



SENARUM UNIVERSITATIS

Studio geostrutturale, idrogeologico e geochimico ambientale dell'area amiatina

Siena, 10 ottobre 2008

PREMESSA	1
SEZIONE 1	
STUDIO GEOSTRUTTURALE DELL'APPARATO VULCANICO AMIATINO	4
1. INTRODUZIONE	5
2. CENNI DI GEOLOGIA REGIONALE: COSTITUZIONE DEL BASAMENTO E DELL'EDIFICIO VULCANICO DEL M. AMIATA	5
3. LE STRUTTURE FRAGILI: FRATTURE E FAGLIE	8
3.1. Le fratture	9
3.2. Le faglie	11
3.2.1. Zona Pian delle Mura	11
3.2.2. Zona Poggio Falco-Poggio Pinzi	13
3.2.3. Zona di Poggio Trauzzolo	14
3.2.4. Zona di Le Piane	15
3.2.5. Zona di La Montagnola-Poggio di Bellaria	15
3.2.6. Zona Prato delle Macinaie	16
4. LE STRUTTURE DUTILI: DIAPIRI, SINCLINALI, ANTICLINALI	17
4.1. I diapiri e le associate sinclinali	17
4.2. Le anticlinali	18
5. CONCLUSIONI	19
BIBLIOGRAFIA	21
SEZIONE 2	
STUDIO IDROGEOLOGICO DELL'APPARATO VULCANICO AMIATINO	22
INTRODUZIONE	23
1. BILANCIO IDRICO DELLE VULCANITI AMIATINE: VALUTAZIONE DELLA RICARICA DELL'ACQUIFERO PER INFILTRAZIONE	24
1.1. Dati climatici e loro elaborazione	24
1.1.1. Dati di Base e variabili analizzate	24
1.1.1.1. Precipitazioni (PTOT)	30
1.1.1.2. Temperature	41
1.1.2. Parametri derivati	52
1.1.2.1. Evapotraspirazione	52
1.1.2.2. Piogge efficaci	54
1.1.3. Valutazione indiretta dell'Infiltrazione	57
1.1.3.1. Infiltrazione in vari A.I.	57
1.1.3.2. Analisi statistiche (medie decennali, ventennali di tutti i parametri P,T,Er, Pe, Inf.	60
2. CALCOLO DEL DEFLUSSO SOTTERRANEO DELL'ACQUIFERO AMIATINO	63
2.1. Dati di Base	66
2.1.1. Portate delle Sorgenti	66
2.1.1.1. Le sorgenti di Santa Fiora	66
2.1.1.2. La sorgente Ermicciolo	74
2.1.2. Analisi dei cicli di esaurimento delle sorgenti	76
2.2. Valutazione del deflusso sotterraneo	81
2.2.1. Uso dei rapporti tra le portate misurate nelle sorgenti	81
3. CONFRONTI TRA INFILTRAZIONE E DEFLUSSO SOTTERRANEO	86
3.1. Correlazioni valori annuali	88
3.2. Correlazioni valori medi vari anni idrologici medi (A.I.)	90
3.3. Correlazioni tra Infiltrazione, Deflusso sotterraneo e giorni piovosi	92
3.4. Correlazioni tra Infiltrazione, Deflusso sotterraneo con i valori medi lisciati	94

3.5. <i>Considerazioni conclusive</i>	104
4. <i>CONFRONTI TRA VAPORE ESTRATTO E REGIME DELLE SORGENTI DEL FIORA</i>	105
5. <i>CONCLUSIONI</i>	117
<i>BIBLIOGRAFIA</i>	124
SEZIONE 3.	127
STUDIO GEOCHIMICO AMBIENTALE	
1. <i>PREMESSA</i>	128
A. MATERIALI E METODI	129
1. <i>LE MATRICI AMBIENTALI STUDIATE</i>	129
2. <i>STRATEGIA E PIANIFICAZIONE DEL CAMPIONAMENTO</i>	129
2.1. <i>Fluidi geotermici</i>	130
2.2. <i>Acque di falda</i>	132
2.3. <i>Acque fluviali</i>	134
2.4. <i>Suoli</i>	136
2.5. <i>Trapianti lichenici</i>	140
2.6. <i>Misure in aria della concentrazione di H₂S</i>	143
3. <i>PROCEDURE E TECNICHE DI CAMPIONAMENTO</i>	145
3.1. <i>Fluidi geotermici</i>	146
3.2. <i>Acque di falda</i>	147
3.3. <i>Acque fluviali</i>	149
3.4. <i>Suoli</i>	150
3.5. <i>Trapianti lichenici</i>	150
3.6. <i>Campionatori a diffusione per la misura delle concentrazioni in aria di H₂S</i>	152
4. <i>PREPARAZIONE E TRATTAMENTO DEI CAMPIONI IN LABORATORIO</i>	153
4.1. <i>Fluidi geotermici, acque di falda ed acque fluviali</i>	153
4.2. <i>Suoli</i>	153
4.2.1. <i>Separazione e caratterizzazione della frazione mineralogica pesante</i>	154
4.3. <i>Licheni</i>	155
5. <i>TECNICHE DI SOLUBILIZZAZIONE</i>	155
5.1. <i>Suoli</i>	155
5.2. <i>Licheni</i>	156
6. <i>DETERMINAZIONI ANALITICHE</i>	156
6.1. <i>Fluidi geotermici ed acque di falda</i>	156
6.2. <i>Acque fluviali</i>	157
6.3. <i>Suoli</i>	157
6.4. <i>Licheni</i>	157
6.5. <i>Analisi sui pigmenti fotosintetici e determinazione delle integrità strutturali</i>	158
6.5.1. <i>Pigmenti fotosintetici</i>	158
6.5.2. <i>Integrità delle membrane cellulari</i>	160
6.6. <i>Analisi dell'idrogeno solforato (H₂S)</i>	160
<i>BIBLIOGRAFIA</i>	163
B. GEOCHIMICA DEI FLUIDI GEOTERMICI E DELLE ACQUE DI FALDA	164
1. <i>INTRODUZIONE</i>	164
2. <i>GENERALITÀ SULL'AREA DI STUDIO</i>	164
3. <i>LA GEOCHIMICA DEI FLUIDI GEOTERMICI</i>	167
3.1. <i>Generalità</i>	167
3.2. <i>La geochimica dei fluidi geotermici campionati nell'area amiatina</i>	168
3.3. <i>La geochimica delle acque di falda dell'acquifero del Monte Amiata</i>	178
3.4. <i>L'arsenico nelle acque di falda</i>	193
3.4.1. <i>Introduzione</i>	193

3.4.2. Cenni sulla geochimica dell'Arsenico	195
3.4.3. L'arsenico nelle acque di falda del Monte Amiata	199
4. CONCLUSIONI	203
BIBLIOGRAFIA	205
C. GEOCHIMICA DEI SUOLI E DELLE ACQUE FLUVIALI	209
1. GEOCHIMICA DEI SUOLI	209
1.1. Introduzione	209
1.2. Fondo geochimico di As, B, Hg, S e Sb nei suoli dell'area amiatina	211
1.2.1. Arsenico	212
1.2.2. Antimonio	213
1.2.3. Mercurio	214
1.2.4. Boro	217
1.2.5. Zolfo	217
1.3. Contenuto e distribuzione di As, B, Hg, S e Sb nei suoli delle aree geotermiche di Bagnore e Piancastagnaio	218
1.3.1. Arsenico	218
1.3.2. Mercurio	228
1.3.3. Antimonio	236
1.3.4. Boro	241
1.3.5. Zolfo	242
2. GEOCHIMICA DELLE ACQUE FLUVIALI	243
2.1. Concentrazione e distribuzione di As, B, Hg, S e Sb nelle acque fluviali dell'area amiatina	243
2.1.1. Arsenico	243
2.2.2. Antimonio	247
2.2.3. Mercurio	248
2.2.4. Boro	248
2.2.5. Zolfo	250
3. CONCLUSIONI	251
BIBLIOGRAFIA	252
D. VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELL'ARIA	254
1. IDROGENO SOLFORATO (H₂S)	255
2. TRAPIANTI LICHENICI	265
2.1. Mercurio	265
2.1.1. Il mercurio nell'atmosfera	265
2.1.2. Stima della contaminazione da Hg ⁰ nell'area di studio	272
2.1.3. Calcolo della concentrazione in aria di Hg ⁰ nell'area di studio: I approccio	283
2.1.4. Calcolo della concentrazione in aria di Hg ⁰ nell'area di studio: II approccio	286
2.2. Parametri ecofisiologici dei licheni trapiantati	290
2.2.1. Integrità delle membrane cellulari	290
2.2.2. Clorofilla a e carotenoidi	295
2.3. Licheni e geotermia	298
2.4. Elementi in traccia	299
3. ELABORAZIONE STATISTICA	304
4. CONCLUSIONI	310
BIBLIOGRAFIA	312

SEZIONE 4	
SUPPORTO DELLE TECNICHE DI TELERILEVAMENTO ALLE PROBLEMATICHE TRATTATE IN QUESTO STUDIO	317
1. STUDIO GEOLOGICO STRUTTURALE ATTRAVERSO L'ANALISI DI FOTOGRAFIE AEREE	318
1.1. Carte topografiche	318
1.2. Fotografie aeree, ortofoto e immagini satellitari	318
1.3. Cartografia geologica e pubblicazioni	319
1.4. Elaborazione dati	320
1.5. Interpretazione ed analisi	321
1.6. Conclusioni dello studio geologico strutturale attraverso l'analisi di fotografie aeree	325
2. ANALISI MULTITEMPORALE DELL'USO DEL SUOLO ATTRAVERSO L'ANALISI DI FOTOGRAFIE AEREE	326
2.1. Elaborazione dati	326
2.2. Conclusioni da trarre sulla base delle Analisi multitemporale dell'uso del suolo attraverso lo studio di fotografie aeree	331
3. INTERFEROMETRIA DIFFERENZIALE PER LO STUDIO DELLA PRESENZA DI EVENTUALI MECCANISMI DI SUBSIDENZA	332
3.1. Elaborazione dati	335
3.2. Risultati	336
3.2.1. Abbadia San Salvatore	338
3.3. Analisi critica dei dati di livellazione Enel (1988-2006) per la valutazione della presenza di fenomeni di subsidenza	343
3.3.1. Rete di Bagnore	344
3.3.2. Rete di Piancastagnaio	346
3.4. Conclusioni e raccomandazioni	350
4. CONCLUSIONI SULLE RISULTANZE DELL'INTERFEROMETRIA DIFFERENZIALE PER LO STUDIO DELLA PRESENZA DI EVENTUALI MECCANISMI DI SUBSIDENZA	351
BIBLIOGRAFIA	353
CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE	354
SUGGERIMENTI	366
ALLEGATO I	

PREMESSA

Il contratto siglato in data 28 febbraio tra la Regione Toscana e l'Università degli Studi di Siena propone il seguente oggetto: “*uno studio che individui, attraverso un modello di indagine scientifica, i rischi di inquinamento, le eventuali azioni e limitazioni conseguenti allo sfruttamento delle risorse geotermiche nell'area amiatina*”.

Lo studio richiesto a questa Università aveva, altresì, come oggetto la valutazione dei risultati cui era giunto il Dr Andrea Borgia in uno studio a suo tempo commissionato dalla Regione Toscana. Le argomentazioni del Dr Borgia per conto della società EDRA, sono contenute nello studio datato 16 novembre 2006 dal titolo: “*Rilievo geostrutturale preliminare dell'apparato vulcanico del Monte Amiata*” (Delcroix *et al.*, 2006). Ulteriori affermazioni relative all'argomento dello studio sono anche contenute in una successiva lettera dello stesso Dr Borgia, inviata al DG della Regione Toscana Dr Grassi, recante data 17 marzo 2007.

Le argomentazioni portate avanti dal Dr Borgia possono così riassumersi.

- 1) “L'Amiata può essere considerato uno stratovulcano, il cui edificio è quasi completamente costituito da colate di lava messe in posto con una viscosità paragonabile a quella delle colate di lava andesitiche”.
- 2) “L'edificio vulcanico è caratterizzato da evidenti strutture di collasso gravitativo (*volcanic spreading*) con formazione di una evidente serie di *graben* a “foglia” e *horst* a “cuneo”, di una serie di almeno 7 strutture diapiriche basali che circondano l'edificio vulcanico, intervallate ad altrettante strutture sinclinali, e di strutture anticlinali di propagazione di faglia. Tale vulcano-tettonica gravitativa potrebbe essere tuttora attiva, almeno per il versante meridionale”.
- 3) “Una conseguenza diretta delle strutture diapiriche potrebbe essere particolarmente significativa per i pozzi locati sulle strutture diapiriche. Infatti questi potrebbero venire a trovarsi in condizioni critiche sia rispetto alle componenti deformative legate alla risalita dei diapiri che a quelle relative al loro successivo smottamento”.
- 4) “Lo *spreading* vulcanico ha profondamente fratturato e fagliato l'edificio ed il suo substrato, incluse le formazioni evaporitiche che ospitano il campo geotermico superficiale, portando le vulcaniti stesse in diretto contatto con le rocce evaporitiche. Questi contatti, oltre che i condotti vulcanici e le fratture, formano una naturale connessione tra acquifero superficiale e campo geotermico”

- 5) “L’acquifero freatico del Vulcano Amiata, a causa dei forti gradienti topografici nel basamento subvulcanico e dell’alta permeabilità delle lave risulta essere particolarmente fragile tendendo a “svuotarsi” facilmente qualora non sia alimentato in modo sufficiente dalla ricarica o qualora sia artificialmente estratta acqua da esso”.
- 6) “La superficie di falda rappresentata dal modello numerico rispecchia quella pubblicata nel lavoro di Calamai *et al.* (1970), ma è molto diversa dalla superficie recentemente misurata con metodi di geoelettrica e magnetotellurica (Manzella, 2006). Quest’ultima superficie è caratterizzata da una serie di depressioni della falda che implicano un abbassamento della stessa di circa 500 m rispetto a quella originaria misurata prima dello sfruttamento dell’energia geotermica. Tale abbassamento registra la ricarica del campo geotermico da parte dell’acquifero superficiale. Esso è talmente spinto da costituire una situazione di rischio effettivo di inquinamento della falda acquifera”.

Nella lettera del 17 marzo 2007, trasmessa al Dr Grassi, il Dr Borgia conclude poi che:

- a) Esiste una correlazione inversa tra portate di vapore geotermico estratto e portata delle sorgenti del Fiora. Cioè, tutte le volte che la portata di vapore aumenta, la portata delle sorgenti diminuisce e viceversa.
- b) I dati indicano che a Bagnore ad 1 kg/s di vapore estratto corrispondono 7.5/ - 15 L/s di portata mancante alle sorgenti del Fiora. Ne consegue che, qualora non siano sopraggiunti o sopraggiungano elementi di isteresi ed irreversibilità nell’interrelazione tra acquifero geotermico ed acquifero freatico, la portata originaria delle sorgenti del Fiora, pari a circa 900 - 1300 L/s, potrebbe con probabilità essere recuperata riducendo adeguatamente lo sfruttamento del campo geotermico.
- c) L’estrazione di vapore dal campo geotermico profondo comporta un raggio di influenza dei pozzi geotermici molto più grande rispetto all’estrazione dai pozzi del campo geotermico superficiale.
- d) La concentrazione degli inquinanti arsenico e boro, contenuti nelle acque delle varie sorgenti del Fiora, è inversamente correlata con la portata totale delle sorgenti, piuttosto che con la portata delle singole emergenze. Si verifica che con una riduzione di portata inferiore al 10% la concentrazione degli inquinanti aumenta del

400%. Questo fatto suggerisce che la ragione dell'inquinamento risiede nella risalita dei fluidi geotermici che contaminano la falda. Date queste premesse reputiamo di dover sottolineare l'opportunità della verifica sperimentale del modello stesso tramite la riduzione temporanea, da attuarsi il prima possibile (anche a titolo di precauzione), delle estrazioni di vapore dal campo geotermico. Ciò dovrebbe permettere:

- la ricarica dell'acquifero e l'associato innalzamento della falda freatica;
- la riduzione della concentrazione degli inquinanti nelle acque delle sorgenti.

Lo studio che segue intende fornire risposte, chiare ed argomentate, sia ai quesiti posti dalla Regione Toscana che alle questioni sollevate dal Dr Andrea Borgia, risposte basate esclusivamente su dati oggettivi e riscontrabili. Questo studio presenta, altresì, i dati geochimici relativi ai comparti aria, acqua e suolo in riferimento ad una valutazione dell'impatto ambientale delle emissioni delle centrali geotermoelettriche dell'ENEL.

Alla presente relazione si allega (Allegato I) la risposta, già inviata alla Regione Toscana in data 5/03/2008, in merito al quesito posto al nostro Gruppo di lavoro dalla Regione Toscana (con lettera raccomandata, anticipata via fax in data 19/02/2008, prot. n° 48765/ L 60.30.10) per una valutazione urgente dell'allarme lanciato dal Dr Andrea Borgia all'Assessore Dr.ssa Annarita Brammerini (con lettera di posta elettronica del 16/02/08), secondo il quale fenomeni geologici di vasta portata starebbero investendo il sistema idrogeologico del Monte Amiata ponendo a rischio la stessa incolumità delle popolazioni residenti.

SEZIONE 1

STUDIO GEOSTRUTTURALE DELL'APPARATO VULCANICO AMIATINO

1. INTRODUZIONE

L'incarico della Regione Toscana all'Università di Siena contemplava l'esame dell'assetto strutturale delle vulcaniti dell'Amiata e delle formazioni del loro basamento presenti sia in affioramento nella fascia di territorio circostante le vulcaniti stesse, sia al di sotto di queste (per quanto possibile indagare).

Per **assetti strutturali** si intendono le architetture a tutto tondo (3-D) nelle quali le rocce di una certa regione sono coinvolte: queste architetture sono essenzialmente rappresentate da un insieme geometrico 3-D di superfici e linee di significato geologico, e possono essere osservate, descritte e misurate, nelle loro orientazioni e inclinazioni, dalla scala dei chilometri a quella microscopica.

Le analisi alla microscala sono state tralasciate in quanto esulano dagli scopi di questa indagine. Infatti, nell'incarico suddetto era fatto preciso riferimento a due tipi di assetti strutturali:

- le faglie e sistemi di fratture ad esse associate (o ad esse riconducibili),
- le strutture plicative (pieghe di varie dimensioni e orientazioni) e le strutture cupoliformi (diapiri) possibilmente esistenti soprattutto a carico delle formazioni del basamento (e di riflesso anche nelle vulcaniti sovrastanti).

Nello stesso incarico era esplicitamente richiesto di prendere in esame le strutture faglie, pieghe e diapiri che erano state espressamente citate nella relazione consegnata alla Regione Toscana da Delcroix *et al.* (2006), al termine di una precedente indagine scientifica eseguita da alcuni ricercatori di EDRA di Roma, del Dip. Scienze della Terra "A. Desio" di Milano e dell'Ist. Geoscienze e Georisorse del CNR di Firenze.

Nel seguito sono esposti i risultati dei rilievi svolti in campagna sulle strutture in parola da parte degli estensori di questo studio.

2. CENNI DI GEOLOGIA REGIONALE: COSTITUZIONE DEL BASAMENTO E DELL'EDIFICIO VULCANICO DEL M. AMIATA

Il basamento su cui appoggia il vulcano Amiata si è formato durante la lunga vicenda orogenetica che ha generato l'Appennino settentrionale, in un intervallo compreso tra il Cretaceo superiore (circa 80-70 milioni di anni fa) e i tempi attuali.

Le rocce di questo basamento appartengono a diverse unità tettoniche derivate da tre principali domini paleogeografici del vecchio oceano Tetide:

- il dominio ligure, sviluppatosi nel Giurassico superiore tra i paleomargini europeo e africano e avente un substrato formato dalle cosiddette rocce verdi o ofioliti, rocce magmatiche a composizione basica-ultrabasica appartenenti al pavimento oceanico della Tetide e sulle quali si sono deposte formazioni sedimentarie marine silicee, calcaree, argillitiche e clastiche (arenarie e breccie) fino al Terziario inferiore;

- il dominio subligure, comprendente una successione litostratigrafica a formazioni calcareo-argillitiche, calcaree e arenacee, depostesi tra il Cretaceo superiore e l'Oligocene su un substrato corrispondente alla crosta continentale assottigliata del margine paleoafricano, adiacente al già ricordato pavimento oceanico;

- il dominio toscano, rappresentato da una successione di formazioni sedimentarie carbonatiche, silicee e silicoclastiche, depostesi tra il Permiano-Trias e il Miocene basale al di sopra di rocce paleozoiche appartenenti alla crosta continentale paleoafricana.

Durante il Terziario, da questi domini l'orogenesi alpino-appenninica ha provocato il formarsi di numerose unità tettoniche che si sono sovrapposte le une alle altre con un generale movimento tettonico dai settori W-SW verso quelli E-NE dell'attuale catena. Nella regione amiatina di queste unità tettoniche ne compaiono solo alcune, che da quella superiore a quella inferiore sono:

- l'Unità ofiolitifera,
- l'Unità di S. Fiora,
- l'Unità subligure o di Canetolo,
- la Falda toscana.

Queste sono le unità tettoniche rilevabili nei vasti affioramenti circostanti l'apparato vulcanico dell'Amiata (Fig. 1), ma i numerosi pozzi più o meno profondi, prodotti dall'ENEL fin dagli anni '50, hanno mostrato (si veda in Pandeli *et al.*, 1988, e in Brogi, 2004) che la Falda toscana:

- alla propria base comprende la formazione carbonatico-evaporitica delle Anidriti di Burano del Triassico superiore;

- a scala regionale appoggia su una serie di elementi tettonici metamorfici di basso grado che potrebbero rappresentare il prolungamento orientale dell'Unità Monticiano-Roccastrada, affiorante ben più ad occidente dell'Amiata.

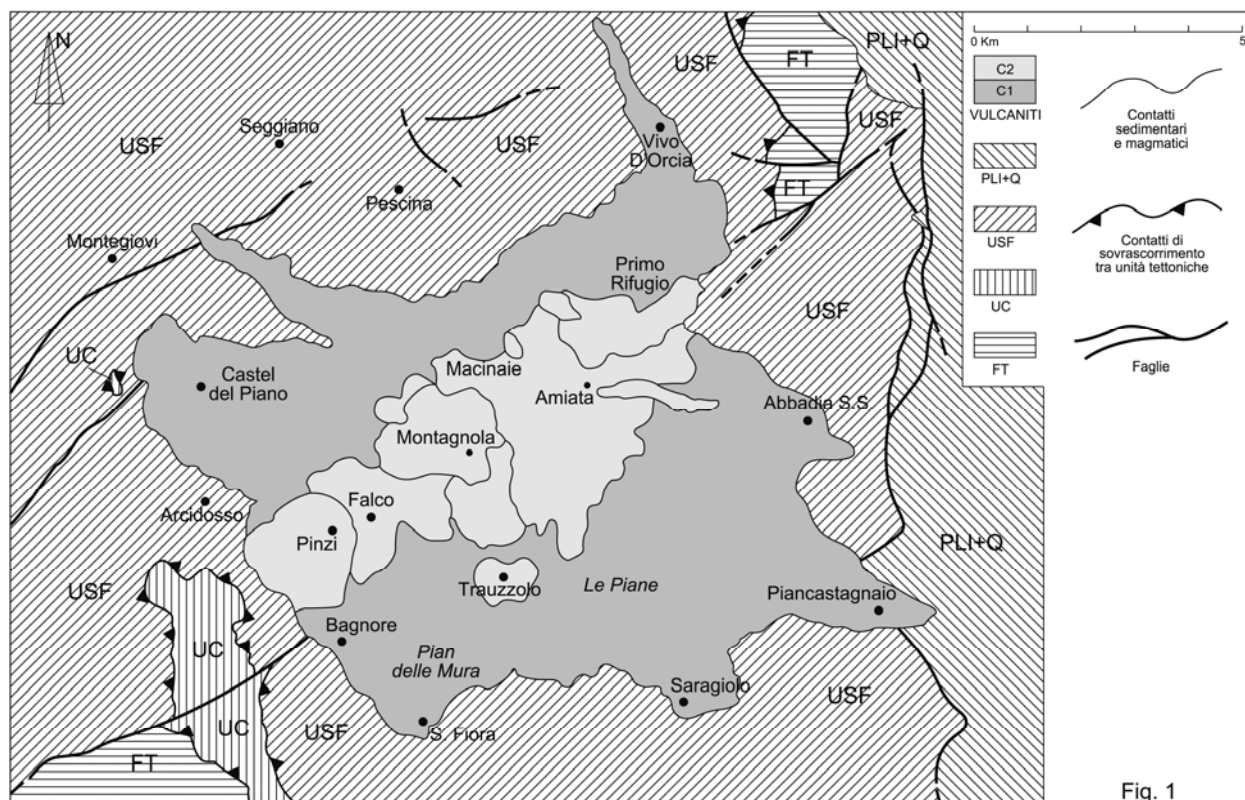


Fig. 1. Schema geologico semplificato ridisegnato dalle carte geologiche in scala 1:10.000 del Progetto di Cartografia Geologica della Regione Toscana (sezioni 320 070-080-110-120-150-160 e 321 050-090-130).

