., Ackermann F., (2001). SODA – The principles. In Rosenhead, J., Mingers J. (eds). Rational Analysis for a Problematic World. John Wiley and Sons, Chichester, UK.
- Eden C., (2004). Analyzing cognitive maps to help structure issues and problems. European Journal of Operational Research, 159, 673-686.

- Giordano R., Passarella G., Uricchio V.F., Vurro M. (2007). Integrating conflict analysis and consensus reaching in a decision support system for water resource management. *Journal of Environmental Management*, 84, 213-228.
- Mingers J., Rosenhead, J., 2004. Problem structuring methods in action. *European Journal of Operational Research* 152, 530–544.
- Munda G., 1995. *Multicriteria Evaluations in a Fuzzy Environment*. Physica Verlag, The Hague.
- Zimmermann H.J., 1991. *Fuzzy Set Theory*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Considerazioni finali

Le attività condotte dal CNR-IRSA nell'ambito del *“Programma di indagini per la realizzazione dell'eco-diagnosi di una cava interessata allo stoccaggio di fanghi di micelio ed industriali nel Comune di San Pancrazio Salentino (BR)”*, sono state pianificate con criteri di più ampia multidisciplinarietà e sulla base di un'impostazione multimetodologica finalizzata a verificare con convergenze diagnostiche, l'eventuale contaminazione dell'area d'indagine.

L'obiettivo dello studio condotto si riferisce alla realizzazione di un programma preliminare di indagine volto ad accertare la presenza di potenziali contaminazioni derivanti dallo smaltimento di rifiuti derivanti dal ciclo produttivo dello stabilimento LEPETIT di Brindisi ed a fugare dubbi e perplessità emergenti da alcune delle relazioni tecniche presentate all'Amministrazione Comunale.

L'approccio multimetodologico ha fatto riferimento a rilievi da elicottero realizzati con camere operanti nello spettro visibile e dell'infrarosso, ad una ripresa laser scanner realizzata con sensore LiDAR, ad elaborazioni da immagini da satellite, all'utilizzo di tomografie elettriche per la realizzazione di sezioni geoelettriche multipolari di dettaglio, a prove infiltrometriche tese ad analizzare le modalità e le velocità d'ingresso dell'acqua dalla superficie nel sottosuolo, ad un'indagine azimutale per la definizione dello stato di fatturazione del sottosuolo, con una componente analitica che si è estesa ben oltre le determinazioni definite in sede di programmazione, investigando un numero ben più ampio di parametri analitici.

Infatti, oltre alla verifica della presenza di metalli pesanti e di residui di eritromicina e/o di altri composti organici correlati a tale sostanza, sono stati investigati una serie di altri contaminati organici la cui presenza si era resa sospetta a seguito della registrazione di una bassa vitalità delle comunità microbiche presenti nelle acque sotterranee nonché sulla scorta della relativa caratterizzazione filogenetica, oltre alla permanenza di emissioni maleodoranti derivanti dalle carote prelevate.

Interessante si è anche rivelata l'attivazione di processi partecipativi informati volti all'acquisizione di utili informazioni sulla percezione della problematica ambientale riferita al sito della cava ex Lepetit. La diffusione delle informazioni autorizzate dal Comitato paritetico è avvenuta sia attraverso incontri con la cittadinanza che mediate l'implementazione e la

gestione di uno specifico WEB GIS funzionale a facilitare l'accesso all'informazione cartografica ed alfanumerica acquisita nel corso dell'*ecodiagnosi*.

Dalle attività di indagine condotte nell'ambito dell' "eco-diagnosi" è emerso quanto segue:

- le acque sotterranee non presentano contaminazione da metalli pesanti né mostrano significative presenze di antibiotici; infatti, in un solo campione S2 (piezometro a - 23 m) è stata trovata una quantità esigua di josamicina (0,00015 mg/L). Tale presenza, tuttavia, conferma l'esistenza di un fenomeno di trasferimento di contaminati dal materiale smaltito verso i livelli idrici sottostanti. Nelle acque dei piezometri indagati, inoltre, notevole rilevanza riveste la presenza di **cloroformio**, un solvente clorurato, la cui concentrazione nei piezometri S1 e S1bis (interni alla cava) è risultata essere piuttosto elevata (rispettivamente 51,7 e 36,6 µg/L). **In tutti gli altri campioni la concentrazione trovata è risultata essere superiore al limite di legge per la bonifica dei siti contaminati** (D.Lgs. 152/2006, parte IV – titolo V) anche se in alcuni pozzi inferiore al limite di legge per le acque potabili (D. Lgs. 31/2001) che stabilisce un valore di 30 µg/L per i trialometani (somma di cloroformio, bromoformio, dibromoclorometano e bromodichlorometano);
- le determinazioni analitiche hanno permesso di evidenziare la presenza, a livello di tracce, di numerosi composti organici aromatici (etilbenzene, xileni, toluene, etc.) le cui concentrazioni sono risultate essere inferiori al limite imposto dal D.Lgs. 152/2006 e la presenza di **dimetilsolfuro** nel campione S1bis (a 24m) e di un **alcool a 8 atomi di carbonio** in quasi tutti i campioni analizzati. La presenza di dimetilsolfuro è evidente anche nei fanghi, ad ulteriore testimonianza della possibilità di trasferimento dai fanghi alle acque sotterranee;
- la presenza di contaminanti organici derivati del toluene, del fenolo, della piridina e di altre sostanze, non inclusi nella tabelle dei contaminanti organici per il suolo e sottosuolo indicati dal D.Lgs., 152/2006;
- le analisi condotte sulle comunità microbiche, evidenziando **valori di vitalità cellulare batterica** (% batteri vivi) **molto bassi** (20.8% nel campione a 23 m e 39.3% a 51 m) confermano uno stato di qualità scarso per le acque dei piezometri indagati. Tale risultato ha motivato l'approfondimento analitico verso la ricerca di ulteriori sostanze tossiche, inizialmente non considerate nell'ambito del programma di

indagini. Le risultanze della caratterizzazione filogenetica e della vitalità cellulare possono anche essere ascrivibili alla presenza di molecole organiche xenobiotiche o con un'azione tossica od inibente per alcuni gruppi di microrganismi. Le indagini relative alla struttura della comunità batterica nelle acque informano, inoltre, della presenza di *β -Proteobacteria*, gruppo noto per crescere in presenza di xenobiotici e dal quale sono stati individuati ceppi batterici specifici in grado di rimuovere numerosi contaminanti, confermando l'esistenza di composti tossici nelle acque indagate;

- per quanto concerne la situazione relativa al materiale sversato nella cava le indagini hanno rivelato la presenza di valori elevati di calcio, di manganese e di ferro in diversi campioni ma tali metalli non sono inclusi nelle tabelle dei contaminanti per il suolo e sottosuolo del D.Lgs. 152/2006;
- al contrario delle acque sotterranee, in tale materiale solido non è stata riscontrata la presenza di cloroformio, ciò potrebbe essere dovuto al numero limitato di carotaggi effettuati, mentre è stata evidenziata la presenza di dimetildisolfuro (S2_3) suggerendo anche in questo caso che è presente un fenomeno di trasferimento dei composti organici dal materiale stoccato verso i livelli idrici sotterranei;
- dalle indagini idrogeologiche condotte emerge la presenza di uno strato acquifero superficiale sottostante la cava attestato a circa -23 m; di questo livello non è nota l'estensione volumetrica, ma la permeabilità delle rocce affioranti, seppur bassa, evidenzia la possibilità di percolazione in falda di contaminanti;
- l'indagine azimutale evidenzia che nello strato biocalcarenitico non sono presenti sistemi di fratturazione preferenziale e l'elaborazione delle immagini satellitari conferma tale risultato sperimentale.

Alla luce delle risultanze emerse, oltre alla comunicazione alle Autorità competenti del superamento dei limiti di cloroformio in falda, si rende necessario un approfondimento orientato alla delimitazione esatta della contaminazione della falda. A tal proposito è possibile ipotizzare lo sviluppo di ulteriori indagini realmente più estese che consentono di individuare sia la propagazione della contaminazione che l'estensione del livello idrico superficiale e la sua connettività con la falda idrica sotterranea, al fine di una ottimale modellizzazione idrogeologica del sito finalizzata alla valutazione del plume inquinante. L'individuazione nei

pozzi limitrofi di un tracciante marker come ad esempio il dimetilsolfuro, potrebbe consentire la valutazione dell'estensione del fenomeno di contaminazione.

In aggiunta, verificate le concrete possibilità di trasferimento in falda dei contaminati rilasciati dai rifiuti smaltiti, sarebbe auspicabile la messa in sicurezza di emergenza con successiva caratterizzazione e bonifica del sito.

ALLEGATI

Allegato A
Rilievi da elicottero (contenuti nel CD-Allegato)

Allegato B
Profili elettrici



Programma di indagini per la realizzazione dell' "eco-diagnosi" di una cava interessata allo stoccaggio di fanghi di micelio ed industriali nel Comune di San Pancrazio Salentino.

Profili Elettrici

Legenda

Profili Elettrici

Sistema di Riferimento: Roma40
Proiezione: Gauss
Fuso Est
Scala: 1:2.000



Allegato C
Siti di campionamento



Programma di indagini per la realizzazione dell' "eco-diagnosi" di una cava interessata allo stoccaggio di fanghi di micelio ed industriali nel Comune di San Pancrazio Salentino.