C1: vulcaniti del complesso eruttivo basale; C2: duomi e colate del secondo complesso eruttivo; PLI+Q: depositi pliocenico-quadernari del graben di Radicofani; USF: Unità di S. Fiora; UC: Unità di Canetolo; FT: Falda toscana.

Le quattro unità sopra elencate hanno spessori alquanto variabili e si continuano al di sotto della struttura dell'Amiata notoriamente formata da rocce magmatiche effusive da molto a mediamente acide, prodotte in due successive fasi di eruzione (Ferrari *et al.*, 1996). La prima fase si è attuata intorno a 300.000 anni fa e la seconda dopo circa altri 100.000 anni. Questi stadi eruttivi hanno generato altrettanti complessi di rocce vulcaniche (Fig. 1):

- il complesso trachi-dacitico basale che costituisce la gran parte dell'apparato;
- il secondo complesso che comprende sia duomi e colate di lave a composizione acido-intermedia (il Complesso quarzo-latitico D di Mazzuoli e Pratesi, 1963), sia due piccole colate di latiti oliviniche nei pressi della cima principale.

Il quadro geologico regionale si completa con gli estesi e potenti depositi neogenici raccolti nel graben di Radicofani, discordanti sulle unità tettoniche sopra richiamate e forse ricoperti per brevi tratti, lungo i propri limiti occidentali, dalle vulcaniti del Complesso basale. Infine, su tutto riposano estese e localmente spesse coperture detritiche *sensu lato* (depositi colluviali, eluviali, pietraie, detriti di versante, suoli, ecc.) con abbondante componente rifornita dalle vulcaniti medesime.

Le osservazioni di campagna che seguono sono state eseguite principalmente sulle vulcaniti, tenendo però conto delle strutture delle formazioni sedimentarie circostanti ad esse, strutture già conosciute in base ai lavori di Calamai *et al.* (1970), Pasquarè *et al.* (1983), Brogi e Lazzarotto (2002), Brogi (2004), Pandeli *et al.* (2005), Bonciani *et al.* (2005) e soprattutto desunte da studi inediti più recenti in parte ancora in corso di svolgimento.

Si ribadisce che tali osservazioni sono state dedicate all'esame delle strutture poste in risalto dalla relazione di Delcroix *et al.* (2006), che sono presentate in Figura 2 sulla stessa base geologica della Figura 1.

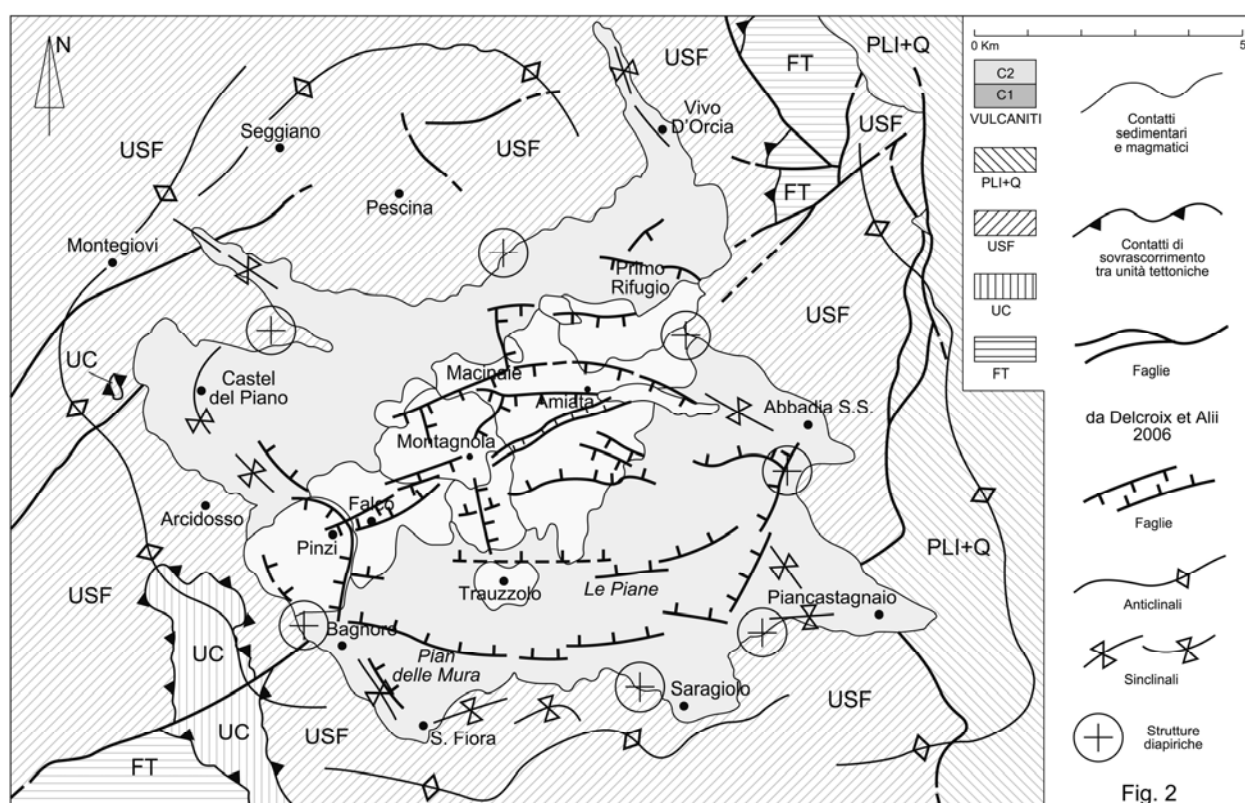


Fig. 2. Distribuzione delle strutture fragili e duttili suggerite dalla relazione di Delcroix *et al.* (2006).

3. LE STRUTTURE FRAGILI: FRATTURE E FAGLIE

Innanzitutto è necessario richiamare la differenza fondamentale esistente tra una frattura e una faglia:

- frattura è una discontinuità, una interruzione del continuo roccia senza che i due blocchi accostati alla frattura medesima si siano spostati lateralmente l'uno rispetto all'altro, in una qualche direzione e secondo un certo verso;

- faglia è la medesima discontinuità, ma lungo di essa i due blocchi hanno subito reciproco spostamento laterale di una qualche entità.

Si può quindi affermare che una frattura non può essere interpretata come faglia: nelle rocce affioranti quest'ultima ha caratteristiche geometriche 3-D e di movimento che, se visibili, quasi sempre vengono rilevate sul campo e permettono di stabilire la differenza dalle fratture, senza movimento, esistenti nei medesimi affioramenti.

Si può, invece, affermare che una faglia è sempre e comunque anche una frattura: è frequente il caso in cui i segni diagnostici di faglia non sono ben sviluppati o riconoscibili, di conseguenza la discontinuità deve obiettivamente essere considerata come semplice frattura, fino a prova del contrario.

Va anche detto che la struttura faglia è sempre accompagnata da fratture disposte non casualmente: su di esse gli spostamenti possono essere nulli o trascurabili, tuttavia, le analisi delle strutture fragili hanno dimostrato che all'intorno di una faglia, alla terminazione di questa e nei volumi rocciosi tra due diverse faglie, nascono sistemi di discontinuità in posizioni ben precise. Quindi lo studio dei sistemi di fratturazione può rivelare o meno l'esistenza di una faglia, magari fino ad allora ignota, tuttavia deve essere chiaro il fatto che una frattura è una struttura fragile molto più piccola e molto meno importante di una faglia alla quale può forse essere associata.

3.1. Le fratture

Come tutte le rocce, anche le vulcaniti amiatine presentano una struttura fratturata caratterizzata da discontinuità aventi aspetto, lunghezza, distribuzione e reciproche relazioni estremamente variabili:

- l'aspetto di una frattura si esprime in relazione a caratteri come (1) la scabrosità o regolarità delle superfici dei due blocchi affacciati, (2) la chiusura o apertura della discontinuità, (3) la presenza o meno e il tipo di riempimenti (in caso di frattura aperta), (4) la presenza o meno di stillicidio, ecc;

- la lunghezza è valutabile negli affioramenti rocciosi che, per l'osservazione da eseguire, siano sufficientemente liberi da coperture di suolo o detrito;

- la distribuzione viene indagata prima di tutto misurando orientazione e inclinazione (= giacitura) delle diverse fratture di un certo affioramento, e poi valutando quante fratture si contano per ogni metro o decametro lungo allineamenti suggeriti dalla morfologia dell'affioramento stesso;

- le reciproche relazioni riguardano sia l'individuazione di gruppi di fratture aventi la stessa giacitura ($\pm 10-15^\circ$ rispetto ai valori medi di orientazione e inclinazione), sia le terminazioni di tutte le fratture visibili. Le terminazioni di una certa frattura possono essere:

- a) entrambe nella roccia stessa,
- b) entrambe contro due fratture diverse,
- c) una nella roccia e l'altra contro una frattura diversa,
- d) entrambe ignote perché non esposte,
- e) una ignota e l'altra nella roccia o contro frattura.

Di solito tutti questi dati sono usati allo scopo di definire lo stato meccanico di un certo ammasso roccioso. Ai fini di questa relazione è invece interessante il dato giacitura e in questo senso, a sostanziale conferma di quanto appurato nella fotointerpretazione, le misure raccolte in numerosi affioramenti hanno permesso di individuare sistemi di fratturazione aventi all'incirca queste giaciture:

- due sistemi sono i più frequenti ed hanno densità e distribuzione all'incirca comparabili;
- uno ha direzione compresa tra $N20^\circ E$ e $N70^\circ E$ (quindi intorno ad un azimut SO-NE) e inclinazioni medie di $60-80^\circ$ verso sia NO che SE, ma spesso queste fratture sono verticali;
- l'altro ha direzione che varia tra $N120^\circ E$ e $N160^\circ E$ (quindi intorno ad un azimut NO-SE), con inclinazioni da medie a elevate verso sia NE che SO, ma anche queste fratture sono spesso verticali o subverticali;
- meno presenti sono due altri sistemi, uno intorno alla direzione N-S $\pm 15^\circ$ e l'altro intorno alla direzione O-E $\pm 10^\circ$, ed entrambi hanno fratture da mediamente a molto inclinate verso occidente e oriente (il primo), verso N e S (il secondo), oppure in giacitura verticale-subverticale.

La distribuzione di questi sistemi non è omogenea, in alcune località le fratture si raggruppano in una o due giaciture ben definite, in altre sono invece disperse senza concentrazioni particolari. A questo proposito non è ancora chiaro se sia possibile stabilire dei *trend* preferenziali in aree particolari, ma allo stato attuale sembra di no. E' invece accettabilmente accertato che, a prescindere dalla propria giacitura, tutte le fratture:

- sono poco persistenti, con lunghezze medie da qualche decimetro a qualche metro, non di frequente superiori a 10 m ed eccezionalmente fino a oltre la ventina di metri;
- sono da mediamente a poco regolari e con superfici piuttosto scabrose;
- appaiono prevalentemente serrate, mentre le fratture decisamente aperte (in media da qualche centimetro a oltre il decimetro) si trovano per lo più in prossimità di aree interessate da dissesti franosi anche solo accennati e da locali fenomeni di *creeping*.

3.2. Le faglie

Le operazioni di campagna sulle faglie hanno avuto inizio dall'osservare quelle segnalate nella relazione Delcroix *et al.*, (2006), e l'esposizione a seguire procederà con la descrizione dei dati ottenuti per le faglie effettivamente esistenti o anche solo probabili, indicando via via le varie zone rilevate.

3.2.1. Zona Pian delle Mura

Il versante N del poggio più elevato, quotato 908.4, è alto in media 50-60 m e presenta morfologia molto acclive per una lunghezza di circa 400 m.

Nella fascia centrale di questo versante esiste una balza abbastanza continua con pareti all'incirca verticali e quasi allineate all'andamento del versante stesso. La continuità della balza è interrotta da piccoli canali disposti secondo la massima pendenza del versante, ma i vari tronconi conservano un buon allineamento.

Le pareti che limitano verso N questi tronconi, quasi sempre poco scabrose e in numerosi punti quasi levigate, mostrano queste caratteristiche:

- nella parte orientale la direzione varia tra N80°E e N100°E con inclinazioni sempre superiori a 75-80° verso N;
- alcune di queste pareti sono tagliate trasversalmente e nelle zone di spigolo si osservano fratture minori inclinate come quelle principali, con le quali sembrano creare sistemi cinematicamente compatibili (Fig. 3);
- sono inoltre presenti, qua e là, degli spessori di lava più resistenti e aderenti alle pareti stesse (Fig. 4), che forse corrispondono alle porzioni vulcaniche direttamente interessate da clastesi e spostamento lungo il piano di faglia e successivamente rinsaldate a incrostare la faglia stessa;
- nella parte occidentale della balza le direzioni dominanti oscillano tra N120°E e N140°E, sempre con inclinazioni quasi massime verso N.

Nell'insieme le strutture osservate permettono di riconoscere la presenza di una faglia in direzione media O-E e fortemente inclinata verso N, della quale però non è stato possibile stabilire né cinematica, né rigetto. In Fig. 2 si vede che la faglia descritta dovrebbe continuarsi verso occidente e oriente, secondo Delcroix *et al.*, (2006), in una struttura lunga complessivamente circa 5 km e identificata come faglia diretta avente come blocco di tetto abbassato l'area al piede del versante:

- verso occidente non se ne è riscontrata alcuna testimonianza sia lungo tutto il prolungamento del poggio 908.4, sia nelle aree a N di Bagnore;

- verso E un'esposizione a vulcaniti fratturate e fagliate si è rilevata solo in prossimità del cimitero di Bagnolo, anche se qui le poche faglie inclinano verso S e hanno rigetti minimi;



Fig. 3. **A:** aspetto di una parete nel versante N del poggio 908.4 di Pian delle Mura (il N è verso sinistra); il piano principale della faglia è quello più inclinato e in sua prossimità il blocco di muro mostra delle fratture secondarie con orientazione non casuale. **B:** un particolare della precedente.



Fig. 4. **A:** le incrostazioni costituite da porzioni vulcaniche cataclamate lungo il piano di faglia (il N è verso destra) e rinsaldate sono più resistenti del materiale lavico sottostante. **B:** un particolare della precedente.

- ancor più a oriente non si sono notate evidenze sufficienti a documentare la proposta estensione della struttura, la piccola valle orientata O-E che sale dal cimitero di Bagnolo alle case di località Faggia appare come un lineamento morfologico semplicemente allineato con i precedenti tratti con faglie, ma privo di qualsiasi particolare atto a dimostrare la prosecuzione orientale della struttura.

3.2.2. Zona Poggio Falco-Poggio Pinzi

Nel versante settentrionale di P. Falco si ripete la situazione del poggio 908.4 di Pian delle Mura:

- anche qua si incontra una balza rocciosa assai prominente, meno continua del caso precedente e più spezzettata in blocchi, che però appaiono sempre limitati da pareti rivolte verso NO e abbastanza spianate;

- la giacitura più diffusa di queste superfici è con direzioni comprese tra N30°E e N80°E con inclinazioni da medie a elevate verso sia NO che SE;

- sembra quindi che esista una faglia all'incirca coincidente con la più meridionale delle due riportate da Delcroix *et al.*, (2006), ma nulla può dirsi circa la sua cinematica e il suo rigetto;

- più verso O, al di là della sella tra i due poggi, l'anticima NE di P. Pinzi quotata 1113.8 ha nel breve versante settentrionale un vasto affioramento nel quale è esposta, per un'altezza di 8-10 m e una lunghezza di circa 30 m, una superficie subverticale molto regolare;

- essa è orientata N65°E, è inclinata di 65-70° verso SSE e presenta le solite sporgenze incrostanti già osservate a Pian delle Mura (Fig. 5);

- la sua principale caratteristica è data dalla presenza di leggere ondulazioni molto regolari e somiglianti a megastriature (forse tipo *grooves*, Fig. 6);

- esistono anche sparse tracce di striature minute e, infine, si distinguono piccoli, ma abbastanza chiari, scalini in roccia;

- questi indicatori cinematici confermano l'esistenza di una faglia ed evidenziano il movimento obliquo della stessa, con componente *trascorrente sinistra* che predomina rispetto alla componente di movimento normale.

E quindi possibile confermare l'esistenza di una faglia lungo l'allineamento sopra indicato, ma la sua cinematica è *transtensiva sinistra* e non esclusivamente normale come proposto da Delcroix *et al.* (2006), inoltre nulla si può dire circa l'entità del rigetto.

Secondo gli autori citati questa faglia dovrebbe far parte del tratto sud-occidentale del cosiddetto "graben sommitale", ma questa attribuzione è da mettere in discussione per i seguenti motivi:

- in affioramento mancano le testimonianze della faglia coniugata settentrionale, che dovrebbe correre a non più di 200 m a N della precedente lungo i versanti meridionali di Sasso della Vettoria e di Poggio della Pescina;

- questa faglia è segnalata in prolungamento verso ENE lungo il Fosso della Montagna, in versante occidentale di La Montagnola, ma una visita accurata di questa piccola valle ha confermato l'assenza dei tratti strutturali della faglia ipotizzata;

- infine, la natura prevalentemente trascorrente sinistra della struttura affiorante poco a NE di P. Pinzi nega la presunta cinematica normale che di solito predomina nelle faglie di un graben.

Nella stessa zona qui considerata è stata anche segnalata una faglia presunta lungo il contatto di appoggio del duomo lavico di P. Pinzi- Sasso della Vettoria su quello di P. Falco - P. Pescina:

- la faglia dovrebbe passare per l'ampia sella intermedia e seguire i canali che da essa si dipartono verso S e NO;

- ma i rilievi condotti per una lunghezza di circa 1 km lungo la sella e le parti superiori dei due canali non hanno evidenziato dati sufficienti a sostenere l'esistenza della faglia in questione.

3.2.3. Zona di Poggio Trauzzolo

In questa zona non sono state rilevate faglie con evidenza confrontabile con quella delle due zone precedenti. Tuttavia si segnalano affioramenti nell'area sommitale e al piede del versante SE del rilievo (in sponda occidentale di Fosso Fattucchiaio) caratterizzati da superfici abbastanza spianate, per quanto prive di strie e altri indicatori cinematici.



Fig. 5. La faglia del versante N di quota 1113.8 (lungo la dorsale NE di P. Pinzi), esposta verso NNO (a destra). Si notino le incrostazioni rinsaldate adagiate sulla superficie e messe in risalto dalla loro maggiore resistenza all'erosione rispetto alla vulcanite sottostante. Nella parte in basso nascosta dal masso in primo piano si trova la porzione di faglia con le megastriature, riprodotta nella prossima figura.



Fig. 6. La parte inferiore della stessa superficie di faglia caratterizzata dalle megastriature; le parti assai piccole e con le strie più minute si trovano a tratti nelle porzioni basse e meno alterate.

Questi sistemi di fratture sembrano abbastanza in linea con le faglie presunte riportate poco più a oriente in zona Le Piane, che sono prese in esame al prossimo punto.

3.2.4 Zona di Le Piane

Si tratta di una vasta area a morfologia molto dolce con una dorsale in direzione O-E che culmina nei punti quotati 1129.6 e 1125.2. Nel versante N di questa dorsale compare una discontinua balza rocciosa, poco elevata ma abbastanza lunga, nella quale si rilevano fratture in direzione prevalente NO-SE con inclinazioni da intermedie a molto accentuate per lo più verso NE ma anche verso SO.

Ad ogni modo non compaiono delle strutture con caratteristiche morfologiche e geometriche sufficienti a riconoscere una faglia, di conseguenza anche questa zona sembra interessata da un semplice lineamento topografico con un qualche significato, al momento ignoto.

3.2.5. Zona di La Montagnola-Poggio di Bellaria

Da Prato della Contessa nasce in direzione ENE un dosso poco acclive che sale gradualmente fino ai dintorni della zona sommitale dell'Amiata. Lungo il versante SE di questo dosso si incontra una serie di affioramenti a balze poco rilevate, nei quali sono presenti superfici piuttosto discontinue ma abbastanza spianate.

Queste superfici appaiono allineate secondo la direzione prevalente SO-NE con inclinazioni prossime ai massimi valori per lo più verso NO-NNO ma anche verso SE. Sembra possibile individuare le tracce di una faglia, che coinciderebbe con quanto suggerito da Delcroix *et al.*, (2006), della quale è tuttavia impossibile fissare cinematica ed entità dello spostamento.

Sembra invece inesistente la faglia segnalata a circa 150-200 m a SE della precedente e parallela a questa. Soprattutto ne mancano le testimonianze nell'area a S della vetta dell'Amiata, dove la morfologia è più incisa lungo il canale che fiancheggia la locale colata di olivin-latiti: questo fatto contribuisce ulteriormente a porre in discussione l'effettiva esistenza del "graben sommitale".

3.2.6. Zona Prato delle Macinaie

La località in esame è caratterizzata dalla presenza di un'ampia area quasi pianeggiante dalla quale degrada verso OSO una vallecchia lunga circa 1 km e sempre più incisa verso il basso. In corrispondenza di questa piccola depressione è stata proposta l'esistenza di una faglia normale praticamente verticale e con rigetto verso SSE.

I rilievi sul posto non hanno messo in luce superfici o fratture a morfologia spianata e disposte secondo allineamenti con orientazioni ben definite. L'unico affioramento in cui le discontinuità appaiono meglio organizzate è alla sommità del dosso prospiciente la curva verso NNO di Fosso Piombato, il piccolo corso d'acqua che scorre nella valle:

- si tratta di una balza lunga una trentina di metri e alta in media 5-6 m, orientata in direzione idonea OSO-ENE ma molto disturbata da fratture trasversali;
- inoltre le pareti che limitano a SE i vari blocchi appaiono troppo scabrose e irregolari per appartenere ad una superficie di faglia;
- sembra quindi più probabile che ci si trovi in presenza dell'ennesimo lineamento morfologico dal significato non definibile.

Oltre alle ipotizzate discontinuità nelle zone appena descritte, la relazione di Delcroix *et al.*, (2006) riporta altre faglie a Rifugio Cantore-Primo Rifugio, nei pendii a NE, E e SE della cima dell'Amiata e a O-SO di Abbadia San Salvatore. Queste aree si sono mostrate praticamente prive dei tratti strutturali che, più o meno evidenti, compaiono nelle aree sopra considerate e che per lo meno dimostrano l'esistenza di faglie o autorizzano a proporla.

In conclusione, si può affermare che:

- solo pochi dei lineamenti tettonici riportati nella Figura 2.1b di Delcroix *et al.*, (2006) corrispondono a faglie reali o probabili;

- la maggior parte di tali lineamenti coincide con contatti tra prodotti vulcanici diversi, oppure a tratti morfologici allineati, come valli minori e insellature;
- non si nega che questi ultimi lineamenti morfologici possano essere guidati da discontinuità tipo fratture;
- si mette invece in discussione che, automaticamente, queste discontinuità siano state interpretate e debbano essere considerate delle faglie, con giacitura e rigetto noti, senza che sia prodotta la necessaria documentazione di dati a sostegno.

4. LE STRUTTURE DUTTILI: DIAPIRI, SINCLINALI, ANTICLINALI

Per strutture duttili si intendono quelle strutture nelle quali le rocce coinvolte non perdono la propria continuità fisica, come avviene invece per le fratture e soprattutto per le faglie. Un esempio classico di struttura duttile è la piega, cioè una geometria tridimensionale nella quale linee e superfici all'origine rispettivamente rette e piane sono state deformate secondo forme ricurve più o meno chiuse e regolari, con una grande variabilità di aspetti.

Le strutture ipotizzate dalla relazione Delcroix *et al.* (2006), oggetto di questo capitolo, rientrano in questa tipologia anche se a luoghi possono essere accompagnate da manifestazioni fragili-duttile o francamente fragili.

4.1. I diapiri e le associate sinclinali

Le strutture diapiriche indicate dalla citata relazione sono in numero di sette e la loro posizione è indicata in Figura 2 tramite un simbolo circolare con croce centrale.

Le loro posizioni sono state dedotte essenzialmente dalle zone più elevate della morfologia ricostruita alla sommità del substrato sedimentario dell'apparato amiatino; le stesse posizioni, sempre al bordo esterno dell'area occupata in carta geologica dalle vulcaniti, sarebbero confermate da forme particolari ("..... festoni di lava") concave verso l'esterno ed evidenti lungo il bordo del complesso eruttivo basale.

Infine, è logico che in tali posizioni, ai limiti dell'area d'affioramento del complesso basale, i diapiri coinvolgano anche le formazioni liguri e subliguri circostanti, che insieme alle vulcaniti devono mostrare evidenze di assetti cupoliformi.

I controlli di campagna e l'esame delle più recenti e aggiornate carte geologiche disponibili, comprese le sezioni 1:10.000 del Progetto di Cartografia Geologica della Regione Toscana, permettono le seguenti considerazioni:

- in corrispondenza delle sette aree sopra indicate, nelle formazioni sedimentarie l'andamento della stratificazione appare assai variabile per la presenza di deformazioni di taglio localizzate;

- ma questo assetto è lo stesso riscontrabile anche nelle zone più vaste ed adiacenti ai punti precedenti, nelle quali però la stratificazione appare anche deformata da regolari pieghe di dimensioni da metriche a pluridecametriche, aventi prevalente direzione appenninica (intorno a N-S \pm 20-30°) e vergenze orientali (ove riconoscibili);

- entrambi gli assetti strutturali sono assai comuni nei vasti affioramenti di queste stesse rocce ben lontani dall'Amiata, e sono attribuiti da tutti gli studi geologici ai lunghi periodi di deformazione a cui le successioni stratigrafiche liguri, subliguri e toscane sono state sottoposte ad opera dell'orogenesi terziaria, sia durante la tettonica compressiva, sia durante il successivo sollevamento regionale ed associate deformazioni estensionali;

- entrambi questi periodi di deformazione sono però notevolmente antecedenti (Pandeli *et al.*, 2005, con bibliografia) rispetto all'attività dell'Amiata, che risale al massimo a 300.000 anni fa, e quindi i piegamenti e le connesse strutture di taglio non possono essere attribuiti alle ipotetiche strutture diapiriche;

- di conseguenza, si deve constatare che gli attesi assetti cupoliformi, da associare con certezza a sollevamenti localizzati tipo diapiri, non sono documentati nelle reali strutture esistenti nelle rocce sedimentarie e neanche nelle limitrofe vulcaniti;

- quanto poi alle sinclinali che si collocherebbero tra questi sollevamenti (Fig. 2), nel *layering* magmatico delle vulcaniti non si sono riscontrate giaciture congruenti con strutture a concavità rivolta verso l'alto, come ci si aspetterebbe in presenza di sinclinali;

- le pur frequenti variabilità locali di giacitura di detto *layering* possono essere attribuite a moti convoluti dei materiali eruttati durante la loro messa in posto su una morfologia già modellata a dorsali e valli (vedi Ferrari *et al.*, 1996, pag. 43, par. 3.1).

4.2. Le anticlinali

Nella relazione di Delcroix *et al.*, (2006) queste strutture sono denominate come “..... strutture anticlinali di propagazione di faglia”, cioè pieghe con concavità rivolta verso il basso (al contrario delle sinclinali di cui si è parlato poco sopra) e determinate dall'attività di presunte faglie inverse sepolte pressappoco al di sotto del bordo esterno delle vulcaniti: esse avrebbero permesso l'espulsione centrifuga delle formazioni del basamento a causa del sovrappeso costituito dall'apparato dell'Amiata.

Le suddette anticlinali sarebbero l'espressione in superficie di queste “spremiture verso l'esterno” e le loro posizioni sono mostrate in Figura 2 come tracce delle rispettive zone di cerniera:

- come si vede, le tracce costituiscono un anello praticamente continuo per una lunghezza di svariate decine di chilometri, intorno all'apparato vulcanico amiatino;

- pur seguendo, per quanto possibile, il loro sviluppo sul territorio lungo dorsali e valli così come indicato in figura, non sono state trovate le prove che esistano strutture plicative antiformali di dimensioni plurichilometriche;

- queste prove sono rappresentate da distribuzioni cartografiche ad anticlinale a carico delle giaciture della stratificazione nelle rocce sedimentarie coinvolte e, in questi casi, per lunghezze di molti chilometri;

- non solo non è documentabile la prevedibile e naturale persistenza di questi assetti, ma si fa anche notare che delle medesime strutture non si trovano tracce nelle sezioni geologiche 1, 2, 3, 6 e 7 di Calamai *et al.*, (1970), né nelle sezioni A, B e C di Pandeli *et al.*, (2005) e nemmeno in quelle, più aggiornate, allegate alle carte geologiche in scala 1:10.000 della Regione Toscana.

5. CONCLUSIONI

In sintesi, i dati acquisiti dalle indagini di campagna e le connesse considerazioni come precedentemente esposte permettono di affermare quanto segue:

- le faglie esistono in numero significativamente minore di quanto atteso;

- di conseguenza si può decisamente porre in discussione esistenza ed importanza dei *graben* sommitale e inferiori e degli *horst*, nonché degli ipotizzati fenomeni di collasso gravitativo (*volcanic spreading*) di cui essi sarebbero espressione in superficie;

- non esistono sufficienti evidenze né di strutture diapiriche, né di megapieghe anticlinali da associare, in ipotesi, a strutture di fagliamento inverso a carico delle formazioni liguri, subliguri e toscane circostanti e sottostanti alle vulcaniti;

- quanto poi al fatto che la “..... vulcano-tettonica gravitativa potrebbe essere tuttora attiva", se per vulcano-tettonica si intendono fenomeni deformativi a carico di un apparato vulcanico durante la sua attività magmatica, questo non è il caso delle faglie e fratture associate che sono state rilevate in questo studio;

- infatti, le faglie e fratture associate sono strutture che richiedono che la roccia interessata si rompa, quindi sia già definitivamente solida e abbastanza fredda al momento nel quale viene sottoposta a stress tettonico;

- di conseguenza, si può affermare che faglie e fratture sono successive alla messa in posto e solidificazione delle vulcaniti costituenti il “Complesso a Duomi e Colate di Lava” di Ferrari *et al.* (1996);

- la considerazione precedente induce a parlare, più correttamente, di tettonica post-vulcanica realizzatasi (poco?) dopo la cessazione dell'attività eruttiva dell'Amiata;

- le evidenze rilevate fanno ritenere che queste strutture siano da riferire alla deformazione fragile pleistocenica superiore, a cinematica trascorrente, che ha interessato l'intera regione compresa tra la dorsale del M. Cetona ad oriente e le vaste aree ad occidente del vulcano;

- quest'ultimo è stato parzialmente interessato da queste deformazioni fragili, come dimostrano le tracce di mineralizzazioni a cinabro in ganga quarzoso-calcitica lungo alcune piccole faglie negli spessori orientali delle vulcaniti basali;

- risulta invece quasi trascurabile, o per lo meno non documentata, la ipotizzata azione deformativa unicamente guidata da gravità, che richiede delle faglie con dominanti movimenti secondo la massima inclinazione dei piani di faglia (cinematica *dip-slip*).

Infine, se da un lato non si può asserire che la tettonica a faglie e fratture realmente esistenti sia terminata, dall'altro si può sostenere che essa è regionale e non è da attribuire ad un'evoluzione gravitativa confinata al solo vulcano e al suo substrato.

BIBLIOGRAFIA

- BONCIANI F., CALLEGARI I., CONTI P., CORNAMUSINI G., CARMIGNANI L., 2005. Neogene post-collisional evolution of the internal Northern Apennines: insights from the upper Fiora and Albegna valleys (Mt. Amiata geothermal area, southern Tuscany). *Boll. Soc. Geol. It., Vol. Spec. 3(2005), 103-118.*
- BROGI A., 2004. Assetto geologico del nucleo di Falda Toscana affiorante nel settore occidentale del Monte Amiata (Appennino Settentrionale): strutture pre- e sin-collisionali relitte preservate durante lo sviluppo della tettonica distensiva post-collisionale. *Boll. Soc. Geol. It., 123, 443-461.*
- BROGI A., LAZZAROTTO A., 2002. Deformazioni sin-collisionali nella Falda Toscana a sudovest del Monte Amiata (Toscana meridionale): il sovrascorrimento di Monte Aquilaia. *Boll. Soc. Geol. It., 121, 299-312.*
- CALAMAI A., CATALDI R., SQUARCI P., TAFFI L., 1970. Geology, geophysics and hydrogeology of the Monte Amiata geothermal fields. *Geothermics, 1, 1-45.*
- DELCROIX C., BROWNY K., BORGIA A., VERCELLINO A., GRIECO G., MORATTI G., 2006. Rilievo geostrutturale preliminare dell'apparato vulcanico del Monte Amiata. *Reg. Toscana, Incarico di Ricerca a EDRA-Roma del 07.10.05, Relazione Finale, 1-46.*
- FERRARI L., CONTICELLI S., BURLAMACCHI L. MANETTI P., 1996. Volcanological evolution of the Monte Amiata, southern Tuscany: new geological and petrochemical data. *Acta Vulcanologica, 8, 41-56.*
- MAZZUOLI R., PRATESI M., 1963. Rilevamento e studio chimico-petrografico delle rocce vulcaniche del Monte Amiata. *Atti Soc. Tosc. Sc. Nat., Mem., 70, 355-429.*
- PANDELI E., PUXEDDU M., GIANELLI G., BERTINI G., CASTELLUCCI P., 1988. Paleozoic sequences crossed by deep drilling in the Monte Amiata geothermal region. *Boll. Soc. Geol. It., 107, 593-606.*
- PANDELI E., BERTINI G., CASTELLUCCI P., MORELLI M., MONECHI S., 2005. The sub-Ligurian and Ligurian units of the Mt. Amiata geothermal region (south-eastern Tuscany): new stratigraphic and tectonic data and insights into their relationships with the Tuscan Nappe. *Boll. Soc. Geol. It., Vol. Spec. 3(2005), 55-71.*
- PASQUARE' G., CHIESA S., VEZZOLI L., ZANCHI A., 1983. Evoluzione paleogeografica e strutturale di parte della Toscana meridionale a partire dal Miocene superiore. *Mem. Soc. Geol. It., 25, 145-157.*

SEZIONE 2

STUDIO IDROGEOLOGICO DELL'APPARATO VULCANICO AMIATINO

INTRODUZIONE

Visto il mandato della Regione Toscana e le conclusioni dello studio di EDRA, nelle quali si individua una stretta interrelazione tra sfruttamento geotermico e la falda ospitata nell'acquifero superficiale delle vulcaniti amiatine, appare prioritario verificare l'esistenza di tale correlazione sia in termini qualitativi che quantitativi.

Tali verifiche, visto il modesto budget e il brevissimo tempo a disposizione, non hanno potuto avvalersi di studi idrogeologici ex novo, ma si sono basate sui dati pregressi (editi o inediti) attraverso i quali definire il Bilancio idrico delle vulcaniti amiatine ed il bilancio idrogeologico dell'acquifero in esse ospitato.

Ciò è stato fatto attraverso:

1. Evidenze di tipo idrologico con le quali si è definito il ciclo dell'acqua sull'apparato vulcanico valutando quantitativamente i relativi parametri idroclimatici: Piogge, temperature ed evapotraspirazione reale, piogge efficaci e stima dell'infiltrazione (corrispondente alla ricarica naturale dell'acquifero). Tali valutazioni sono state effettuate sia su valori medi (avendo come riferimento Anni Idrologici medi all'interno di una finestra temporale che va dal 1939 al 2007), sia su valori annuali, anche al fine di analizzarne le relative variabilità spazio-temporali.
2. Evidenze di tipo idrogeologico basate sui reali dati di portata misurata alle sorgenti, captate e non captate, che emergono tutt'intorno all'apparato vulcanico, avendo lo stesso riferimento temporale di cui al punto 1, per la valutazione sia del deflusso sotterraneo medio che annuale onde procedere all'analisi della relativa variabilità temporale dell'output.
3. Correlazioni tra input (piogge efficaci ed infiltrazione) ed output (deflusso sotterraneo) del sistema acquifero amiatino, per evidenziare, qualora presenti, sensibili differenze tra entrate ed uscite non imputabili alle imprecisioni insite in questi tipi di valutazione dei vari parametri studiati ed alla disponibilità temporale dei medesimi (in principal modo le portate delle sorgenti).

1. BILANCIO IDRICO DELLE VULCANITI AMIATINE: VALUTAZIONE DELLA RICARICA DELL'ACQUIFERO PER INFILTRAZIONE

1.1. DATI CLIMATICI E LORO ELABORAZIONE

Le caratteristiche climatiche della zona Amiatina sono regolate in modo determinante dalla relativa vicinanza al mare e dal fatto che il Monte Amiata è un rilievo isolato nell'area circostante. Sono infatti questi due elementi (l'altitudine e l'azione mitigatrice del mare) che, interferendo e compensandosi vicendevolmente, determinano e diversificano il clima locale; l'altitudine, per esempio, determina nella parte superiore della montagna un'elevata presenza di umidità, intensi venti e un innevamento che, soprattutto nel versante a Nord, permane fino alla primavera.

Al fine di caratterizzare una regione dal punto di vista climatico i principali parametri da considerare sono le precipitazioni e le temperature, ai quali si affiancano altre informazioni che arricchiscono e dettagliano l'analisi; aspetti quali l'intensità della radiazione solare e l'eliofania, di notevole importanza per le condizioni termiche, non sono purtroppo utilizzabili in questo contesto geografico in quanto nella Toscana meridionale è presente solo la stazione di misura dell'eliofania di Grosseto (BARAZZUOLI *et al.*, 1993).

1.1.1. Dati di base e variabili analizzate

Nel presente lavoro sono stati analizzati i dati relativi al periodo 1939-2007 derivanti da misure effettuate in 6 stazioni climatiche, di cui 4 pluvio-termometriche e 2 pluviometriche (Tab. 1.1 e Fig. 1.1).

I dati delle precipitazioni e delle temperature sono stati ripresi dagli Annali Idrologici Parte I (MINISTERO LL.PP.) ed aggiornati fino al 2007 con dati direttamente forniti dagli enti gestori (Ufficio Idrografico di Pisa e di Roma) o scaricati dai relativi siti (www.idropisa.it, www.idrografico.roma.it, www.agrometeo.arsia.toscana.it), per un totale di 414 anni osservati. Le varie lacune di registrazione, incontrate per vari periodi di non funzionamento di alcuni strumenti, sono state ricostruite con il procedimento delle “*medie analoghe di Hann*” (TONINI, 1983), operando cioè sui dati che, per l'intervallo temporale prescelto, erano invece forniti con continuità dalle altre stazioni.

COD-UNI	STAZIONE	QUOTA	GB (m)_E	GB (m)_N	BACINO	PERIODO	TIPO
194	CASTEL DEL PIANO	639	1706868	4751876	OMBRONE	1939-2007	PT
195	VIVO D'ORCIA	800	1715579	4756816	OMBRONE	1939-2007	P
196	CASELLO DEL GUARDIANO	1380	1712699	4751966	OMBRONE	1939-2007	P
308	ABBADIA S. SALVATORE	829	1718449	4751316	TEVERE	1939-2007	PT
315	PIANCASTAGNAIO	772	1719949	4747316	TEVERE	1939-2007	PT
316	S.FIORA	687	1711449	4745316	FIORA	1939-2007	PT

Tab. 1.1 - Stazioni climatiche considerate. COD-UNI = numero di codice assegnato alla stazione; STAZIONE = denominazione della stazione negli Annali del Servizio Idrografico, Parte I; QUOTA = elevazione, in metri, rispetto al livello medio del mare; GB = coordinate planimetriche relative alla proiezione cilindrica inversa di Gauss-Boaga; BACINO = bacino idrografico di appartenenza; TIPO = Tipo di stazione climatica: P = Stazione dotata di pluviometro; PT = Stazione dotata di pluviometro e termometro (DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA, 1999)

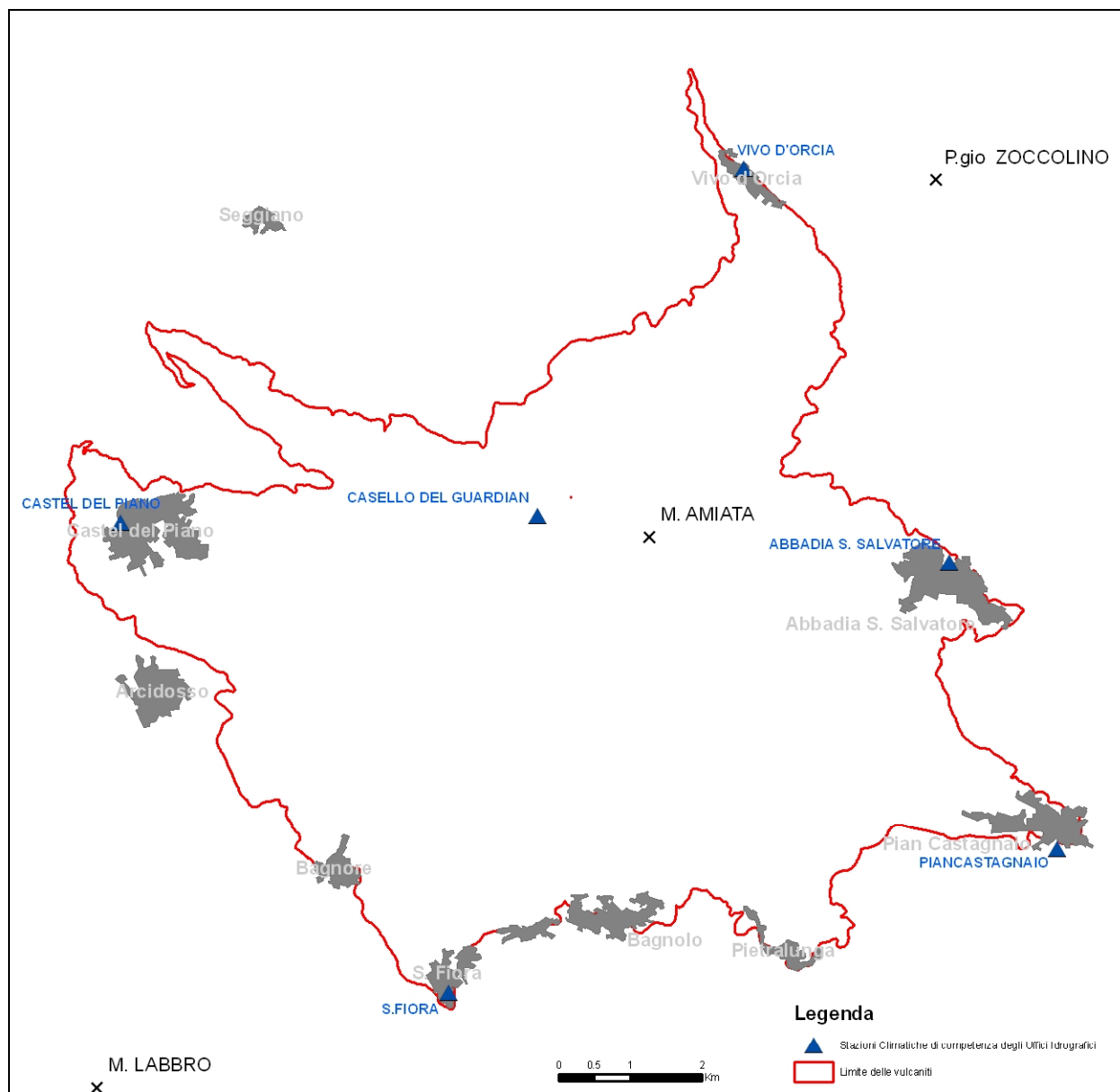


Fig. 1.1 – Ubicazione delle stazioni climatiche considerate (vedi Tab. 1.1).

È da segnalare però che con il trasferimento degli Uffici Idrografici dallo Stato alle Regioni (ottobre 2002), si assiste ad una perdita della continuità del dato (sia pluviometrico che

termometrico); nei primi anni (2002 – 2003), con l'accavallarsi delle competenze, non si ha avuto una registrazione continua del dato (stazioni di S. Fiora, Piancastagnaio, Abbadia), negli ultimi anni, invece, si assiste ad una diminuzione del numero di stazioni attorno al rilievo Amiantino o in zone comunque distanti dalle precedenti (S. Fiora).

Se si esclude Casello del Guardiano (unica stazione in quota e all'interno delle vulcaniti) che ha funzionato solo 4 anni nella prima metà degli anni 50, oggi sono presenti solo le stazioni di S. Fiora, Piancastagnaio, Castel del Piano) e ad uno spostamento delle vecchie stazioni in zone a quote molto più basse (ex. Piancastagnaio da 772 m s.l.m a 450 m s.l.m) (Fig. 1.2).

Quindi non solo non vi è stato l'auspicabile aumento del network pluvio-termometrico con stazioni in quota (che avrebbero consentito una più realistica valutazione del bilancio idrico delle vulcaniti e, quindi, della ricarica per infiltrazione dell'acquifero amiantino), ma è venuta a mancare la continuità delle serie idrologiche di quelle stazioni presenti fino al 2000, con ciò peggiorando (se possibile) la qualità delle determinazioni e danneggiando irrimediabilmente tutte le future determinazioni visto che i dati persi con tali spostamenti non sono recuperabili.

Per mantenere dunque una continuità del dato idroclimatico, si è dunque preferito considerare le vecchie stazioni di misura (Tab. 1.1). Le variabili idro-climatiche analizzate per ogni stazione sono state:

- PTOT** (precipitazioni totali annue);
- TMED** (temperatura media annua);
- ER** (evapotraspirazione reale annua);
- PE** (precipitazioni efficaci annue).

Per ogni stazione sono stati in seguito stimati anche i seguenti parametri statistici:

- N** (numero delle osservazioni);
- MA** (media aritmetica della serie dei valori);
- MAX, MIN** (rispettivamente, valore massimo e valore minimo della serie);
- SQM** (scarto quadratico medio della serie);
- CV** (coefficiente di variazione: rapporto tra SQM e MA);
- SQMMR** (scarto quadratico medio della media relativo: rapporto tra CV e la radice quadrata di N).

In particolare i valori di **SQMMR** forniscono un indice circa l'attendibilità della media relativa alle anzidette serie storiche; orientativamente, nelle applicazioni ideologiche, il valore della media è da ritenersi accettabile per SQMMR inferiore al 15% (TONINI, 1983). In base a ciò, è da sottolineare che tutte le medie corrispondenti a periodi che vanno da 30, 58 e 69 anni, sono da ritenersi pressoché della stessa affidabilità ai fini previsionali; i valori di **SQMMR** non superano infatti il 9,8% di Castel del Piano (variabile PE nel periodo 1967 – 1996) (Tab.1.2).