Campionamenti rifiuto

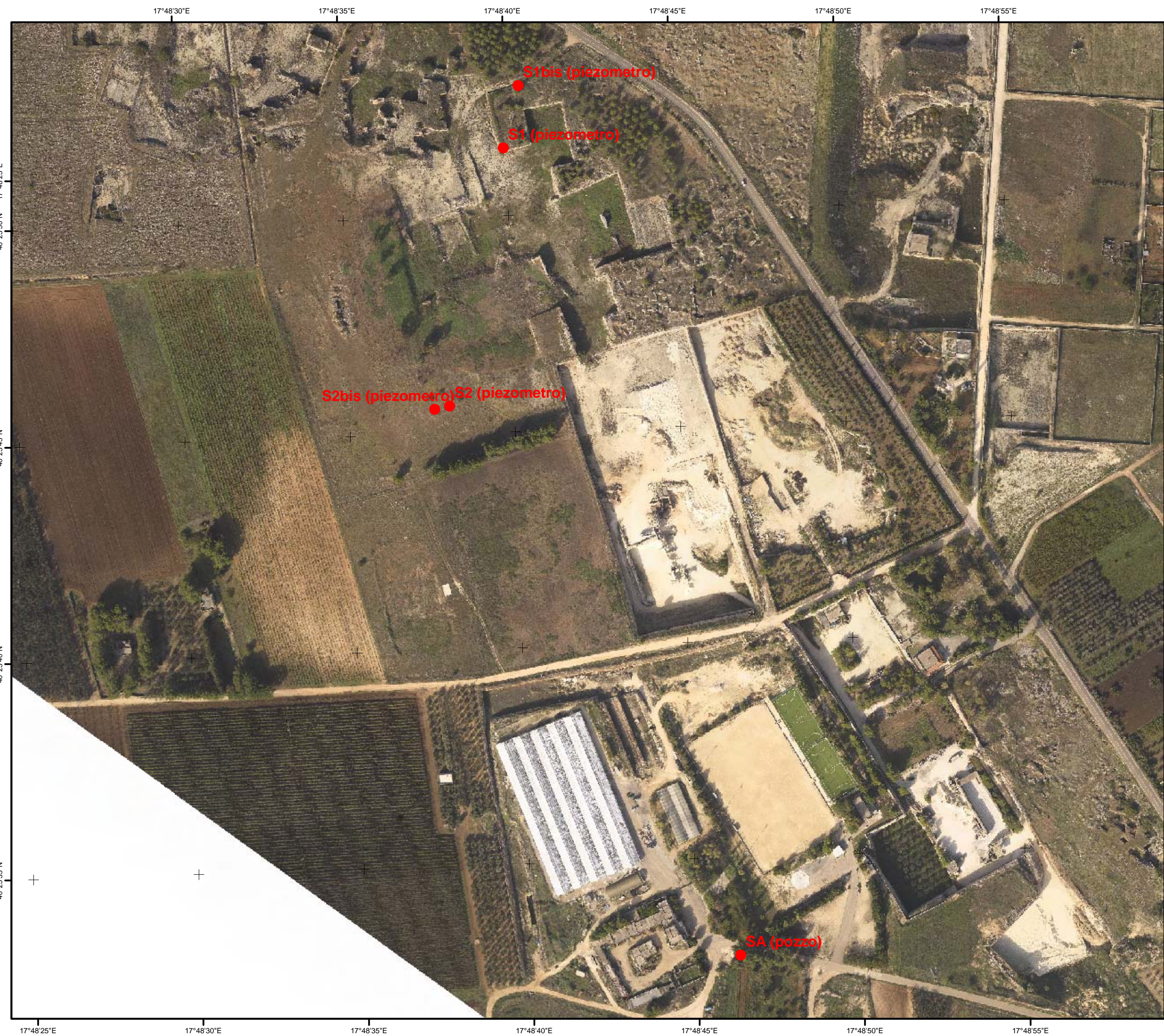
Legenda

● Siti di campionamento del Rifiuto

Sistema di Riferimento: Roma40
Proiezione: Gauss
Fuso Est

Scala: 1:2.000





Programma di indagini per la realizzazione dell' "eco-diagnosi" di una cava interessata allo stoccaggio di fanghi di micelio ed industriali nel Comune di San Pancrazio Salentino.

Siti di campionamento delle acque sotterranee

Legenda

● Siti di campionamento delle acque sotterranee

Sistema di Riferimento: Roma40
Proiezione: Gauss
Fuso Est

Scala: 1:2.500