Casteldelpiano					
PERIODO 1939-1996					
	PTOT	TMED	L	ER	PE
N (-)	58	58	58	58	58
MA (mm;°C)	932.2	12.4	706.1	559.0	373.2
MAX (mm;°C)	1561.6	14.2	799.1	679.8	896.0
MIN (mm;°C)	420.4	11.2	648.8	380.9	39.5
SQM (mm;°C)	251.5	0.6	30.3	61.1	195.6
CV (-)	0.3	0.1	0.0	0.1	0.5
SQMRR (%)	3.5	0.7	0.6	1.4	6.9

PERIODO 1967-1996					
	PTOT	TMED	L	ER	PE
N (-)	30	30	30	30	30
MA (mm;°C)	820.7	12.2	694.1	528.4	292.3
MAX (mm;°C)	1330.0	14.2	799.1	626.4	703.6
MIN (mm;°C)	500.8	11.2	648.8	420.6	80.2
SQM (mm;°C)	201.9	0.6	27.6	49.0	157.1
CV (-)	0.2	0.0	0.0	0.1	0.5
SQMRR (%)	4.5	0.8	0.7	1.7	9.8

PERIODO 1939-2007					
	PTOT	TMED	L	ER	PE
N (-)	69	69	69	69	69
MA (mm;°C)	908.1	12.4	706.5	554.2	353.9
MAX (mm;°C)	1561.6	14.2	799.1	679.8	896.0
MIN (mm;°C)	420.4	11.2	648.8	380.9	39.5
SQM (mm;°C)	245.5	0.6	29.3	59.9	190.4
CV (-)	0.3	0.0	0.0	0.1	0.5
SQMRR (%)	3.3	0.6	0.5	1.3	6.5

Abbadia S. Salvatore					
PERIODO 1939-1996					
	PTOT	TMED	L	ER	PE
N (-)	58	58	58	58	58
MA (mm;°C)	1373.0	10.0	602.0	546.9	826.2
MAX (mm;°C)	2264.9	13.6	768.0	624.9	1649.7
MIN (mm;°C)	616.0	8.6	548.0	456.5	159.5
SQM (mm;°C)	353.9	0.9	36.6	35.7	332.0
CV (-)	0.3	0.1	0.1	0.1	0.4
SQMRR (%)	3.4	1.1	0.8	0.9	5.3

PERIODO 1967-1996					
	PTOT	TMED	L	ER	PE
N (-)	30	30	30	30	30
MA (mm;°C)	1273.8	9.8	592.7	531.9	741.9
MAX (mm;°C)	1958.6	13.6	768.0	624.9	1405.6
MIN (mm;°C)	707.0	8.7	550.4	462.9	210.6
SQM (mm;°C)	331.2	1.0	42.7	31.8	318.6
CV (-)	0.3	0.1	0.1	0.1	0.4
SQMRR (%)	4.7	1.9	1.3	1.1	7.8

PERIODO 1939-2007					
	PTOT	TMED	L	ER	PE
N (-)	69	69	69	69	69
MA (mm;°C)	1329.6	10.2	610.1	549.2	780.4
MAX (mm;°C)	2264.9	13.6	768.0	630.4	1649.7
MIN (mm;°C)	616.0	8.6	548.0	456.5	159.5
SQM (mm;°C)	353.2	0.9	39.7	37.9	332.1
CV (-)	0.3	0.1	0.1	0.1	0.4
SQMRR (%)	3.2	1.1	0.8	0.8	5.1

Vivo d'Orcia					
PERIODO 1939-1996					
	PTOT	TMED	L	ER	PE
N (-)	58	58	58	58	58
MA (mm;°C)	1060.3	10.6	625.5	533.1	527.2
MAX (mm;°C)	1805.1	12.0	687.1	615.8	1211.8
MIN (mm;°C)	587.9	9.6	582.8	438.6	149.3
SQM (mm;°C)	303.0	0.5	21.9	43.9	263.4
CV (-)	0.3	0.0	0.0	0.1	0.5
SQMRR (%)	3.8	0.6	0.5	1.1	6.6

PERIODO 1967-1996					
	PTOT	TMED	L	ER	PE
N (-)	30	30	30	30	30
MA (mm;°C)	918.0	10.4	616.2	508.1	409.9
MAX (mm;°C)	1408.9	12.0	687.1	565.7	843.2
MIN (mm;°C)	587.9	9.6	582.8	438.6	149.3
SQM (mm;°C)	236.7	0.5	19.4	37.4	202.2
CV (-)	0.3	0.0	0.0	0.1	0.5
SQMRR (%)	4.7	0.8	0.6	1.3	9.0

PERIODO 1939-2007					
	PTOT	TMED	L	ER	PE
N (-)	69	69	69	69	69
MA (mm;°C)	1035.9	10.7	631.2	533.2	502.8
MAX (mm;°C)	1805.1	12.7	721.6	615.8	1211.8
MIN (mm;°C)	517.6	9.6	582.8	424.6	93.0
SQM (mm;°C)	293.9	0.6	26.8	45.0	255.1
CV (-)	0.3	0.1	0.0	0.1	0.5
SQMRR (%)	3.4	0.7	0.5	1.0	6.1

Piancastagnaio					
PERIODO 1939-1996					
	PTOT	TMED	L	ER	PE
N (-)	58	58	58	58	58
MA (mm;°C)	1207.5	11.3	654.3	573.0	634.5
MAX (mm;°C)	2075.3	12.6	715.0	657.3	1421.4
MIN (mm;°C)	540.5	10.1	602.3	438.9	101.6
SQM (mm;°C)	286.2	0.6	24.9	37.8	256.0
CV (-)	0.2	0.1	0.0	0.1	0.4
SQMRR (%)	3.1	0.7	0.5	0.9	5.3

PERIODO 1967-1996					
	PTOT	TMED	L	ER	PE
N (-)	30	30	30	30	30
MA (mm;°C)	1131.8	11.1	646.2	560.5	571.4
MAX (mm;°C)	1667.8	11.9	680.2	603.7	1082.2
MIN (mm;°C)	721.2	10.1	602.3	486.6	230.9
SQM (mm;°C)	241.2	0.5	19.6	30.0	218.0
CV (-)	0.2	0.0	0.0	0.1	0.4
SQMRR (%)	3.9	0.7	0.6	1.0	7.0

PERIODO 1939-2007					
	PTOT	TMED	L	ER	PE
N (-)	69	69	69	69	69
MA (mm;°C)	1185.0	11.4	659.0	573.8	611.1
MAX (mm;°C)	2075.3	13.8	776.0	691.4	1421.4
MIN (mm;°C)	540.5	10.1	602.3	438.9	101.6
SQM (mm;°C)	278.8	0.7	29.6	39.0	249.2
CV (-)	0.2	0.1	0.0	0.1	0.4
SQMRR (%)	2.8	0.7	0.5	0.8	4.9

Casello del Guardiano					
PERIODO 1939-1996					
	PTOT	TMED	L	ER	PE
N (-)	58	58	58	58	58
MA (mm;°C)	1274.6	5.8	454.8	425.3	849.3
MAX (mm;°C)	2056.1	6.6	478.7	465.4	1590.7
MIN (mm;°C)	533.0	4.5	417.6	363.3	169.7
SQM (mm;°C)	344.2	0.4	12.1	19.8	328.3
CV (-)	0.3	0.1	0.0	0.0	0.4
SQMRR (%)	3.5	0.9	0.3	0.6	5.1

PERIODO 1967-1996					
	PTOT	TMED	L	ER	PE
N (-)	30	30	30	30	30
MA (mm;°C)	1110.9	5.6	449.9	414.8	696.1
MAX (mm;°C)	1807.4	6.5	477.7	436.0	1374.6
MIN (mm;°C)	647.7	4.5	417.6	370.9	276.8
SQM (mm;°C)	283.6	0.4	12.5	15.5	273.1
CV (-)	0.3	0.1	0.0	0.0	0.4
SQMRR (%)	4.7	1.4	0.5	0.7	7.2

PERIODO 1939-2007					
	PTOT	TMED	L	ER	PE
N (-)	69	69	69	69	69
MA (mm;°C)	1243.6	5.7	452.6	422.3	821.3
MAX (mm;°C)	2056.1	7.8	518.0	465.4	1590.7
MIN (mm;°C)	533.0	2.8	372.0	334.2	169.7
SQM (mm;°C)	339.0	0.8	24.4	26.1	322.6
CV (-)	0.3	0.1	0.1	0.1	0.4
SQMRR (%)	3.3	1.8	0.6	0.7	4.7

S. Fiora					
PERIODO 1939-1996					
	PTOT	TMED	L	ER	PE
N (-)	58	58	58	58	58
MA (mm;°C)	1399.9	12.1	693.8	617.5	782.4
MAX (mm;°C)	2624.0	13.3	749.4	720.1	1931.9
MIN (mm;°C)	642.6	10.4	615.2	496.6	145.9
SQM (mm;°C)	358.1	0.7	32.6	39.1	328.9
CV (-)	0.3	0.1	0.0	0.1	0.4
SQMRR (%)	3.4	0.8	0.6	0.8	5.5

PERIODO 1967-1996					
	PTOT	TMED	L	ER	PE
N (-)	30	30	30	30	30
MA (mm;°C)	1282.1	11.9	682.2	599.2	682.9
MAX (mm;°C)	1934.4	13.2	746.3	638.1	1331.4
MIN (mm;°C)	822.1	10.4	615.2	533.4	262.8
SQM (mm;°C)	286.4	0.7	33.1	27.6	271.0
CV (-)	0.2	0.1	0.0	0.0	0.4
SQMRR (%)	4.1	1.1	0.9	0.8	7.2

PERIODO 1939-2007					
	PTOT	TMED	L	ER	PE
N (-)	69	69	69	69	69
MA (mm;°C)	1348.5	12.2	696.5	613.8	734.7
MAX (mm;°C)	2624.0	13.3	749.4	720.1	1931.9
MIN (mm;°C)	642.6	10.4	615.2	496.6	145.9
SQM (mm;°C)	358.1	0.7	31.7	38.9	328.5
CV (-)	0.3	0.1	0.0	0.1	0.4
SQMRR (%)	3.2	0.7	0.5	0.8	5.4

Tab. 1.2 – Parametri statistici ricavati per le varie stazioni climatiche nei vari A.I.: N=numero delle osservazioni; MA=media aritmetica della serie dei valori; MAX, MIN = rispettivamente, valore massimo e valore minimo della serie; SQM=scarto quadratico medio della serie; CV=coefficiente di variazione (rapporto tra SQM e MA).

1.1.1.1. Precipitazioni (PTOT)

La valutazione degli afflussi medi mensili ed annui relativi al territorio studiato è stata basata sulle misure effettuate in 6 stazioni pluviometriche del Servizio Idrografico di Stato e pubblicate sugli Annali Idrologici Parte I (Ministero LL.PP.) ed aggiornati fino al 2007 con dati direttamente forniti dagli enti gestori (Ufficio Idrografico di Pisa e di Roma) o scaricati dai relativi siti (www.idropisa.it, www.idrografico.roma.it), per un totale di 414 anni osservati. Le lacune di registrazione, incontrate per vari periodi di non funzionamento di alcuni strumenti, sono state colmate con il procedimento delle “*medie analoghe di Hann*” (TONINI, 1983), operando cioè sui dati che, per A.I. scelto, erano invece forniti con continuità dalle altre stazioni; tali lacune riguardano complessivamente 138 anni, pari al 33,3% del totale. Nella Tab. 1.3 è riportato l’elenco delle stazioni pluviometriche considerate, mentre nelle tabelle da 1.4 a 1.9 sono riportati i dati relativi ad ogni singola stazione; in rosso sono evidenziati i dati ricostruiti.

COD-UNI	STAZIONE	QUOTA	GB (m)_E	GB (m)_N	BACINO	PERIODO	N°	s	%
194	CASTEL DEL PIANO	639	1706868	4751876	OMBRONE	1939-2007	69	0	0,0
195	VIVO D'ORCIA	800	1715579	4756816	OMBRONE	1939-2007	69	6	8,7
196	CASELLO DEL GUARDIANO	1380	1712699	4751966	OMBRONE	1939-2007	69	65	94,5
308	ABBADIA S. SALVATORE	829	1718449	4751316	TEVERE	1939-2007	69	21	30,4
315	PIANCASTAGNAIO	772	1719949	4747316	TEVERE	1939-2007	69	33	47,8
316	S.FIORA	687	1711449	4745316	FIORA	1939-2007	69	13	18,8

Tab. 1.3 – Stazioni pluviometriche considerate. COD-UNI = numero di codice assegnato alla stazione; STAZIONE PLUVIOMETRICA = denominazione della stazione negli Annali del Servizio Idrografico, Parte I; QUOTA = elevazione, in metri, rispetto al livello medio del mare; GB = coordinate planimetriche relative alla proiezione cilindrica inversa di Gauss-Boaga; BACINO = bacino idrografico di appartenenza; PERIODO = arco temporale osservato; N° = numero di anni osservati; s = numero di anni ricostruiti; % = rapporto percentuale tra s ed N°.

PRECIPITAZIONI													
Stazione n°		194 CASTEL DEL PIANO											
Bacino del Fiume		OMBRONE										Quota (m s.l.m.)	
GB [m]	E:	N:										s = valori ricostruiti	
ANNO	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	TOTALE
1939	82.8	30.4	51.6	30.2	169.4	44.0	0.2	66.8	137.6	83.0	75.0	128.0	899.0
1940	85.8	45.0	25.0	54.6	126.6	98.4	21.6	0.6	49.6	247.0	137.8	19.2	911.2
1941	151.2	316.4	64.8	96.7	98.4	39.8	8.2	5.4	29.0	67.6	84.0	31.6	993.1
1942	42.6	129.2	32.0	74.0	90.4	118.8	89.8	75.2	166.0	69.0	62.0	182.8	1131.8
1943	138.2	77.0	98.6	11.0	39.2	22.8	36.2	45.6	72.4	77.8	101.2	146.8	866.8
1944	27.8	81.4	29.6	64.2	12.6	74.6	41.2	53.0	69.6	231.0	131.6	85.4	902.0
1945	80.4	27.2	18.8	84.6	22.8	0.0	6.2	27.4	47.0	14.0	22.0	70.0	420.4
1946	128.6	1.8	169.8	39.2	79.4	28.4	38.2	41.0	2.4	167.2	262.8	86.8	1045.6
1947	75.9	373.3	167.4	39.2	33.0	27.2	31.2	134.6	161.6	179.6	157.8	174.0	1554.8
1948	269.0	103.6	0.0	83.2	94.6	85.6	32.2	27.6	42.4	121.2	14.1	36.4	909.9
1949	84.4	19.2	36.4	32.2	44.0	51.6	4.2	0.0	51.4	168.6	354.0	72.6	918.6
1950	72.4	86.6	28.8	157.4	27.6	76.6	0.2	42.4	91.4	82.4	123.2	249.8	1038.8
1951	203.4	297.0	153.2	116.8	136.6	12.8	89.8	23.0	155.0	60.8	244.8	68.4	1561.6
1952	93.8	71.2	14.2	35.4	19.4	7.0	71.4	22.6	93.2	81.2	76.6	167.6	753.6
1953	60.7	105.2	2.8	98.2	43.6	159.2	16.2	23.8	127.6	172.2	29.4	108.8	947.7
1954	57.6	88.2	104.8	78.0	100.0	30.6	52.8	67.2	3.0	27.8	103.8	62.8	776.6
1955	61.0	237.4	116.6	22.2	2.0	20.2	13.4	61.2	125.8	52.8	100.6	177.6	990.8
1956	116.8	28.4	83.6	195.0	58.0	90.6	28.6	11.6	51.6	58.2	252.9	44.6	1019.9
1957	76.1	167.4	32.6	110.2	97.2	24.2	22.6	11.4	31.2	64.6	129.0	160.6	927.1
1958	67.8	46.6	125.8	109.4	37.2	44.8	18.0	13.4	9.8	113.8	164.0	185.2	935.8
1959	80.4	38.2	137.4	113.2	103.6	82.0	22.2	72.0	155.4	129.6	167.8	299.2	1401.0
1960	111.8	143.0	184.0	95.6	23.1	91.0	20.8	5.2	148.6	177.4	112.0	231.6	1344.1
1961	144.4	6.8	22.4	167.2	37.4	76.0	17.2	34.6	103.2	188.6	259.4	116.2	1173.4
1962	81.8	49.0	130.2	46.6	39.0	39.6	16.4	59.8	100.8	151.4	235.6	70.6	1020.8
1963	110.6	122.2	63.8	94.0	73.2	89.0	65.6	54.0	87.4	114.6	142.2	145.4	1162.0
1964	7.4	88.8	169.2	75.0	45.2	87.2	51.0	51.0	48.6	370.0	59.4	311.0	1363.8
1965	114.4	25.6	102.6	69.2	70.2	72.8	13.4	131.6	263.4	7.2	249.2	75.0	1194.6
1966	90.0	144.6	53.2	36.2	89.8	53.4	83.0	37.8	41.8	224.4	341.2	85.0	1280.4
1967	53.8	119.6	77.0	46.4	42.2	92.6	56.6	78.2	77.6	18.6	121.6	72.0	856.2
1968	30.2	161.6	19.0	65.2	92.8	105.2	34.8	65.0	48.2	69.8	134.6	115.0	941.4
1969	142.0	151.0	70.0	39.0	51.2	51.4	101.6	99.2	136.0	24.2	87.6	85.6	1038.8
1970	126.0	51.5	75.6	57.6	77.4	50.8	42.0	49.6	2.6	14.8	55.2	90.8	693.9
1971	93.2	33.8	65.4	42.8	95.6	62.0	1.0	1.8	32.2	55.6	224.0	24.0	731.4
1972	99.6	119.8	44.6	88.8	81.6	18.8	49.4	151.2	112.0	40.8	56.6	69.4	932.6
1973	80.2	46.4	14.2	43.0	33.8	53.4	7.0	27.4	104.4	28.6	13.0	72.8	524.2
1974	72.6	117.4	96.2	84.0	62.0	5.4	21.4	20.2	65.6	70.4	64.8	11.2	691.2
1975	2.4	54.0	89.0	52.0	38.0	7.8	1.8	71.6	30.4	25.8	76.8	51.2	500.8
1976	12.0	66.6	73.6	66.8	69.0	77.4	45.6	61.2	52.0	103.6	84.2	70.4	782.4
1977	94.8	52.2	38.2	52.8	85.8	29.0	47.0	127.2	86.8	50.8	98.0	92.6	855.2
1978	256.4	150.6	78.4	165.8	63.4	61.8	31.4	43.8	41.4	98.6	48.0	128.6	1168.2
1979	150.4	122.4	133.8	224.2	0.0	51.0	18.6	66.8	100.4	205.2	147.2	110.0	1330.0
1980	112.8	25.4	143.8	55.2	111.2	77.6	18.6	70.6	0.6	152.2	340.8	80.4	1189.2
1981	30.0	22.4	37.4	64.8	64.2	75.0	44.4	2.0	93.8	141.4	0.2	211.8	787.4
1982	23.0	30.2	71.0	29.6	54.0	70.0	63.4	67.4	34.2	209.2	192.8	102.8	947.6
1983	3.0	145.4	143.4	35.4	31.2	46.6	6.6	60.8	68.8	75.8	19.4	80.8	717.2
1984	49.2	116.2	50.0	75.2	131.0	41.0	0.0	70.6	249.6	88.4	105.6	52.8	1029.6
1985	105.4	24.6	116.4	12.8	73.2	9.8	1.6	10.6	0.6	45.6	117.2	61.4	579.2
1986	122.0	139.0	81.8	109.4	10.6	136.0	102.4	1.0	46.2	40.6	49.2	73.0	911.2
1987	129.8	138.4	28.2	7.0	57.4	5.4	13.6	11.6	5.8	209.2	184.6	95.2	886.2
1988	39.4	40.0	54.4	115.8	67.0	121.8	1.0	6.4	14.6	107.4	38.4	19.0	625.2
1989	2.6	38.0	36.2	105.8	52.6	72.2	148.0	120.6	117.6	36.2	99.6	15.4	844.8
1990	29.2	7.4	28.4	89.6	35.6	32.2	29.4	67.4	29.0	123.6	88.2	89.8	649.8
1991	9.8	73.4	89.8	49.2	120.8	42.4	0.0	12.6	129.2	134.6	145.6	5.8	813.2
1992	19.0	3.0	99.8	61.8	70.4	61.2	37.0	32.4	100.6	165.0	62.0	137.8	850.0
1993	0.6	2.0	49.0	89.4	58.6	7.2	7.8	9.4	68.4	95.0	113.2	57.0	557.6
1994	74.2	52.6	2.6	79.6	61.8	75.0	30.8	4.6	106.8	73.8	70.0	13.0	644.8
1995	31.0	64.4	55.6	72.4	41.0	31.4	5.6	47.2	101.8	12.4	17.6	89.4	569.8
1996	86.0	95.0	27.4	87.6	57.6	43.4	23.6	55.8	176.8	95.2	127.6	95.6	971.6
1997	98.6	24.2	9.6	85.0	43.8	62.8	12.4	36.2	52.8	37.8	197.2	93.4	753.8
1998	57.4	83.2	49.0	76.2	78.8	19.8	4.4	4.2	87.2	85.8	36.0	72.8	654.8
1999	53.0	46.0	57.2	103.2	24.8	35.8	15.6	33.4	87.4	128.4	158.2	63.0	806.0
2000	20.4	18.2	87.8	70.8	11.8	53.0	53.4	39.2	92.2	171.0	257.0	217.8	1092.6
2001	102.8	38.4	68.2	69.6	90.4	15.2	7.8	18.6	34.6	48.2	101.2	20.8	615.8
2002	68.9	70.4	66.3	72.1	61.5	51.4	30.5	47.2	74.7	66.4	123.2	108.6	841.2
2003	104.8	7.0	13.6	57.4	13.8	44.8	1.4	59.0	54.2	57.4	163.6	57.0	634.0
2004	32.4	92.4	60.8	62.8	103.6	30.2	19.4	36.8	34.4	147.4	69.4	241.4	931.0
2005	42.2	28.8	46.4	98.2	44.4	19.6	14.6	80.4	123.8	129.0	218.0	131.4	976.8
2006	57.0	54.2	69.8	76.0	19.6	13.6	62.4	60.2	152.6	50.0	23.2	85.0	723.6
2007	54.8	78.6	71.2	4.4	78.2	58.2	0.0	71.4	28.2	29.2	41.4	46.2	561.8
PERIODO 1939-2007	79.6	83.4	69.7	75.0	62.0	53.2	30.8	46.4	80.0	102.4	124.1	101.5	908.1
PERIODO 1949-2007	74.7	77.5	70.4	77.9	59.5	53.0	30.9	46.2	80.4	98.5	127.4	102.4	898.7
PERIODO 1959-2007	71.7	69.9	70.5	74.3	60.1	53.3	30.7	49.9	81.7	100.5	121.2	96.9	880.7
PERIODO 1969-2007	68.9	64.7	64.0	72.6	59.7	46.7	28.8	47.6	75.1	89.1	105.5	82.7	805.5
PERIODO 1979-2007	59.0	58.0	63.8	73.8	57.5	48.4	26.7	41.5	78.2	102.1	114.1	87.2	810.2
PERIODO 1989-2007	49.7	46.2	52.0	74.3	56.3	40.5	26.5	44.0	87.0	88.8	111.2	86.4	762.8
PERIODO 1998-2007	59.4	51.7	59.0	69.1	52.7	34.2	21.0	45.0	76.9	91.3	119.1	104.4	783.8

Tab. 1.4 – Stazione pluviometrica di Castel del Piano. s = numero di anni ricostruiti

PRECIPITAZIONI														
Stazione n°		195 VIVO D'ORCIA												
Bacino del Fiume		OMBRONE										Quota (m s.l.m.)		
GB [m]		N: 4756816										800		
E: 1715579		s = valori ricostruiti												
ANNO	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	TOTALE	
1939	119.3	35.0	92.5	56.8	209.7	52.6	0.0	59.0	191.3	88.1	86.6	155.3	1146.2	
1940	129.7	26.7	31.4	59.4	111.7	103.4	33.1	8.0	27.3	299.5	124.2	42.4	996.8	
1941	168.9	370.8	68.0	92.7	102.1	44.6	31.2	41.2	29.4	103.3	143.4	46.0	1241.6	
1942	55.1	184.8	38.6	107.1	62.5	95.8	65.9	66.4	174.1	59.8	108.0	176.9	1195.0	
1943	130.7	64.1	141.9	6.2	44.0	104.7	38.2	26.4	81.3	108.3	143.1	145.5	1034.4	
1944	71.0	146.6	67.1	48.2	9.2	90.0	57.2	71.6	123.4	297.1	179.3	107.6	1268.3	
1945	142.5	5.1	14.3	119.6	30.5	0.0	6.9	40.5	57.0	10.7	38.4	152.5	618.0	
1946	160.5	0.9	192.5	38.6	69.5	18.8	35.6	52.4	6.2	189.5	250.0	98.0	1112.5	
1947	99.2	414.1	149.1	38.2	26.8	31.7	138.4	83.5	140.6	176.5	149.5	176.0	1623.6	
1948	275.9	105.7	0.2	75.0	132.0	90.2	60.5	28.9	87.0	112.3	25.8	30.6	1024.1	
1949	79.4	22.6	30.0	34.2	49.6	51.4	30.1	13.5	112.2	173.9	343.8	77.2	1017.9	
1950	75.9	92.8	40.7	140.5	42.4	50.6	32.3	23.3	102.5	86.9	120.6	278.6	1087.1	
1951	247.1	299.5	189.6	93.7	113.4	13.6	90.5	24.4	168.8	59.7	189.9	62.8	1553.0	
1952	98.3	61.5	17.9	46.8	36.4	0.9	47.9	23.0	103.9	47.9	77.0	156.1	717.6	
1953	102.3	97.3	10.8	113.7	37.1	181.4	31.3	33.3	69.8	233.3	29.4	105.1	1044.8	
1954	77.8	140.7	131.1	72.5	121.5	0.0	54.3	62.1	4.0	21.8	136.6	39.3	861.7	
1955	69.5	247.5	139.3	22.2	2.4	22.9	12.3	55.3	145.3	88.9	95.5	188.7	1089.8	
1956	155.0	143.7	111.4	226.1	67.8	75.4	33.2	13.7	54.4	140.9	242.6	49.3	1313.5	
1957	108.3	133.5	75.9	101.6	120.8	30.6	37.2	21.6	28.0	63.6	136.0	158.5	1015.6	
1958	105.9	72.9	146.4	147.0	40.5	29.8	18.0	18.4	17.8	112.5	156.8	159.9	1025.9	
1959	73.3	43.6	172.8	130.1	115.2	89.0	34.0	85.0	163.0	164.8	131.0	310.0	1511.8	
1960	170.8	128.0	207.7	122.6	50.0	110.1	40.0	12.0	261.9	256.6	128.6	265.0	1753.3	
1961	225.0	16.7	18.8	196.3	63.2	70.4	29.7	35.6	114.7	146.2	288.0	222.0	1426.6	
1962	76.0	54.7	214.9	59.8	33.1	42.0	23.2	10.7	92.0	128.7	268.7	86.8	1090.6	
1963	138.7	152.7	37.4	96.5	80.8	87.5	79.6	65.0	87.5	124.4	138.7	142.4	1231.2	
1964	17.0	88.2	160.5	104.3	90.9	122.6	47.5	45.2	71.8	404.6	84.2	382.2	1619.0	
1965	143.5	43.4	143.5	66.2	101.4	88.7	4.2	187.5	368.9	4.2	290.8	92.9	1535.2	
1966	124.1	201.1	68.1	46.1	159.6	55.3	100.8	37.4	94.2	383.1	442.1	93.2	1805.1	
1967	63.6	144.6	94.5	47.7	50.7	141.7	57.1	80.8	110.5	23.2	176.8	173.3	1164.5	
1968	38.2	321.5	43.8	101.4	111.4	128.3	37.7	76.7	49.4	86.8	223.7	190.0	1408.9	
1969	182.4	211.7	90.0	60.6	51.4	50.9	120.1	86.6	153.2	35.0	133.1	203.1	1378.1	
1970	127.8	53.3	95.6	56.6	52.5	31.3	9.4	53.0	7.0	31.0	64.6	97.3	679.4	
1971	103.7	45.4	41.9	53.0	109.8	68.3	0.0	0.0	16.3	33.9	166.2	13.1	651.6	
1972	125.0	156.4	58.2	151.8	96.2	28.7	56.6	76.7	100.7	47.5	71.7	74.1	1043.6	
1973	94.9	64.2	32.4	35.4	1.0	59.1	16.6	23.1	110.1	27.2	32.5	91.4	587.9	
1974	58.3	91.9	125.4	91.5	69.2	16.0	35.2	7.4	96.0	36.6	57.0	10.2	694.7	
1975	12.0	96.2	212.0	85.8	89.6	34.8	29.6	54.8	39.8	61.6	148.0	135.6	999.8	
1976	33.4	80.2	58.4	56.0	61.6	14.2	64.2	31.6	25.4	83.4	67.8	56.6	632.8	
1977	86.2	62.6	30.0	25.2	68.0	18.6	33.6	93.2	17.2	22.0	67.2	130.6	654.4	
1978	292.0	139.6	72.8	184.8	32.2	22.2	9.4	18.0	38.6	118.6	40.0	115.2	1083.4	
1979	142.0	139.6	128.0	212.6	0.0	34.2	24.2	26.8	79.0	157.8	150.0	130.0	1224.2	
1980	100.0	38.0	154.4	47.6	118.0	44.4	17.2	21.2	1.2	209.2	317.4	66.4	1135.0	
1981	37.8	20.0	49.4	91.6	88.2	79.0	22.6	22.2	76.6	151.8	1.8	281.6	922.6	
1982	46.6	30.2	118.0	46.2	65.8	68.4	26.8	22.2	59.8	240.0	273.6	107.0	1104.6	
1983	8.4	140.8	227.0	49.2	51.6	44.0	17.6	78.6	66.2	80.6	23.0	129.6	916.6	
1984	68.0	166.2	69.4	105.2	127.2	52.8	0.0	68.2	274.4	114.8	114.6	77.8	1238.6	
1985	121.0	28.3	134.0	14.7	84.0	11.3	1.9	12.3	0.7	52.4	135.0	70.6	666.2	
1986	164.6	205.8	105.6	139.2	61.0	118.6	75.2	1.6	49.0	32.8	58.4	68.0	1079.8	
1987	108.4	61.0	7.8	10.6	30.4	14.6	13.0	21.8	16.0	168.6	193.6	103.8	749.6	
1988	54.8	46.0	67.4	123.6	122.0	128.4	11.8	7.0	13.0	75.0	55.8	19.2	724.0	
1989	1.6	82.4	65.0	139.0	35.4	69.8	55.8	102.6	125.8	37.6	94.2	15.4	824.6	
1990	15.4	10.6	27.0	148.6	46.6	16.6	18.4	56.6	62.8	149.6	117.2	161.2	830.6	
1991	7.2	102.0	31.2	155.0	54.0	24.2	19.6	23.6	143.4	186.0	236.4	5.2	987.8	
1992	19.0	6.0	111.8	64.2	70.4	102.2	32.8	10.6	94.4	265.4	99.8	160.0	1036.6	
1993	2.2	2.0	64.8	112.2	67.2	12.2	5.6	10.0	92.8	96.0	115.6	57.6	638.2	
1994	63.2	50.0	1.8	69.8	83.8	85.2	16.2	11.6	151.0	84.0	111.8	12.2	740.6	
1995	44.8	40.2	63.0	69.2	63.0	62.0	9.2	43.8	110.8	5.4	24.0	114.8	650.2	
1996	121.6	81.8	33.4	104.8	63.8	31.8	42.4	76.8	162.2	87.8	162.6	121.0	1090.0	
1997	165.4	48.4	18.0	102.0	85.2	76.4	14.4	113.6	33.6	40.4	272.4	116.4	1086.2	
1998	65.6	88.2	83.6	104.4	83.6	45.0	11.6	30.2	113.4	118.2	64.6	145.2	953.6	
1999	85.4	73.0	90.0	123.4	35.0	56.8	25.2	23.0	74.6	172.2	168.4	64.6	991.6	
2000	19.2	15.8	61.4	77.6	14.4	44.2	64.8	6.2	99.4	228.6	206.6	261.5	1099.7	
2001	112.4	34.4	66.8	57.4	44.6	12.2	12.0	21.8	35.2	20.0	81.4	19.4	517.6	
2002	s	83.9	82.9	81.6	84.2	69.5	53.9	33.8	44.5	84.0	75.3	139.8	130.4	963.8
2003	s	127.7	8.2	16.7	67.0	15.6	47.0	1.6	55.7	61.0	65.1	185.6	68.4	719.6
2004	s	39.5	108.8	74.8	73.3	117.1	31.7	21.5	34.7	38.7	167.1	78.7	289.8	1075.7
2005	s	51.4	33.9	57.1	114.7	50.2	20.6	16.2	75.9	139.2	146.3	247.4	157.7	1110.5
2006	s	69.5	63.8	85.8	88.8	22.2	14.3	69.1	56.8	171.6	56.7	26.3	102.0	826.9
2007	s	66.8	92.6	87.5	5.1	88.4	61.0	0.0	67.4	31.7	33.1	47.0	55.5	636.1
PERIODO 1939-2007	96.7	98.0	84.8	87.1	69.2	55.5	34.2	43.4	89.9	116.1	139.1	121.8	1035.9	
PERIODO 1949-2007	90.1	91.7	85.7	91.0	67.4	54.2	32.1	42.6	89.6	111.3	141.6	123.3	1020.7	
PERIODO 1959-2007	85.7	83.6	84.9	89.2	68.3	56.0	30.8	45.5	91.4	113.0	139.3	122.4	1010.1	
PERIODO 1969-2007	80.2	74.4	76.9	87.2	63.8	46.3	27.1	40.8	78.6	97.8	119.3	103.6	896.1	
PERIODO 1979-2007	69.4	65.6	75.2	89.7	64.1	50.4	23.5	39.6	84.9	114.4	131.1	107.3	915.2	
PERIODO 1989-2007	61.1	54.0	59.0	92.7	58.4	45.6	24.7	45.5	96.1	107.1	130.5	108.3	883.2	
PERIODO 1998-2007	72.1	60.2	70.5	79.6	54.1	38.7	25.6	41.6	84.9	108.3	124.6	129.4	889.5	

Tab. 1.5 – Stazione pluviometrica di Vivo d'Orcia. s = numero di anni ricostruiti

PRECIPITAZIONI														
Stazione n°		196												CASELLO DEL GUARDIANO
Bacino del Fiume		OMBRONE												Quota (m s.l.m.)
GB [m]		N: 4751966												1380
E: 1712699		s = valori ricostruiti												
ANNO	s	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	TOTALE
1939	s	107.3	33.8	58.7	33.2	215.4	59.4	0.3	70.7	167.9	155.0	130.6	175.2	1207.6
1940	s	111.2	50.0	28.4	60.0	161.0	132.9	29.7	0.6	60.5	461.4	239.9	26.3	1362.0
1941	s	196.0	351.4	73.7	106.3	125.1	53.8	11.3	5.7	35.4	126.3	146.2	43.3	1274.4
1942	s	55.2	143.5	36.4	81.4	115.0	160.4	123.5	79.6	202.6	128.9	107.9	250.3	1484.6
1943	s	179.1	85.5	112.2	12.1	49.9	30.8	49.8	48.3	88.4	145.3	176.2	201.0	1178.4
1944	s	36.0	90.4	33.7	70.6	16.0	100.8	56.7	56.1	84.9	431.5	229.1	116.9	1322.7
1945	s	104.2	30.2	21.4	93.0	29.0	0.0	8.5	29.0	57.4	26.2	38.3	95.8	533.0
1946	s	166.7	2.0	193.2	43.1	101.0	38.4	52.5	43.4	2.9	312.3	457.5	118.8	1531.7
1947	s	98.4	414.6	190.4	43.1	42.0	36.7	42.9	142.4	197.2	335.5	274.7	238.2	2056.1
1948	s	348.6	115.1	0.0	91.5	120.3	115.6	44.3	29.2	51.7	226.4	24.5	49.8	1217.1
1949	s	109.4	21.3	41.4	35.4	56.0	69.7	5.8	0.0	62.7	314.9	616.2	99.4	1432.2
1950	s	93.8	96.2	32.8	173.1	35.1	103.5	0.3	44.9	111.6	153.9	214.5	342.0	1401.5
1951		212.0	317.0	164.0	88.5	165.0	13.4	105.6	23.8	171.7	85.6	326.5	73.3	1746.4
1952	s	121.6	79.1	16.2	38.9	24.7	9.5	98.2	23.9	113.7	151.7	133.3	229.4	1040.2
1953	s	100.0	120.0	8.0	127.3	46.3	195.3	18.0	22.3	95.7	292.9	41.0	189.5	1256.3
1954		80.0	116.3	132.3	81.5	144.6	46.5	90.8	123.7	12.3	22.5	248.3	112.3	1211.1
1955		104.0	255.0	125.0	49.3	3.0	45.7	22.4	15.6	222.4	184.8	217.3	196.6	1441.1
1956	s	151.4	31.5	95.1	214.4	73.8	122.4	39.3	12.3	63.0	108.7	440.2	61.1	1413.1
1957	s	98.6	185.9	37.1	121.2	123.6	32.7	31.1	12.1	38.1	120.7	224.6	219.9	1245.4
1958	s	87.9	51.8	143.1	120.3	47.3	60.5	24.8	14.2	12.0	212.6	285.5	253.5	1313.3
1959	s	104.2	42.4	156.3	124.5	131.8	110.7	30.5	76.2	189.7	242.1	292.1	409.6	1910.1
1960	s	144.9	158.8	209.3	105.1	29.4	122.9	28.6	5.5	181.4	331.4	195.0	317.1	1829.3
1961	s	187.2	7.6	25.5	183.9	47.6	102.6	23.7	36.6	126.0	352.3	451.5	159.1	1703.4
1962	s	106.0	54.4	148.1	51.2	49.6	53.5	22.6	63.3	123.0	282.8	410.1	96.7	1461.3
1963	s	143.3	135.7	72.6	103.4	93.1	120.2	90.2	57.1	106.7	214.1	247.5	199.1	1583.0
1964	s	9.6	98.6	192.5	82.5	57.5	117.8	70.1	54.0	59.3	691.2	103.4	425.8	1962.1
1965	s	148.3	28.4	116.7	76.1	89.3	98.3	18.4	139.3	321.5	13.4	433.8	102.7	1586.2
1966	s	116.6	160.6	60.5	39.8	114.2	72.1	114.1	40.0	51.0	419.2	593.9	116.4	1898.5
1967	s	69.7	132.8	87.6	51.0	53.7	125.1	77.8	82.8	94.7	34.7	211.7	98.6	1120.2
1968	s	39.1	179.5	21.6	71.7	118.0	142.1	47.9	68.8	58.8	130.4	234.3	157.4	1269.6
1969	s	184.0	167.7	79.6	42.9	65.1	69.4	139.7	105.0	166.0	45.2	152.5	117.2	1334.3
1970	s	163.3	57.2	86.0	63.3	98.4	68.6	57.8	52.5	3.2	27.6	96.1	124.3	898.3
1971	s	120.8	37.5	74.4	47.1	121.6	83.7	1.4	1.9	39.3	103.9	389.9	32.9	1054.3
1972	s	129.1	133.1	50.7	97.6	103.8	25.4	67.9	160.0	136.7	76.2	98.5	95.0	1174.1
1973	s	103.9	51.5	16.2	47.3	43.0	72.1	9.6	29.0	127.4	53.4	22.6	99.7	675.8
1974	s	94.1	130.4	109.4	92.4	78.9	7.3	29.4	21.4	80.1	131.5	112.8	15.3	902.9
1975	s	3.1	60.0	101.2	57.2	48.3	10.5	2.5	75.8	37.1	48.2	133.7	70.1	647.7
1976	s	15.6	74.0	83.7	73.5	87.8	104.5	62.7	64.8	63.5	193.5	146.6	96.4	1066.4
1977	s	122.9	58.0	43.5	58.1	109.1	39.2	64.6	134.6	105.9	94.9	170.6	126.8	1128.1
1978	s	332.3	167.3	89.2	182.3	80.6	83.5	43.2	46.4	50.5	184.2	83.6	176.1	1519.0
1979	s	194.9	135.9	152.2	246.5	0.0	68.9	25.6	70.7	122.5	383.3	256.2	150.6	1807.4
1980	s	146.2	28.2	163.6	60.7	141.4	104.8	25.6	74.7	0.7	284.3	593.2	110.1	1733.5
1981	s	38.9	24.9	42.5	71.3	81.6	101.3	61.1	2.1	114.5	264.1	0.3	290.0	1092.6
1982	s	29.8	33.5	80.8	32.5	68.7	94.5	87.2	71.3	41.7	390.8	335.6	140.7	1407.2
1983	s	3.9	161.5	163.1	38.9	39.7	62.9	9.1	64.3	84.0	141.6	33.8	110.6	913.4
1984	s	63.8	129.1	56.9	82.7	166.6	55.4	0.0	74.7	304.6	165.1	183.8	72.3	1354.9
1985	s	136.6	27.3	132.4	14.1	93.1	13.2	2.2	11.2	0.7	85.2	204.0	84.1	804.1
1986	s	158.1	154.4	93.0	120.3	13.5	183.7	140.8	1.1	56.4	75.8	85.6	99.9	1182.7
1987	s	168.2	153.7	32.1	7.7	73.0	7.3	18.7	12.3	7.1	390.8	321.3	130.3	1322.5
1988	s	51.1	44.4	61.9	127.3	85.2	164.5	1.4	6.8	17.8	200.6	66.8	26.0	853.9
1989	s	3.4	42.2	41.2	116.3	66.9	97.5	203.5	127.6	143.5	67.6	173.4	21.1	1104.2
1990	s	37.8	8.2	32.3	98.5	45.3	43.5	40.4	71.3	35.4	230.9	153.5	122.9	920.2
1991	s	12.7	81.5	102.1	54.1	153.6	57.3	0.0	13.3	157.7	251.4	253.4	7.9	1145.2
1992	s	24.6	3.3	113.5	68.0	89.5	82.7	50.9	34.3	122.8	308.2	107.9	188.7	1194.4
1993	s	0.8	2.2	55.7	98.3	74.5	9.7	10.7	9.9	83.5	177.5	197.0	78.0	798.0
1994	s	96.2	58.4	3.0	87.5	78.6	101.3	42.4	4.9	130.3	137.9	121.8	17.8	880.0
1995	s	40.2	71.5	63.2	79.6	52.1	42.4	7.7	49.9	124.2	23.2	30.6	122.4	707.2
1996	s	111.5	105.5	31.2	96.3	73.3	58.6	32.5	59.0	215.8	177.8	222.1	130.9	1314.4
1997	s	127.8	26.9	10.9	93.5	55.7	84.8	17.1	38.3	64.4	70.6	343.3	127.9	1061.1
1998	s	74.4	92.4	55.7	83.8	100.2	26.7	6.1	4.4	106.4	160.3	62.7	99.7	872.8
1999	s	68.7	51.1	65.1	113.5	31.5	48.3	21.5	35.3	106.7	239.8	275.4	86.2	1143.2
2000	s	26.4	20.2	99.9	77.9	15.0	71.6	73.4	41.5	112.5	319.4	447.4	298.2	1603.4
2001	s	133.2	42.6	77.6	76.5	115.0	20.5	10.7	19.7	42.2	90.0	176.2	28.5	832.8
2002	s	89.2	78.2	75.4	79.3	78.2	69.4	42.0	49.9	91.2	124.0	214.5	148.7	1140.1
2003	s	135.8	7.8	15.5	63.1	17.6	60.5	1.9	62.4	66.1	107.2	284.8	78.0	900.8
2004	s	42.0	102.6	69.2	69.1	131.8	40.8	26.7	38.9	42.0	275.3	120.8	330.5	1289.6
2005	s	54.7	32.0	52.8	108.0	56.5	26.5	20.1	85.1	151.1	241.0	379.5	179.9	1387.0
2006	s	73.9	60.2	79.4	83.6	24.9	18.4	85.8	63.7	186.2	93.4	40.4	116.4	926.2
2007	s	71.0	87.3	81.0	4.8	99.5	78.6	0.0	75.6	34.4	54.5	72.1	63.2	722.0
PERIODO 1939-2007		103.1	92.7	79.3	82.4	78.8	71.8	42.4	49.1	97.7	191.3	216.1	139.0	1243.6
PERIODO 1949-2007		96.8	86.0	80.0	85.7	75.6	71.6	42.4	48.8	98.2	183.9	221.8	140.2	1231.2
PERIODO 1959-2007		92.9	77.6	80.2	81.7	76.4	71.9	42.2	52.8	99.8	187.8	211.0	132.6	1206.9
PERIODO 1969-2007		89.4	71.9	72.7	79.9	75.9	63.1	39.6	50.4	91.7	166.4	183.7	113.2	1097.8
PERIODO 1979-2007		76.4	64.4	72.5	81.2	73.2	65.4	36.7	43.9	95.4	190.8	198.5	119.4	1117.8
PERIODO 1989-2007		64.4	51.3	59.2	81.7	71.6	54.7	36.5	46.6	106.1	165.8	193.5	118.3	1049.6
PERIODO 1998-2007		76.9	57.4	67.2	76.0	67.0	46.1	28.8	47.7	93.9	170.5	207.4	142.9	1081.8

Tab. 1.6 – Stazione pluviometrica di Casello del guardiano. s = numero di anni ricostruiti

PRECIPITAZIONI														
Stazione n°		308 ABBADIA S. SALVATORE												
Bacino del Fiume		TEVERE										Quota (m s.l.m.)		
GB [m]		E: 1718449 N: 4751316										s = valori ricostruiti		
ANNO	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	TOTALE	
1939	122.2	27.0	103.4	45.6	187.4	67.8	0.0	56.2	170.4	151.0	117.2	162.4	1210.6	
1940	87.2	75.6	42.6	33.2	92.4	121.8	35.8	3.6	31.0	394.3	142.6	70.6	1130.7	
1941	208.2	253.6	60.6	70.2	49.4	73.1	1.0	20.6	53.8	137.2	192.7	44.0	1164.4	
1942	89.2	236.1	90.7	120.6	57.2	75.4	38.6	45.0	186.4	83.8	141.2	143.1	1307.3	
1943	191.9	72.1	133.2	6.0	55.2	103.4	33.8	21.0	93.4	251.2	204.1	204.1	1369.4	
1944	s	44.4	134.3	45.1	88.4	17.7	91.3	57.7	65.0	95.9	347.9	198.9	127.2	1313.7
1945	s	128.3	44.9	28.6	116.5	32.1	0.0	8.7	33.6	64.8	21.1	33.2	104.3	616.0
1946	134.4	37.6	131.3	30.8	77.7	49.5	43.6	156.6	6.2	260.9	454.4	87.4	1470.4	
1947	68.6	544.7	167.5	46.0	41.3	79.9	106.8	256.6	251.6	241.5	208.7	251.7	2264.9	
1948	396.2	146.1	0.0	203.4	125.6	60.0	27.7	37.4	76.9	177.8	35.8	83.7	1370.6	
1949	89.9	2.0	108.2	42.8	88.8	137.8	31.2	0.0	73.1	147.6	377.6	96.0	1195.0	
1950	97.9	161.0	33.0	213.0	50.0	36.4	32.8	35.7	161.7	179.8	155.0	373.8	1530.1	
1951	293.4	627.0	216.5	69.3	53.4	21.0	101.6	54.7	202.3	85.0	377.0	151.2	2252.4	
1952	299.1	114.3	15.0	97.7	62.3	16.4	212.2	66.7	322.9	78.1	113.0	263.2	1660.9	
1953	62.1	48.8	5.5	42.5	112.2	122.7	28.2	72.0	77.2	563.3	21.8	119.2	1275.5	
1954	93.7	112.4	132.2	155.1	224.8	97.2	100.0	89.0	5.0	87.0	268.6	76.6	1441.6	
1955	106.6	335.7	214.9	77.0	12.0	35.1	29.0	54.0	173.2	137.9	163.8	213.6	1552.8	
1956	229.4	82.3	92.5	259.5	81.4	74.3	22.5	15.1	105.8	78.7	298.7	53.4	1393.6	
1957	96.4	218.4	171.1	87.8	207.5	26.4	59.0	18.6	45.4	52.7	108.0	205.4	1296.7	
1958	139.0	55.2	43.0	70.8	19.4	55.2	17.0	13.3	22.6	92.2	294.3	243.2	1065.2	
1959	116.2	87.2	210.5	155.6	88.2	40.3	49.8	71.2	135.3	169.8	151.6	399.2	1674.9	
1960	130.2	301.7	315.5	143.0	91.5	109.8	46.7	3.0	210.5	304.5	134.3	307.1	2097.8	
1961	241.7	22.6	38.2	205.6	70.9	61.1	25.5	81.6	157.0	194.4	314.9	245.3	1658.8	
1962	127.8	90.7	177.7	77.6	64.5	35.9	23.0	10.5	124.8	180.5	415.8	141.5	1470.3	
1963	212.7	219.0	80.1	101.0	92.1	77.8	83.3	18.8	94.2	142.0	171.6	164.9	1457.5	
1964	23.8	186.1	234.8	79.6	27.7	117.8	86.7	48.4	70.8	374.1	68.0	356.2	1674.0	
1965	202.0	67.8	158.2	65.4	89.6	59.3	0.0	109.0	412.6	1.2	368.6	161.2	1694.9	
1966	157.1	207.8	33.6	103.4	115.0	92.2	100.2	52.4	114.6	343.2	320.8	171.6	1811.9	
1967	105.6	123.4	150.6	68.7	109.2	100.6	48.0	69.6	164.4	26.4	223.8	182.6	1372.9	
1968	63.3	474.6	67.7	91.4	184.3	88.1	25.4	61.6	61.7	202.4	198.0	266.2	1784.7	
1969	201.2	338.9	165.0	85.9	120.1	72.6	110.3	194.1	151.4	26.0	258.2	186.0	1909.7	
1970	211.8	108.2	130.4	84.4	103.9	51.3	89.4	123.6	0.6	28.4	183.4	196.0	1311.4	
1971	s	148.7	55.8	99.6	58.9	134.5	75.9	1.4	2.2	44.4	83.7	338.5	35.7	1079.4
1972	149.4	200.0	90.8	149.8	134.7	46.8	93.4	144.2	215.2	92.0	123.4	133.0	1572.7	
1973	216.1	115.3	26.3	81.3	6.5	83.2	15.2	54.8	189.6	44.6	116.8	113.5	1063.2	
1974	s	115.9	193.6	146.6	115.7	87.2	6.6	30.0	24.8	90.4	106.0	97.9	16.7	1031.4
1975	s	3.8	89.1	135.6	71.6	53.5	9.5	2.5	87.8	41.9	38.9	116.1	76.3	726.5
1976	s	19.1	109.9	112.1	92.0	97.1	94.7	63.9	75.0	71.7	156.0	127.2	104.9	1123.6
1977	s	151.3	86.1	58.2	72.7	120.7	35.5	65.8	156.0	119.6	76.5	148.1	137.9	1228.4
1978	s	409.2	248.4	119.5	228.3	89.2	75.6	44.0	53.7	57.1	148.5	72.5	191.5	1737.5
1979	s	240.0	201.9	203.9	308.8	0.0	62.4	26.0	81.9	138.4	309.0	222.5	163.8	1958.6
1980	s	180.0	41.9	219.1	76.0	156.4	95.0	26.0	86.6	0.8	229.2	515.0	119.7	1745.9
1981	s	47.9	36.9	57.0	89.2	90.3	91.8	62.2	2.5	129.3	212.9	0.3	315.4	1135.8
1982	s	36.7	49.8	108.2	40.8	76.0	85.7	88.8	82.6	47.1	315.0	291.4	153.1	1375.2
1983	s	4.8	239.8	218.5	48.8	43.9	57.0	9.2	74.6	94.8	114.2	29.3	120.3	1055.2
1984	s	78.5	191.7	76.2	103.6	184.3	50.2	0.0	86.6	344.1	133.1	159.6	78.6	1486.4
1985	s	168.2	40.6	177.4	17.6	103.0	12.0	2.2	13.0	0.8	68.7	177.1	91.4	872.0
1986	s	194.7	229.3	124.6	150.7	14.9	166.5	143.4	1.2	63.7	61.1	74.4	108.7	1333.2
1987	s	207.1	228.3	43.0	9.6	80.7	6.6	19.0	14.2	8.0	315.0	279.0	141.8	1352.4
1988	s	62.9	66.0	82.9	159.5	94.2	149.1	1.4	7.8	20.1	161.7	58.0	28.3	892.0
1989	0.0	87.0	72.0	116.0	119.0	73.5	123.0	66.0	149.0	51.0	107.8	55.4	1019.7	
1990	69.6	18.8	44.4	178.2	66.0	14.4	37.6	73.4	64.8	159.5	179.2	173.5	1079.4	
1991	135.0	141.8	126.3	114.6	128.2	70.2	33.2	15.6	181.8	213.0	319.4	7.2	1486.3	
1992	65.0	9.6	179.8	89.8	74.2	108.6	28.8	16.6	120.4	321.0	114.4	216.2	1344.4	
1993	s	1.0	3.3	74.7	123.1	82.4	8.8	10.9	11.5	94.3	143.1	171.1	84.9	809.0
1994	131.9	61.6	8.6	120.0	123.9	71.6	20.4	13.4	102.8	10.8	3.8	38.2	707.0	
1995	77.8	156.2	96.4	98.7	72.4	29.2	7.2	57.2	113.7	162.8	174.2	160.6	1206.4	
1996	s	137.2	156.7	41.7	120.6	81.0	53.1	33.0	68.4	243.7	143.4	192.8	142.4	1414.2
1997	1.0	0.4	0.5	1.4	64.0	114.8	30.4	52.0	51.0	61.2	334.6	140.0	851.3	
1998	109.0	127.0	115.2	142.2	105.4	37.8	14.4	15.6	1.3	2.6	1.0	2.0	673.5	
1999	86.8	85.2	121.8	185.6	61.0	61.2	39.0	24.0	98.8	217.2	242.2	121.0	1343.8	
2000	15.8	28.6	126.2	142.4	56.0	49.2	55.2	3.0	99.8	257.2	362.2	243.4	1439.0	
2001	163.6	42.4	161.0	136.8	51.6	27.6	24.0	11.4	110.0	54.8	148.0	36.4	967.6	
2002	55.4	127.0	15.0	64.2	104.2	27.8	75.2	171.4	82.8	135.0	214.8	214.2	1287.0	
2003	178.2	27.6	38.6	101.6	48.4	66.4	0.8	42.6	106.2	133.0	278.6	112.8	1134.8	
2004	90.6	170.0	128.2	151.6	196.2	71.4	13.8	10.2	77.8	18.8	57.0	326.4	1312.0	
2005	62.0	49.6	73.0	145.0	47.4	44.6	17.2	72.6	125.2	183.6	288.8	205.0	1314.0	
2006	87.8	91.0	99.4	74.0	50.6	32.0	42.6	104.0	156.0	101.0	29.2	101.8	969.4	
2007	s	87.5	129.6	108.5	6.1	110.0	71.2	0.0	87.5	38.9	44.0	62.6	68.8	814.7
PERIODO 1939-2007	127.0	137.6	106.2	103.3	87.2	65.1	43.1	56.9	110.3	154.2	187.6	151.2	1329.6	
PERIODO 1949-2007	123.6	134.3	110.6	107.9	89.5	63.8	44.5	54.7	111.6	145.3	190.1	155.2	1330.9	
PERIODO 1959-2007	118.0	125.8	112.1	107.1	89.1	64.2	40.6	57.3	110.1	144.3	184.4	150.2	1303.3	
PERIODO 1969-2007	112.9	112.4	103.2	106.6	88.0	60.6	38.5	58.6	98.6	131.6	171.0	127.3	1209.3	
PERIODO 1979-2007	95.7	97.9	101.4	107.5	85.7	62.4	34.0	47.2	98.8	149.4	175.5	130.1	1185.5	
PERIODO 1989-2007	81.9	79.7	85.9	111.2	86.4	54.4	31.9	48.2	106.2	127.0	172.7	129.0	1114.4	
PERIODO 1998-2007	93.7	87.8	98.7	114.9	83.1	48.9	28.2	54.2	89.7	114.7	168.4	143.2	1125.6	

Tab. 1.7 – Stazione pluviometrica di Abbadia S. Salvatore. s = numero di anni ricostruiti

PRECIPITAZIONI														
Stazione n°		315 PIANCASTAGNAIO												
Bacino del Fiume		TEVERE										Quota (m s.l.m.)		
GB [m]	E:	N: 4747316										772		
ANNO	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	TOTALE	s = valori ricostruiti
1939	100.4	34.5	97.8	26.3	166.8	65.4	27.225	61.5	235.7	140.1	134.1	197.9	1287.7	
1940	134.8	81.7	43.8	50.5	148.3	200.9	40.5	7.5	125	316.5	148.6	98.8	1396.9	
1941	171.6	347.2	121.3	94.4	84.8	64.5	29.438	34.7	48.5	87	134	41.3	1258.7	
1942	47	287	36	93.3	40.2	49.8	102.6	82.5	156.7	75.1	96.3	223.6	1290.1	
1943	161.2	40.8	107.5	4	39.5	75	22.7	34	40.8	193.3	170.3	192.2	1081.3	
1944	71.5	105	34.5	51	94.456	70.911	36.818	41.4	99.033	178.73	145.74	153.26	1082.4	
1945	s	103.9	38.3	25.2	98.0	27.8	0.0	8.7	33.8	59.5	19.0	29.5	96.8	540.5
1946	s	166.2	2.5	227.3	45.4	96.7	32.8	53.5	50.7	3.0	226.6	352.9	120.0	1377.7
1947	s	98.1	525.5	224.1	45.4	40.2	31.4	43.7	166.3	204.7	243.4	211.9	240.6	2075.3
1948	s	347.6	145.8	0.0	96.3	115.2	98.9	45.1	34.1	53.7	164.3	18.9	50.3	1170.3
1949	s	109.1	27.0	48.7	37.3	53.6	59.6	5.9	0.0	65.1	228.5	475.3	100.4	1210.5
1950	s	93.5	121.9	38.6	182.3	33.6	88.5	0.3	52.4	115.8	111.7	165.4	345.4	1349.3
1951	s	262.8	418.1	205.1	135.2	166.4	14.8	125.9	28.4	196.4	82.4	328.7	94.6	2058.7
1952	s	121.2	100.2	19.0	41.0	23.6	8.1	100.1	27.9	118.1	110.1	102.9	231.7	1003.8
1953	s	78.4	148.1	3.7	113.7	53.1	183.9	22.7	29.4	161.7	233.4	39.5	150.4	1218.1
1954	s	74.4	124.2	140.3	90.3	121.8	35.3	74.0	83.0	3.8	37.7	139.4	86.8	1011.0
1955		74.2	211.8	120.8	17.6	13.4	11.21	29.4	51.4	98.6	78.2	124.2	167.6	998.4
1956		198.8	147	107.4	186.7	29.6	73	63	12.1	69.6	55	296.2	77.4	1315.8
1957		48.2	145.6	51.4	156.2	117.2	31	58.6	27.2	16.4	73.5	116.4	150.8	992.5
1958		76.3	116.4	97.6	119.6	30.6	58	14.6	13.6	16.3	56.9	215	93.2	908.1
1959		77	74.7	181.5	113.2	113	39.2	34.8	123.6	127.2	136.2	262.6	232.4	1515.4
1960		82.4	164.6	271.7	132.3	42.4	65.6	27.1	2	178.4	240.6	121.8	246.5	1575.4
1961		217	15.7	36.4	145.6	62.9	77.2	79.6	54.2	105.8	187.3	266.7	189.3	1437.7
1962		93.5	94.7	156.2	53.9	46.4	25.3	31.3	13.5	112.2	156.3	370.6	122.9	1276.8
1963		125.3	152.3	86.6	74.7	78.1	90.7	172.8	39.5	123.4	143.8	130.4	149.3	1366.9
1964		13.6	118.5	214.8	58.5	31.2	102.6	106.2	64	68.8	415.3	79.8	333.9	1607.2
1965		167.1	38.8	115.9	59.4	77.8	59.7	4	67.2	312.7	0	314.1	138.1	1354.8
1966		118.6	135.8	22.9	51.8	114.4	68	77.8	50.1	71.6	260.9	220	126.5	1318.4
1967		75.1	80.0	118.3	57.3	102.6	84.6	6.4	47.6	119.0	39.4	246.4	153.8	1130.5
1968		39.7	320.9	45.4	73.2	131.5	100.5	21.1	62.8	32.7	261.4	165.1	188.8	1443.1
1969		128.4	220.3	140.2	68.8	97.3	83.8	101.4	89.6	67.0	3.6	95.3	118.2	1213.9
1970		182.2	84.2	124.3	77.9	104.3	41.2	14.0	68.3	4.8	18.1	138.8	174.6	1032.7
1971	s	120.4	47.6	87.6	49.6	116.4	71.6	1.4	2.2	40.8	75.4	300.8	33.2	946.9
1972	s	128.7	168.6	59.7	102.8	99.4	21.7	69.2	186.8	141.9	55.3	76.0	96.0	1206.1
1973		200.8	100.6	18.2	62.4	10.4	76.4	13.2	64.4	177.8	38.0	101.4	110.8	974.4
1974		109.8	252.6	113.4	160.4	104.4	20.0	24.4	10.6	143.8	112.3	93.0	20.6	1165.3
1975		15.6	111.6	158.8	64.2	124.0	49.2	21.0	57.0	86.3	110.6	182.4	167.2	1147.9
1976		60.7	154.7	186.4	143.6	37.6	139.0	89.0	97.6	201.6	194.4	169.9	193.8	1667.8
1977		187.6	112.4	76.2	29.0	112.6	25.0	32.8	135.4	92.6	81.9	115.4	155.8	1156.7
1978		214.8	146.4	136.2	193.4	104.8	58.2	42.2	75.2	30.4	158.4	77.6	195.0	1432.6
1979		206.6	193.4	145.8	215.0	3.6	55.0	17.6	67.1	119.8	250.2	162.8	149.1	1586.0
1980		163.4	44.8	126.4	59.2	176.0	79.2	31.6	180.8	2.0	170.4	354.8	81.0	1469.6
1981		55.8	36.6	82.2	136.0	85.2	93.2	54.8	19.0	62.8	176.0	0.8	251.0	1053.4
1982	s	29.7	42.5	95.1	34.3	65.8	80.9	88.9	83.3	43.3	283.6	258.9	142.1	1248.2
1983	s	3.9	204.7	192.0	41.0	38.0	53.8	9.2	75.1	87.2	102.7	26.0	111.7	945.4
1984	s	63.6	163.6	66.9	87.1	159.5	47.4	0.0	87.2	316.2	119.8	141.8	73.0	1326.1
1985	s	136.2	34.6	155.8	14.8	89.2	11.3	2.2	13.1	0.8	61.8	157.4	84.9	762.1
1986	s	157.6	195.7	109.5	126.7	12.9	157.1	143.5	1.2	58.5	55.0	66.1	100.9	1184.8
1987	s	167.7	194.8	37.8	8.1	69.9	6.2	19.1	14.3	7.3	283.6	247.9	131.6	1188.3
1988	s	50.9	56.3	72.8	134.1	81.6	140.7	1.4	7.9	18.5	145.6	51.6	26.3	787.6
1989	s	3.4	53.5	48.5	122.5	64.1	83.4	207.4	149.0	149.0	49.1	133.7	21.3	1084.8
1990	s	37.7	10.4	38.0	103.7	43.4	37.2	41.2	83.3	36.7	167.5	118.4	124.2	841.8
1991		3.8	53.4	34.4	43.3	85.8	54.2	15.4	19.8	195.1	265.7	275.6	5.2	1051.7
1992		65.4	13.0	177.0	87.7	98.4	73.3	74.2	26.1	96.8	270.5	110.8	194.6	1287.8
1993	s	0.8	2.8	65.6	103.5	71.4	8.3	10.9	11.6	86.7	128.8	152.0	78.8	721.2
1994		37.2	31.9	0.0	65.5	69.0	143.0	11.7	47.0	139.8	142.6	153.0	60.8	901.5
1995	s	40.1	90.7	74.4	83.8	49.9	36.3	7.8	58.3	129.0	16.8	23.6	123.6	734.4
1996	s	111.1	133.7	36.7	101.4	70.2	50.1	33.1	68.9	224.0	129.0	171.3	132.2	1261.8
1997		104.2	49.6	21.4	124.6	67.0	73.8	6.4	61.4	79.8	65.2	302.6	101.6	1057.6
1998		91.2	114.2	87.0	138.6	98.4	48.2	18.2	17.8	144.0	105.0	53.8	142.0	1058.4
1999	s	68.5	64.8	76.6	119.5	30.2	41.4	21.9	41.3	110.7	174.0	212.4	87.1	1048.3
2000	s	26.4	25.6	117.5	82.0	14.4	61.2	74.8	48.4	116.8	231.8	345.1	301.2	1445.2
2001	s	149.4	48.0	108.4	88.2	42.6	12.8	13.8	1.8	74.2	102.6	131.4	182.8	956.0
2002	s	45.4	113.6	17.4	67.2	96.0	43.8	62.4	206.4	72.4	119.8	184.0	143.3	1171.7
2003	s	135.4	9.9	18.2	66.5	16.8	51.8	2.0	72.9	68.7	77.8	219.7	78.8	818.3
2004	s	41.9	130.1	81.4	72.7	126.2	34.9	27.2	45.5	43.6	199.8	93.2	333.8	1230.1
2005	s	54.5	40.5	62.1	113.7	54.1	22.6	20.5	99.3	156.8	174.9	292.7	181.7	1273.5
2006	s	73.6	76.3	93.4	88.0	23.9	15.7	87.5	74.4	193.3	67.8	31.2	117.5	942.6
2007	s	70.8	110.6	95.3	5.1	95.2	67.2	0.0	88.2	35.7	39.6	55.6	63.9	727.3
PERIODO 1939-2007		102.8	117.4	93.3	86.8	75.5	61.4	43.2	57.3	101.4	138.8	166.7	140.4	1185.0
PERIODO 1949-2007		96.5	110.1	93.6	91.3	73.8	60.1	43.5	57.8	101.2	134.5	170.5	140.2	1172.9
PERIODO 1959-2007		92.9	100.7	95.7	87.9	75.7	60.9	42.3	62.9	104.3	140.1	164.4	138.2	1166.0
PERIODO 1969-2007		90.9	95.9	88.2	89.4	74.6	58.2	38.8	65.6	98.9	128.8	150.7	125.4	1105.4
PERIODO 1979-2007		75.7	80.7	80.6	87.4	68.9	58.1	38.1	61.0	98.9	144.0	156.1	125.0	1074.7
PERIODO 1989-2007		61.1	61.7	66.0	88.3	64.0	50.5	38.8	64.3	113.3	133.1	161.1	130.2	1032.3
PERIODO 1998-2007		75.7	73.4	75.7	84.1	59.8	40.0	32.8	69.6	101.6	129.3	161.9	163.2	1067.1

Tab. 1.8 – Stazione pluviometrica di Piancastagnaio. s = numero di anni ricostruiti

PRECIPITAZIONI														
Stazione n° 316 S. FIORA														
Bacino del Fiume FIORA Quota (m s.l.m.) 687														
GB [m] E: 1711449 N: 4745316 s = valori ricostruiti														
ANNO	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	TOTALE	
1939	s	129.3	51.0	79.5	48.2	253.2	49.6	0.3	85.6	211.5	121.3	107.4	192.5	1329.2
1940	s	134.0	75.4	38.5	87.1	189.2	110.9	31.1	0.8	76.2	361.0	197.3	28.9	1330.4
1941	s	236.1	530.4	99.8	154.2	147.1	44.9	11.8	6.9	44.6	98.8	120.3	47.5	1542.3
1942	s	66.5	216.6	49.3	118.0	135.1	133.9	129.5	96.4	255.2	100.8	88.8	274.9	1664.9
1943	s	215.8	129.1	151.9	17.5	58.6	25.7	52.2	58.5	111.3	113.7	144.9	220.7	1299.8
1944	s	43.4	136.4	45.6	102.4	18.8	84.1	59.4	68.0	107.0	337.6	188.4	128.4	1319.5
1945	s	125.5	45.6	29.0	134.9	34.1	0.0	8.9	35.1	72.2	20.5	31.5	105.3	642.6
1946		140.2	140.1	125.7	101.2	189.5	27	53	52	12	242	586.6	203.9	1873.2
1947		159.2	349	125	34	34	104	30.8	101	317	181.2	40	59.5	1534.7
1948		128.4	130.5	0	218.5	214.5	35.4	76	30	113	286.6	14.6	96.5	1344.0
1949		61.5	33	45.4	13.4	29.4	48	87	17	47.7	160.2	300.8	59	902.4
1950		241.2	256.9	52	336	93.1	69.9	79.6	200.2	191	219.7	332.6	395.4	2467.6
1951		340.8	584.4	404.1	182.2	234.1	27.9	59.7	5.9	366.4	30.5	322.7	65.3	2624.0
1952		148.2	143.6	10.6	170.1	68.2	14	129.7	39.4	313.5	120.5	199.4	393.6	1750.8
1953		90.5	167	15.4	93.1	37.8	121.6	28.5	28.7	96.9	408.7	91.1	153.8	1333.1
1954		69.8	202.4	151.7	198.6	196.3	75.9	77.2	96	2.2	79.4	194.8	87.5	1431.8
1955		94.2	311.4	130	21.4	10.2	24.8	18.6	27.6	180.8	74.6	193.7	287.6	1374.9
1956		228.5	63	158.5	278.9	67.1	92.2	26.6	12.1	82.5	73.5	338.4	52	1473.3
1957		105.8	206.4	87.4	158.1	105.4	29.8	84.1	10.9	22.5	98.7	146.1	167.2	1222.4
1958		76.6	132.2	171	159.3	36.8	57.2	50.4	19.7	27.4	102.5	226.6	235.8	1295.5
1959		115.1	94.6	203	157	194.2	60.8	27.2	85.1	146.9	160.6	224.3	383.7	1852.5
1960		149.1	218.9	307	140.9	24.4	55.6	45.1	3	174.5	196	140.6	282.2	1737.3
1961		246.3	19.5	36.4	236.6	36.5	65.8	10.9	39.7	183.2	181.6	273.2	190.9	1520.6
1962		109.9	70.5	219.6	76.5	63	61.9	7	25.8	170.9	190.8	389.6	140.8	1526.3
1963		202.3	212.5	95.4	133	113.5	85.4	166	38.5	132	140	188.6	140.4	1647.6
1964		26.8	171.0	269.8	93.2	46.8	100.0	90.3	53.6	53.0	401.3	65.8	394.1	1765.7
1965		187.2	49.7	118.1	62.6	88.8	48.7	1.2	85.6	375.8	0.0	226.3	146.3	1390.3
1966		142.0	151.2	46.6	66.4	43.8	108.6	92.6	65.8	63.0	329.6	298.0	128.1	1535.7
1967		91.6	105.4	156.6	65.5	90.6	75.4	13.8	133.4	140.8	41.9	171.6	133.0	1219.6
1968		52.6	422.6	62.6	90.1	99.4	83.4	50.0	107.8	28.6	210.4	181.0	148.8	1537.3
1969		201.0	271.5	145.6	48.8	94.2	69.0	57.8	67.8	77.1	47.8	197.0	115.4	1393.0
1970		95.5	67.4	128.9	92.2	75.7	44.8	39.0	91.4	0.0	36.6	122.8	88.8	883.1
1971		199.6	64.9	83.4	106.6	108.0	34.6	2.0	103.6	33.0	63.4	286.2	43.0	1128.3
1972		163.7	205.6	93.4	140.8	95.6	44.4	53.8	189.2	169.6	67.4	111.0	129.6	1464.1
1973		157.2	68.8	6.8	111.7	10.0	67.4	23.6	22.0	147.8	53.6	73.2	80.0	822.1
1974		122.0	147.1	132.6	163.0	80.3	11.4	15.8	19.2	148.6	167.1	124.7	9.4	1141.2
1975		45.9	94.7	194.3	75.4	99.4	44.8	1.6	81.4	52.4	81.6	218.0	155.0	1144.5
1976		27.8	115.4	137.0	172.6	57.0	106.2	87.0	81.4	210.8	201.6	215.4	241.0	1653.2
1977		260.6	144.8	90.4	33.6	125.4	17.8	34.0	129.2	77.2	92.4	142.6	170.2	1318.2
1978		241.2	176.5	126.8	227.7	94.8	88.9	45.8	53.7	36.8	207.1	82.1	201.2	1582.6
1979		312.6	203.4	181.0	297.2	4.2	95.4	21.2	46.4	155.0	245.0	185.6	187.4	1934.4
1980		117.4	63.0	155.6	68.0	127.6	71.4	8.6	150.0	2.6	115.8	336.4	102.2	1318.6
1981		24.2	89.0	101.0	89.8	136.0	98.2	53.0	4.2	73.2	152.0	2.6	255.0	1078.2
1982		23.8	17.2	115.0	54.4	70.6	32.2	58.4	125.0	62.2	215.0	249.0	200.0	1222.8
1983		8.6	134.0	237.0	43.2	23.0	38.0	2.2	99.0	64.4	86.0	63.0	185.0	983.4
1984		130.0	243.0	74.8	135.0	196.0	117.0	0.0	63.7	338.0	203.0	166.0	99.8	1766.3
1985		185.0	52.0	204.0	25.8	187.0	22.2	0.0	25.8	77.0	72.0	159.0	129.0	1138.8
1986		155.0	222.0	131.0	179.0	51.0	137.0	163.0	9.0	102.0	76.4	145.0	122.0	1492.4
1987		265.0	172.0	40.6	47.2	94.0	53.8	30.8	37.8	25.6	246.0	453.0	187.0	1652.8
1988		120.0	95.8	111.0	163.0	121.0	96.0	15.0	16.0	21.0	159.0	37.8	35.4	991.0
1989		4.4	88.0	76.6	159.0	61.0	74.0	150.0	137.0	188.0	61.2	187.0	60.2	1246.4
1990		56.4	17.6	69.6	156.0	39.8	27.4	26.6	72.4	103.0	239.0	179.0	223.0	1209.8
1991		35.8	166.0	93.0	109.0	140.0	92.0	30.8	27.6	223.0	251.0	301.0	11.0	1480.2
1992		44.0	11.6	174.0	92.4	135.0	148.0	53.0	16.0	142.0	359.0	117.0	235.0	1527.0
1993	s	0.9	3.4	75.5	142.5	87.6	8.1	11.2	12.1	105.1	138.8	162.1	85.7	833.1
1994		122.5	58.9	9.8	126.8	101.7	39.9	10.8	10.9	147.5	141.8	163.0	57.9	991.5
1995	s	48.4	107.9	85.7	115.4	61.3	35.4	8.1	60.5	156.5	18.1	25.2	134.4	856.9
1996		226.7	146.4	42.5	143.4	138.7	38.5	34.2	72.2	171.1	117.5	172.7	147.7	1451.6
1997		177.2	58.2	18.6	143.8	49.2	105.2	12.4	65.6	94.4	78.2	302.2	130.8	1235.8
1998		111.6	186.2	63.0	130.8	82.2	35.4	5.6	21.8	156.4	143.4	50.2	131.0	1117.6
1999		91.2	114.2	87.0	138.6	98.4	48.2	18.2	17.8	144.0	105.0	53.8	40.4	956.8
2000		4.2	0.0	0.0	97.2	19.2	48.2	37.8	10.0	121.0	218.6	335.6	228.2	1120.0
2001		148.0	35.0	129.6	129.6	65.4	27.0	140.0	6.6	75.8	39.8	0.0	0.0	796.8
2002		149.4	48.0	108.4	88.2	42.6	12.8	13.8	1.8	74.2	102.6	131.4	26.8	800.0
2003		45.4	113.6	17.4	67.2	96.0	43.8	62.4	206.4	72.4	119.8	184.0	182.8	1211.2
2004	s	50.6	154.9	93.7	100.1	154.8	34.0	28.0	47.2	52.9	215.4	178.2	150.0	1259.8
2005	s	65.9	48.3	71.5	156.6	66.4	22.1	21.1	103.1	190.3	188.5	312.1	197.6	1443.3
2006	s	89.0	90.9	107.5	121.2	29.3	15.3	90.0	77.2	234.6	73.1	33.2	127.8	1089.0
2007	s	85.6	131.8	109.7	7.0	116.9	65.6	0.0	91.5	43.3	42.7	59.3	69.5	822.8
PERIODO 1939-2007		124.2	139.8	107.4	119.5	92.6	59.9	44.4	59.5	123.0	149.7	178.9	149.6	1348.5
PERIODO 1949-2007		121.9	133.0	113.0	122.6	86.7	59.6	44.3	60.5	121.5	143.4	183.4	151.9	1341.8
PERIODO 1959-2007		117.1	117.2	111.0	114.7	86.5	60.3	40.2	63.5	119.2	144.8	173.0	144.2	1291.7
PERIODO 1969-2007		113.2	108.4	100.6	115.4	88.1	56.7	37.6	63.4	112.0	134.4	162.0	127.6	1219.5
PERIODO 1979-2007		100.0	99.0	96.0	114.7	89.5	58.0	38.1	56.4	117.8	145.6	163.6	129.1	1207.9
PERIODO 1989-2007		82.0	83.2	75.4	117.1	83.4	48.5	39.7	55.7	131.3	139.7	155.1	117.9	1128.9
PERIODO 1998-2007		84.1	92.3	78.8	103.6	77.1	35.2	41.7	58.3	116.5	124.9	133.8	115.4	1061.7

Tab. 1.9 – Stazione pluviometrica di S. Fiora. s = numero di anni ricostruiti

I dati così ricavati per le varie stazioni di misura hanno consentito di costruire il grafico di Fig. 1.3 che mostra le variazioni medie mensili durante l'Anno Idrologico 1939/2007; da tale grafico è possibile riconoscere un regime caratterizzato da massimi nei mesi che vanno da Ottobre a Novembre e minimi nei mesi estivi con altezze d'acqua che variano da circa 30 mm a 216 mm.

STAZIONE	QUOTA	GB (m)_E	GB (m)_N	G	F	M	A	M	G	L	A	S	O	N	D	P (mm/anno)
CASTEL DEL PIANO	639	1706868	4751876	80	83	70	75	62	53	31	46	80	102	124	102	908
ABBADIA S. SALVATORE	829	1718449	4751316	127	138	106	103	87	65	43	57	110	154	188	151	1330
PIANCASTAGNAIO	772	1719949	4747316	103	117	93	87	75	61	43	57	101	139	167	140	1185
S.FIORA	687	1711449	4745316	124	140	107	120	93	60	44	59	123	150	179	150	1349
VIVO D'ORCIA	800	1715579	4756816	97	98	85	87	69	56	34	43	90	116	139	122	1036
CASELLO DEL GUARDIANO	1380	1712699	4751966	103	93	79	82	79	72	42	49	98	191	216	139	1244

Tab. 1.10 – Valori di precipitazioni medie mensili ed annue (espresse in mm/anno) riferite all'A.I. medio 1939 - 2007 relative ad ogni singola stazione pluviometrica.

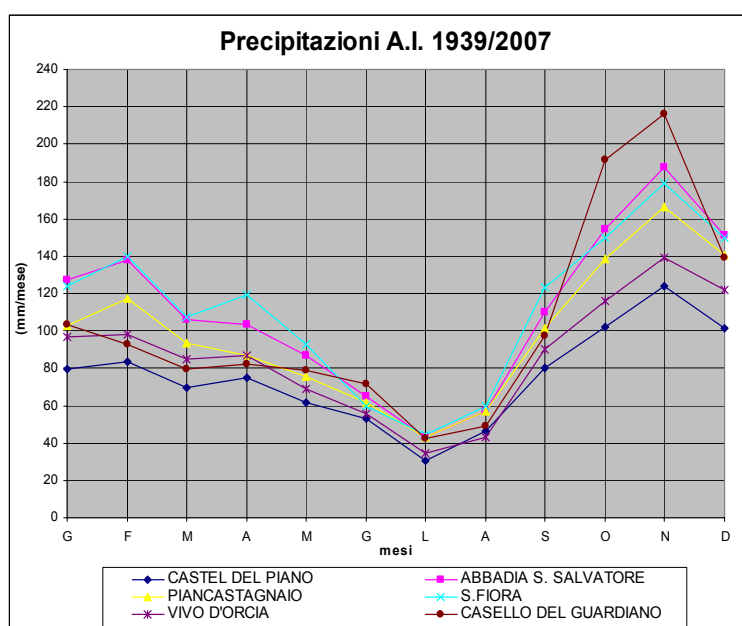


Fig. 1.3 – Precipitazioni medie mensili relative ad ogni singola stazione climatica.

Per la valutazione delle precipitazioni medie sull'intero acquifero nei vari anni, si è adottato il noto metodo dei topoi (THIESSEN, 1911) che consiste nel disegnare una serie di poligoni ciascuno dei quali incentrato (cioè con al suo interno) su una sola stazione pluviometrica. La metodologia prevede che, nell'area racchiusa in ciascun poligono, la piovosità media possa essere ritenuta uguale a quella registrata nella stazione pluviometrica incentrante. Così il calcolo della pioggia media ragguagliata al bacino risulterà assai facilitato in quanto essa sarà data dalla somma dei prodotti delle piovosità di una stazione per l'area, interna al bacino, del topoi relativo; il tutto diviso per l'area totale (vale a dire una media ponderata, rispetto all'area del topoi, delle precipitazioni della stazioni incentranti).

Essendo il topoi per ogni stazione una costante di data area (dato che non varia con l'intensità di precipitazione e con la lunghezza del periodo di osservazione, ma solo con la

densità della rete pluviometrica), tale metodologia rende enormemente più speditiva la determinazione degli afflussi specie quando si debba, come nel caso del bilancio seguente, eseguire determinazioni relative a diversi intervalli temporali.

PRECIPITAZIONI															
ACQUIFERO AMIATA															
ANNO	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	TOTALE		
1939	111,3	35,3	76,6	39,0	205,6	57,3	2,6	68,5	180,0	132,4	113,2	170,1	1191,8		
1940	110,1	61,2	34,5	57,9	143,1	125,8	31,3	2,3	59,7	375,3	181,9	42,6	1225,6		
1941	196,3	361,1	78,7	104,7	104,6	54,6	11,5	13,6	41,0	110,2	141,0	42,6	1259,9		
1942	62,1	190,4	49,9	98,3	93,5	117,8	96,8	74,4	198,5	96,7	103,7	216,2	1398,3		
1943	178,8	84,7	123,7	10,6	49,9	52,2	41,9	41,6	87,0	154,3	163,0	193,9	1181,6		
1944	43,2	111,8	39,8	76,6	23,1	88,5	53,5	69,4	92,8	337,0	190,7	119,6	1236,0		
1945	112,2	35,2	24,0	106,9	29,7	0,0	8,2	32,0	60,5	20,7	32,8	99,0	561,3		
1946	148,9	36,3	166,7	51,1	108,0	35,5	47,8	69,9	5,5	252,7	433,3	123,0	1478,8		
1947	100,7	433,6	170,3	41,3	38,0	56,8	57,9	156,4	224,4	246,4	186,0	194,1	1906,0		
1948	300,6	125,3	0,0	138,2	136,2	81,1	46,2	31,3	69,8	200,9	23,1	63,1	1215,8		
1949	90,7	19,8	55,7	32,4	55,5	75,5	28,1	4,0	63,4	213,1	439,4	85,9	1163,4		
1950	119,2	141,8	36,9	209,9	48,7	74,6	24,3	72,1	134,6	154,5	202,2	342,8	1561,8		
1951	259,5	439,9	225,3	111,1	147,9	17,9	94,6	27,2	215,6	69,5	317,5	88,9	2014,9		
1952	159,2	98,9	14,9	77,0	40,9	10,9	122,1	36,1	193,8	110,5	127,9	255,8	1247,9		
1953	82,7	113,1	7,9	96,6	58,4	158,7	23,1	35,6	101,0	347,0	44,2	148,0	1216,3		
1954	77,1	130,2	132,8	119,6	162,0	57,1	81,2	95,9	6,3	49,3	205,8	86,5	1203,9		
1955	92,0	276,3	144,3	41,6	7,1	31,4	21,9	38,0	174,8	119,9	169,7	212,1	1329,0		
1956	182,4	64,6	107,2	231,9	67,6	94,8	33,5	12,8	74,4	85,4	340,0	56,1	1350,7		
1957	92,4	187,6	78,1	121,7	133,4	29,3	48,9	15,0	33,1	86,6	156,4	188,6	1171,3		
1958	93,7	74,3	120,9	117,2	36,0	54,6	25,8	15,1	17,6	132,2	245,2	218,7	1151,4		
1959	101,3	64,4	177,4	135,1	128,0	74,4	33,4	81,0	157,9	181,2	219,9	365,3	1719,3		
1960	133,8	197,4	252,7	122,2	43,0	96,7	35,0	4,5	185,8	265,3	149,5	286,9	1772,8		
1961	208,9	14,2	30,5	193,6	51,2	78,8	26,0	48,0	138,0	236,2	335,1	183,7	1544,2		
1962	105,2	68,1	170,2	61,8	52,7	46,2	19,6	36,9	126,8	204,7	371,2	112,8	1376,2		
1963	163,0	168,8	76,6	104,3	92,0	95,6	106,7	43,8	106,6	159,0	188,5	165,2	1470,2		
1964	16,4	131,0	213,4	82,0	46,9	108,9	76,8	52,7	60,6	481,5	79,2	377,9	1727,2		
1965	163,8	42,3	125,2	68,2	86,2	72,8	8,4	117,6	345,0	5,6	334,9	122,3	1492,3		
1966	127,0	166,6	48,1	59,4	99,8	79,5	98,6	48,1	69,8	341,9	400,8	125,5	1665,2		
1967	79,5	119,6	116,0	57,3	75,2	103,0	48,5	65,9	119,1	31,8	194,9	128,4	1159,1		
1968	45,6	307,3	42,3	80,3	125,8	109,5	38,7	74,2	49,2	161,9	195,4	177,5	1407,7		
1969	180,0	229,0	115,2	55,9	82,6	67,7	107,7	113,5	131,8	34,4	168,2	131,9	1411,7		
1970	154,9	71,4	106,2	73,5	90,2	53,3	52,0	76,2	2,3	27,1	116,1	130,9	954,0		
1971	137,1	47,5	79,6	61,1	116,9	67,5	1,4	21,6	37,0	78,4	314,9	33,1	996,1		
1972	136,7	163,9	67,9	119,3	104,8	32,5	67,5	158,8	154,7	69,4	96,8	105,1	1276,3		
1973	142,9	72,8	17,3	67,1	22,3	70,6	13,9	35,7	144,9	45,2	58,7	95,5	786,8		
1974	100,5	154,0	121,2	115,9	80,3	9,3	25,6	19,8	100,1	117,3	100,3	14,1	958,2		
1975	13,1	78,7	136,2	65,3	66,9	21,4	5,4	76,0	44,7	55,8	143,4	97,5	804,3		
1976	23,2	96,1	106,4	101,0	75,2	97,0	67,7	70,7	102,4	188,3	144,6	129,0	1181,6		
1977	155,4	85,1	57,1	51,3	109,4	30,4	51,9	134,8	94,4	79,0	139,4	135,5	1123,7		
1978	307,5	180,5	104,7	199,7	82,2	74,1	40,2	50,0	45,5	162,9	72,9	175,8	1496,0		
1979	219,1	166,4	164,2	261,7	1,1	66,9	23,1	65,0	126,4	291,0	205,6	153,5	1744,1		
1980	142,0	39,5	167,2	63,7	139,4	86,7	21,5	97,7	1,2	206,9	454,4	101,4	1521,6		
1981	38,1	40,3	60,1	84,7	92,2	93,0	54,7	5,2	100,0	200,0	0,9	273,6	1042,7		
1982	30,1	34,0	95,2	39,0	68,1	74,4	75,4	81,9	46,9	296,9	278,9	147,7	1268,5		
1983	5,1	173,2	192,6	42,1	36,7	52,7	7,9	74,5	79,6	108,8	35,2	124,0	932,3		
1984	77,9	167,8	65,1	97,9	168,2	63,3	0,0	75,3	311,0	147,9	156,5	76,6	1407,4		
1985	147,4	35,2	155,7	17,0	109,7	13,9	1,7	14,6	15,5	69,6	169,3	90,5	840,1		
1986	160,5	187,8	107,7	138,2	23,3	158,2	136,8	2,7	65,1	63,6	86,3	100,6	1230,7		
1987	186,4	169,4	34,6	15,9	73,8	16,2	20,1	18,3	11,2	298,9	304,8	137,4	1287,1		
1988	65,5	59,5	76,1	139,8	93,2	137,8	4,6	8,9	18,3	159,1	53,3	27,0	843,0		
1989	2,6	63,3	55,9	124,9	72,8	81,5	160,3	115,9	149,1	55,1	143,7	34,8	1059,7		
1990	45,7	12,5	41,8	128,6	47,1	30,5	34,4	71,7	55,5	191,9	149,5	150,6	959,8		
1991	41,6	108,2	93,7	81,6	129,3	62,5	15,5	17,6	174,0	224,3	262,4	7,7	1218,4		
1992	39,5	7,2	143,0	78,0	92,1	98,0	45,7	24,7	118,9	294,7	104,4	195,2	1241,5		
1993	0,9	2,7	64,0	112,1	75,8	8,9	10,2	10,8	88,6	142,1	164,3	76,9	757,3		
1994	98,6	55,5	5,1	98,0	89,8	82,2	25,7	12,0	126,5	100,0	99,6	32,8	825,7		
1995	48,7	95,5	74,5	89,4	57,0	37,2	7,5	53,6	124,7	48,8	57,2	127,9	822,0		
1996	136,2	124,0	35,7	110,3	84,6	49,1	32,3	65,0	205,3	137,7	185,1	131,2	1296,4		
1997	106,3	30,2	11,3	85,7	57,2	90,6	17,2	52,5	65,4	63,3	305,2	123,1	1008,0		
1998	87,6	118,3	73,2	110,3	93,7	32,7	8,9	12,8	94,8	105,7	42,7	87,5	868,1		
1999	75,6	72,3	82,7	133,3	49,9	49,1	24,0	29,1	108,1	183,5	197,2	80,3	1085,0		
2000	18,6	18,0	83,8	94,7	24,0	57,2	59,5	25,5	108,2	252,7	358,0	259,8	1360,1		
2001	138,5	40,5	106,2	98,6	78,0	21,4	38,5	13,8	64,5	64,1	116,1	36,8	817,1		
2002	86,6	85,0	62,9	76,0	75,6	43,9	43,3	79,7	81,7	110,9	178,6	131,8	1056,0		
2003	122,4	32,6	20,8	71,8	38,6	54,8	13,3	86,2	74,1	103,1	235,4	102,3	955,4		
2004	52,5	128,4	86,7	92,3	144,6	43,4	22,9	34,5	50,6	178,3	106,3	280,0	1220,5		
2005	56,4	39,3	60,9	124,8	54,2	27,8	18,7	86,0	149,2	191,6	309,1	180,7	1298,7		
2006	77,1	73,5	89,4	88,4	30,2	19,5	73,3	74,9	184,2	80,6	32,6	110,3	934,2		
2007	74,8	106,1	92,7	5,5	101,1	69,6	0,0	81,3	36,2	43,9	60,3	62,8	734,2		
														Variaz. Vs 1939-2007	
PERIODO 1939-2007	108,6	112,6	90,7	93,7	80,0	63,6	40,9	52,8	102,7	153,9	181,1	137,5	1217,8		
PERIODO 1949-2007	103,8	106,6	93,1	97,2	77,8	63,0	41,1	52,4	102,8	147,3	185,2	139,4	1209,8	-8,1	-0,7%
PERIODO 1959-2007	99,5	96,8	93,2	93,4	78,2	63,5	39,2	55,9	103,1	149,4	177,1	133,4	1183,0	-34,9	-2,9%
PERIODO 1969-2007	95,7	88,9	85,0	92,7	77,7	57,6	36,7	55,1	94,7	134,7	159,2	115,2	1093,1	-124,7	-10,2%
PERIODO 1979-2007	82,2	78,8	82,9	93,2	75,9	59,4	34,4	48,0	97,8	152,2	167,3	118,8	1090,9	-127,0	-10,4%
PERIODO 1989-2007	69,0	63,9	67,6	95,0	73,4	50,5	34,3	49,9	108,4	135,4	163,6	116,5	1027,3	-190,6	-15,6%
PERIODO 1998-2007	79,0	71,4	75,9	89,6	69,0	42,0	30,2	52,4	95,2	131,4	163,6	133,3	1032,9	-184,9	-15,2%

Tab. 1.11a – Calcolo delle di precipitazione (in mm) sull’acquifero vulcanico del M. Amiata e loro variazioni nei vai A.I., attraverso il metodo dei topoieti (THIESSEN, 1911)

I risultati finali,visibili in tab. 1.11a e tab. 1.11b, mostrano tra l'altro una progressiva diminuzione degli afflussi meteorici medi degli ultimi 10-20 anni rispetto alla media dell'intero periodo esaminato (- 185/-190 mm pari a circa il -15%).

Precipitazioni totali annue espresse in mm							
STAZIONI CLIMATICHE	Casteldel piano	Vivo d'Orcia	Casello del Guardiano	Abbadia S. Salvatore	Piancastagnaio	S. Fiora	Acquifero M. Amiata
TOPOIETO (km ²)	11.4	4.5	24.7	17.1	7.2	15.6	80.5
1939	899.0	1146.2	1207.6	1210.6	1287.7	1329.2	1191.8
1940	911.2	996.8	1362.0	1130.7	1396.9	1330.4	1225.6
1941	993.1	1241.6	1274.4	1164.4	1258.7	1542.3	1259.9
1942	1131.8	1195.0	1484.6	1307.3	1290.1	1664.9	1398.3
1943	866.8	1034.4	1178.4	1369.4	1081.3	1299.8	1181.6
1944	902.0	1268.3	1322.7	1313.7	1082.4	1319.5	1236.0
1945	420.4	618.0	533.0	616.0	540.5	642.6	561.3
1946	1045.6	1112.5	1531.7	1470.4	1377.7	1873.2	1478.8
1947	1554.8	1623.6	2056.1	2264.9	2075.3	1534.7	1906.0
1948	909.9	1024.1	1217.1	1370.6	1170.3	1344.0	1215.8
1949	918.6	1017.9	1432.2	1195.0	1210.5	902.4	1163.4
1950	1038.8	1087.1	1401.5	1530.1	1349.3	2467.6	1561.8
1951	1561.6	1553.0	1746.4	2252.4	2058.7	2624.0	2014.9
1952	753.6	717.6	1040.2	1660.9	1003.8	1750.8	1247.9
1953	947.7	1044.8	1256.3	1275.5	1218.1	1333.1	1216.3
1954	776.6	861.7	1211.1	1441.6	1011.0	1431.8	1203.9
1955	990.8	1089.8	1441.1	1552.8	998.4	1374.9	1329.0
1956	1019.9	1313.5	1413.1	1393.6	1315.8	1473.3	1350.7
1957	927.1	1015.6	1245.4	1296.7	992.5	1222.4	1171.3
1958	935.8	1025.9	1313.3	1065.2	908.1	1295.5	1151.4
1959	1401.0	1511.8	1910.1	1674.9	1515.4	1852.5	1719.3
1960	1344.1	1753.3	1829.3	2097.8	1575.4	1737.3	1772.8
1961	1173.4	1426.6	1703.4	1658.8	1437.7	1520.6	1544.2
1962	1020.8	1090.6	1461.3	1470.3	1276.8	1526.3	1376.2
1963	1162.0	1231.2	1583.0	1457.5	1366.9	1647.6	1470.2
1964	1363.8	1619.0	1962.1	1674.0	1607.2	1765.7	1727.2
1965	1194.6	1535.2	1586.2	1694.9	1354.8	1390.3	1492.3
1966	1280.4	1805.1	1898.5	1811.9	1318.4	1535.7	1665.2
1967	856.2	1164.5	1120.2	1372.9	1130.5	1219.6	1159.1
1968	941.4	1408.9	1269.6	1784.7	1443.1	1537.3	1407.7
1969	1038.8	1378.1	1334.3	1909.7	1213.9	1393.0	1417.7
1970	693.9	679.4	898.3	1311.4	1032.7	883.1	954.0
1971	731.4	651.6	1054.3	1079.4	946.9	1128.3	996.1
1972	932.6	1043.6	1174.1	1572.7	1206.1	1464.1	1276.3
1973	524.2	587.9	675.8	1063.2	974.4	822.1	786.8
1974	691.2	694.7	902.9	1031.4	1165.3	1141.2	958.2
1975	500.8	999.8	647.7	726.5	1147.9	1144.5	804.3
1976	782.4	632.8	1066.4	1123.6	1667.8	1653.2	1181.6
1977	855.2	654.4	1128.1	1228.4	1156.7	1318.2	1123.7
1978	1168.2	1083.4	1519.0	1737.5	1432.6	1582.6	1496.0
1979	1330.0	1224.2	1807.4	1958.6	1586.0	1934.4	1744.1
1980	1189.2	1135.0	1733.5	1745.9	1469.6	1318.6	1521.6
1981	787.4	922.6	1092.6	1135.8	1053.4	1078.2	1042.7
1982	947.6	1104.6	1407.2	1375.2	1248.2	1222.8	1268.5
1983	717.2	916.6	913.4	1055.2	945.4	983.4	932.3
1984	1029.6	1238.6	1354.9	1486.4	1326.1	1766.3	1407.4
1985	579.2	666.2	804.1	872.0	762.1	1138.8	840.1
1986	911.2	1079.8	1182.7	1333.2	1184.8	1492.4	1230.7
1987	886.2	749.6	1322.5	1352.4	1188.3	1652.8	1287.1
1988	625.2	724.0	853.9	892.0	787.6	991.0	843.0
1989	844.8	824.6	1104.2	1019.7	1084.8	1246.4	1059.7
1990	649.8	830.6	920.2	1079.4	841.8	1209.8	959.8
1991	813.2	987.8	1145.2	1486.3	1051.7	1480.2	1218.4
1992	850.0	1036.6	1194.4	1344.4	1287.8	1527.0	1241.5
1993	557.6	638.2	798.0	809.0	721.2	833.1	757.3
1994	644.8	740.6	880.0	707.0	901.5	991.5	825.7
1995	569.8	650.2	707.2	1206.4	734.4	856.9	822.0
1996	971.6	1090.0	1314.4	1414.2	1261.8	1451.6	1296.4
1997	753.8	1086.2	1061.1	851.3	1057.6	1235.8	1008.0
1998	654.8	953.6	872.8	673.5	1058.4	1117.6	868.1
1999	806.0	991.6	1143.2	1343.8	1048.3	956.8	1085.0
2000	1092.6	1099.7	1603.4	1439.0	1445.2	1120.0	1360.1
2001	615.8	517.6	832.8	967.6	956.0	796.8	817.1
2002	841.2	963.8	1140.1	1287.0	1171.7	800.0	1056.0
2003	634.0	719.6	900.8	1134.8	818.3	1211.2	955.4
2004	931.0	1075.7	1289.6	1312.0	1230.1	1259.8	1220.5
2005	976.8	1110.5	1387.0	1314.0	1273.5	1443.3	1298.7
2006	723.6	826.9	926.2	969.4	942.6	1089.0	934.2
2007	561.8	636.1	722.0	814.7	727.3	822.8	734.2

PERIODO 1939-2007	Casteldel piano	Vivo d'Orcia	Casello del Guardiano	Abbadia S. Salvatore	Piancastagnaio	S. Fiora	Acquifero M. Amiata
N (-)	69	69	69	69	69	69	69
MA (mm;°C)	908.1	1035.9	1243.6	1329.6	1185.0	1348.5	1217.8
MAX (mm;°C)	1561.6	1805.1	2056.1	2264.9	2075.3	2624.0	2014.9
MIN (mm;°C)	420.4	517.6	533.0	616.0	540.5	642.6	561.3
SQM (mm;°C)	245.5	293.9	339.0	353.2	278.8	358.1	295.3
CV (-)	0.270	0.284	0.273	0.266	0.235	0.266	0.242
SQMMR (%)	3.3	3.4	3.3	3.2	2.8	3.2	2.9

Tab. 1.11b – Calcolo delle precipitazione (in mm) nelle Stazioni pluviometriche utilizzate e sull'acquifero vulcanico del M. Amiata attraverso il metodo dei topoieti (THIESSEN, 1911)

Dall'esame del grafico di Fig. 1.4, relativo all'analisi del trend delle piogge annuali sull'acquifero del M. Amiata, si nota una tendenza negativa dell'andamento temporale delle precipitazioni pari a circa 6 mm/anno.

Ciò significa, in termini previsionali, che estrapolando tale tendenza negativa al prossimo ventennio, dobbiamo ragionevolmente aspettarci una diminuzione del valore medio di pioggia.

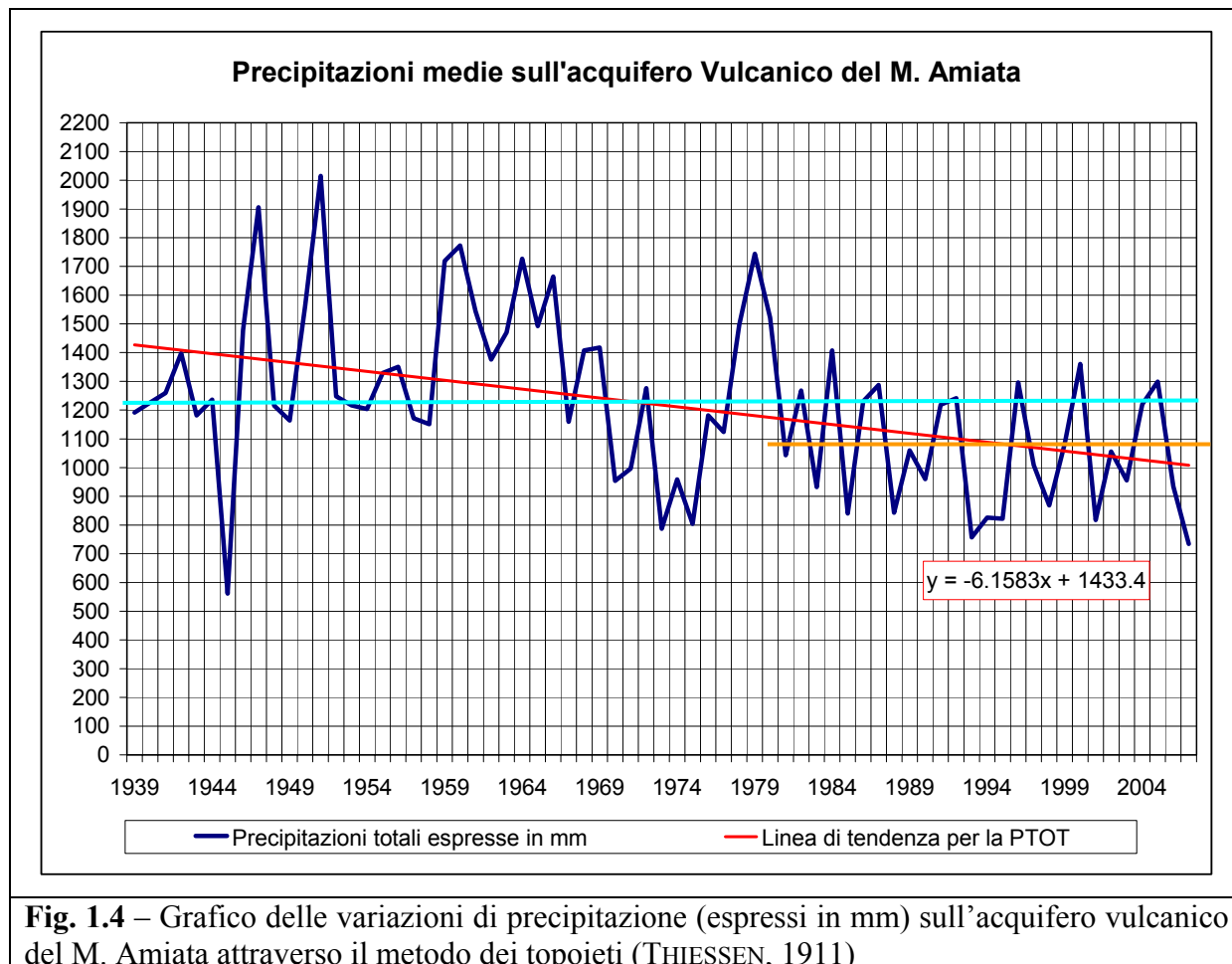


Fig. 1.4 – Grafico delle variazioni di precipitazione (espressi in mm) sull'acquifero vulcanico del M. Amiata attraverso il metodo dei topoi (THIESSEN, 1911)

1.1.1.2. Temperature

Sul territorio toscano (e di conseguenza anche nella zona amiatina), le stazioni termometriche sono molto meno numerose di quelle pluviometriche.

Questo fatto non crea però solitamente eccessivi problemi nell'interpolazione dei dati in quanto se la pioggia è un parametro dalla distribuzione discontinua e non lineare, con caratteristiche aleatorie che quindi richiede una rete di rilevamento più fitta, la temperatura ha una variabilità spaziale più regolare influenzata dalle caratteristiche geografiche e altimetriche; inoltre, il regime termometrico risulta molto più regolare di quello pluviometrico. Pertanto, nella maggior parte dei casi, è possibile ricostruire la legge di dipendenza della temperatura dall'altitudine anche con stazioni poste al di fuori del territorio in studio.

La valutazione delle temperature medie mensili ed annue, relative alla zona considerata, si è basata sui dati registrati in 4 stazioni termometriche del Servizio Idrografico di Stato e pubblicate sugli Annali Idrologici Parte I (MINISTERO LL.PP.), per un totale di 276 anni osservati. Le lacune di registrazione, incontrate per vari periodi di non funzionamento di alcuni strumenti, sono state colmate con il suddetto procedimento delle “*medie analoghe di Hann*” (TONINI, 1983); tali lacune riguardano complessivamente 107 anni, pari al 38,8 % del totale.

COD-UNI	STAZIONE	QUOTA	GB (m)_E	GB (m)_N	BACINO	PERIODO	N°	s	%
194	CASTEL DEL PIANO	639	1706868	4751876	OMBRONE	1939-2007	69	9	13
308	ABBADIA S. SALVATORE	829	1718449	4751316	TEVERE	1939-2007	69	33	47,8
315	PIANCASTAGNAIO	772	1719949	4747316	TEVERE	1939-2007	69	34	49,3
316	S.FIORA	687	1711449	4745316	FIORA	1939-2007	69	31	44,9

Tab. 1.12 – Stazioni termometriche considerate. COD-UNI = numero di codice assegnato alla stazione; STAZIONE PLUVIOMETRICA = denominazione della stazione negli Annali del Servizio Idrografico, Parte I; QUOTA = elevazione, in metri, rispetto al livello medio del mare; GB = coordinate planimetriche relative alla proiezione cilindrica inversa di Gauss-Boaga; BACINO = bacino idrografico di appartenenza; PERIODO = arco temporale osservato; N° = numero di anni osservati; s = numero di anni ricostruiti; % = rapporto percentuale tra s ed N°.

Sulla base di questi dati è stata effettuata la ricostruzione dei valori medi di temperatura in corrispondenza delle stazioni pluviometriche mancanti di termometro, attraverso l'adozione di un modello termometrico basato sulla variazione lineare della temperatura (T) in funzione della quota (H) del tipo:

$$T = a - (b \cdot H)$$

dove il parametro **a** (ordinata all'origine) rappresenta la temperatura media dell'aria nella pianura antistante il rilievo, e quindi indipendente dal rilievo stesso, ed il parametro **b** (coefficiente angolare) esprime il decremento unitario di temperatura in °C/m, ossia è il *gradiente termometrico*.

Applicando questa metodologia di calcolo ai valori di temperatura e quota delle stazioni di Tab 1.12, sono state ottenute 69 equazioni di regressione (una per ogni anno del periodo considerato) con le quali è stato possibile stimare i valori di temperatura media annua per le stazioni mancanti di termometro (Vivo d'Orcia e Casello del Guardiano). I valori termometrici di ogni singola stazione sono visibili nelle tabelle da 1.13 a 1.18, mentre la legge di dipendenza della temperatura dalla quota che caratterizza il territorio in esame per l'A.I. studiato (1939 – 2007), è visibile in Fig. 1.5.

TEMPERATURE														
Stazione n°		194 CASTELDELPANO												
Bacino del Fiume		OMBRONE										Quota (m s.l.m.)		
GB [m]	E:	N: 4751876										639		
		s = valori ricostruiti												
ANNO	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	MEDIA	
1939	5.7	5.3	3.3	11.7	11.5	17.7	21.1	20.5	17.9	13.2	9.3	5.4	11.9	
1940	2.6	5.9	7.1	9.8	13.9	16.9	19.8	19.7	17.9	13.3	8.9	0.7	11.4	
1941	4.6	5.9	7.9	9.7	12.1	18.7	21.2	20.2	15.7	12.1	8.0	3.5	11.6	
1942	0.5	2.6	8.6	11.1	14.8	18.9	20.7	20.6	19.9	15.8	7.7	8.3	12.5	
1943	4.2	6.6	8.2	11.5	15.3	19.4	21.4	23.7	20.8	14.1	7.9	7.5	13.4	
1944	4.2	2.4	5.2	11.2	15.1	17.8	21.1	22.6	18.3	12.2	8.4	4.3	11.9	
1945	0.9	6.3	8.8	13.0	17.6	21.6	24.0	21.6	18.8	12.6	7.8	5.4	13.2	
1946	3.2	6.1	7.7	12.6	14.5	18.6	21.9	21.5	20.0	12.5	8.4	3.6	12.6	
1947	1.8	4.9	9.5	11.9	16.6	20.6	22.7	22.9	19.2	13.6	10.7	4.5	13.2	
1948	6.9	5.1	10.1	11.2	15.1	17.8	18.9	21.5	17.9	15.5	9.9	5.7	13.0	
1949	7.2	6.7	5.4	13.8	14.4	18.6	22.1	22.2	21.1	14.8	8.7	6.7	13.5	
1950	4.5	7.3	8.6	9.8	16.3	20.3	25.3	23.4	18.6	14.6	9.1	5.1	13.6	
1951	5.9	6.5	6.8	10.3	13.9	19.4	20.7	22.1	19.6	12.0	10.3	6.8	12.9	
1952	4.0	4.3	7.9	13.0	15.0	22.1	24.1	23.6	17.6	13.8	7.5	5.7	13.2	
1953	2.5	3.9	7.4	12.0	16.1	16.5	22.0	21.3	19.6	15.0	9.3	8.1	12.8	
1954	2.5	3.2	8.7	9.6	13.1	19.8	20.0	19.9	19.5	13.4	8.6	7.6	12.2	
1955	7.5	6.3	6.6	10.5	15.4	19.1	22.2	20.5	17.4	12.8	8.1	8.3	12.9	
1956	6.1	-1.2	5.4	9.1	15.2	16.9	21.3	23.0	20.4	13.3	7.1	5.2	11.8	
1957	3.8	7.5	8.3	10.2	13.0	19.2	21.6	21.8	18.7	15.5	9.7	5.8	12.9	
1958	5.9	7.5	5.1	8.5	16.4	18.1	21.5	23.2	19.2	14.6	10.2	7.3	13.1	
1959	4.6	7.5	9.3	10.2	14.4	18.8	21.2	20.3	17.4	12.7	8.9	6.9	12.7	
1960	5.3	6.5	8.5	10.4	15.4	19.6	20.2	21.5	16.1	13.7	10.1	5.9	12.8	
1961	4.1	7.0	8.9	13.3	14.6	18.5	20.6	21.4	19.7	14.0	9.7	5.9	13.1	
1962	6.2	4.4	5.0	11.4	14.1	18.3	21.9	23.9	19.3	14.5	7.9	3.7	12.6	
1963	1.9	2.9	6.6	11.0	15.0	19.0	22.0	21.1	18.6	15.1	11.9	6.2	12.6	
1964	5.1	5.9	8.0	11.3	16.4	19.9	21.6	21.6	18.5	12.3	10.1	6.0	13.1	
1965	5.8	2.0	7.7	9.4	14.1	18.1	21.2	20.1	16.1	14.0	10.2	7.1	12.2	
1966	3.0	8.1	6.6	11.8	14.5	19.4	19.2	20.2	19.0	15.0	6.9	4.6	12.4	
1967	3.9	5.4	8.9	9.4	14.5	16.7	21.9	21.6	17.3	15.6	11.0	4.6	12.6	
1968	2.5	6.3	7.1	12.0	14.7	17.2	20.8	18.7	16.8	13.5	9.4	5.2	12.0	
1969	4.1	4.0	6.6	9.7	16.1	16.2	19.8	19.2	17.2	14.6	10.5	2.9	11.7	
1970	6.4	4.7	5.9	9.8	12.4	18.7	20.3	21.1	19.0	13.5	10.2	5.6	12.3	
1971	4.8	5.2	3.8	11.4	14.9	15.4	21.1	22.9	16.4	12.7	7.6	5.8	11.8	
1972	5.1	6.9	9.3	9.7	13.2	17.2	20.0	19.0	14.9	11.0	10.1	6.6	11.9	
1973	5.0	4.5	5.3	7.8	15.8	18.9	21.2	22.4	18.7	13.8	8.8	4.6	12.2	
1974	8.6	9.3	10.0	11.4	15.3	19.7	21.9	23.4	20.0	12.5	11.0	7.5	14.2	
1975	6.5	4.6	6.5	9.9	14.3	17.0	21.1	20.4	19.1	12.9	7.7	6.4	12.2	
1976	4.8	6.1	6.0	9.3	14.5	18.4	20.8	18.0	15.2	13.7	7.9	5.8	11.7	
1977	5.9	7.3	9.1	9.7	14.0	17.0	20.8	18.8	15.6	14.7	8.8	5.9	12.3	
1978	4.6	5.1	8.2	8.1	12.6	17.7	19.3	20.2	17.0	13.1	8.5	6.9	11.8	
1979	3.3	5.2	7.9	8.2	14.5	19.1	20.8	20.0	16.7	17.6	7.1	7.1	12.3	
1980	3.2	5.8	6.9	7.6	11.1	16.5	19.1	21.5	17.9	12.9	8.6	2.9	11.2	
1981	1.6	3.4	8.6	11.2	13.3	18.6	19.2	20.7	18.1	14.0	6.4	5.2	11.7	
1982	6.0	4.0	5.4	9.3	14.4	19.8	22.7	20.5	19.6	12.8	9.7	5.8	12.5	
1983	5.4	2.2	7.0	10.6	14.6	17.8	23.5	20.2	17.5	13.0	8.2	4.8	12.1	
1984	4.3	2.3	5.3	8.7	12.0	16.6	20.7	19.2	15.5	12.9	10.5	6.2	11.2	
1985	1.1	5.0	6.0	10.1	14.2	18.5	23.0	21.3	19.8	13.6	7.9	7.4	12.3	
1986	4.3	2.2	7.1	9.8	16.5	16.5	20.1	21.5	17.0	14.2	8.8	4.9	11.9	
1987	3.7	4.7	3.5	10.2	12.1	17.4	22.1	21.6	21.3	14.6	8.9	7.3	12.3	
1988	7.0	4.9	6.5	10.5	15.0	16.9	22.1	21.7	16.8	15.6	6.7	6.0	12.5	
1989	5.4	6.7	10.3	9.9	13.6	16.9	20.3	20.8	16.1	11.5	7.8	6.8	12.2	
1990	5.8	8.5	8.6	9.0	14.5	18.1	21.6	20.3	17.0	15.4	8.5	1.6	12.4	
1991	4.7	1.0	9.5	8.0	10.4	17.6	22.6	22.8	19.0	12.0	7.4	3.1	11.5	
1992	4.7	5.1	7.6	10.3	15.3	16.4	20.6	23.1	18.2	13.2	9.9	5.5	12.5	
1993	4.7	4.0	5.6	10.0	15.5	19.5	20.6	23.6	17.8	13.9	7.3	6.5	12.4	
1994	5.2	4.9	9.9	8.9	15.5	18.4	22.6	24.3	18.3	13.0	10.6	6.3	13.2	
1995	2.3	7.0	6.1	10.2	14.1	16.8	23.3	20.4	14.9	14.5	8.3	6.5	12.0	
1996	6.4	1.3	6.1	10.2	14.1	18.8	20.9	20.6	14.5	12.2	9.4	5.3	11.7	
1997	6.3	6.7	8.9	8.5	15.4	19.0	21.2	21.5	18.9	14.2	9.0	5.8	12.9	
1998	5.3	6.7	7.3	11.0	15.0	20.3	23.7	24.2	17.8	12.9	6.5	4.1	12.9	
1999	s	4.7	3.4	7.0	10.3	16.4	19.8	21.9	22.8	18.3	14.3	7.0	3.8	12.5
2000	s	4.1	5.6	7.8	11.8	16.2	19.9	20.4	23.9	17.8	14.2	9.7	7.2	13.2
2001	s	5.9	4.8	10.1	9.3	15.5	18.4	21.6	23.0	15.0	15.0	7.6	2.9	12.4
2002	s	2.2	5.9	8.6	10.2	14.8	20.5	20.9	19.8	15.5	12.9	10.8	6.5	12.4
2003	s	3.6	1.4	7.2	9.8	16.5	22.0	23.5	24.9	16.9	12.2	9.1	4.5	12.6
2004	s	3.0	4.5	6.0	10.0	12.3	18.5	21.0	21.2	17.8	15.0	8.2	6.0	12.0
2005	s	2.4	1.6	6.3	9.7	15.6	19.5	22.0	19.5	16.7	12.5	7.3	3.5	11.4
2006	s	2.5	3.9	6.6	11.4	14.9	18.4	23.4	19.6	17.9	14.4	8.3	5.8	12.2
2007	s	5.3	6.0	7.7	12.5	15.2	19.2	22.1	20.8	16.2	13.3	7.5	4.1	12.5
PERIODO 1939-2007	4.4	5.0	7.3	10.4	14.6	18.5	21.4	21.4	17.9	13.7	8.8	5.5	12.4	
PERIODO 1949-2007	4.6	5.0	7.3	10.2	14.5	18.4	21.4	21.4	17.8	13.7	8.8	5.7	12.4	
PERIODO 1959-2007	4.5	4.9	7.3	10.1	14.5	18.3	21.3	21.2	17.5	13.7	8.8	5.5	12.3	
PERIODO 1969-2007	4.6	4.8	7.2	9.9	14.4	18.3	21.4	21.3	17.4	13.6	8.6	5.4	12.2	
PERIODO 1979-2007	4.3	4.4	7.3	9.9	14.4	18.5	21.6	21.6	17.4	13.7	8.4	5.3	12.2	
PERIODO 1989-2007	4.4	4.7	7.7	10.1	14.8	18.8	21.8	22.0	17.1	13.5	8.4	5.0	12.4	
PERIODO 1998-2007	3.9	4.4	7.4	10.6	15.2	19.7	22.0	22.0	17.0	13.7	8.2	4.8	12.4	

Tab. 1.13 – Stazione termometrica di Castel del Piano. s = numero di anni ricostruiti

Stazione n° 195 VIVO D'ORCIA														
Bacino del Fiume		OMBRONE										Quota (m s.l.m.) 800		
GB [m]	E:	1715579		N:		4756816						s = valori ricostruiti		
ANNO		GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	TOTALE
1939	s													10.1
1940	s													9.8
1941	s													10.0
1942	s													10.7
1943	s													11.4
1944	s													10.3
1945	s													11.4
1946	s													10.8
1947	s													11.4
1948	s													11.0
1949	s													11.5
1950	s													11.6
1951	s													11.0
1952	s													11.4
1953	s													11.0
1954	s													10.4
1955	s													10.9
1956	s													10.2
1957	s													11.0
1958	s													11.2
1959	s													10.8
1960	s													10.9
1961	s													11.2
1962	s													10.8
1963	s													10.9
1964	s													11.2
1965	s													10.4
1966	s													10.6
1967	s													10.8
1968	s													10.3
1969	s													10.1
1970	s													10.5
1971	s													10.1
1972	s													10.1
1973	s													10.5
1974	s													12.0
1975	s													10.4
1976	s													10.0
1977	s													10.4
1978	s													10.0
1979	s													10.5
1980	s													9.6
1981	s													10.1
1982	s													10.7
1983	s													10.4
1984	s													9.6
1985	s													10.6
1986	s													10.2
1987	s													10.5
1988	s													10.6
1989	s													10.3
1990	s													10.6
1991	s													9.9
1992	s													10.7
1993	s													10.6
1994	s													11.2
1995	s													10.3
1996	s													10.0
1997	s													10.8
1998	s													11.1
1999	s													12.1
2000	s													12.7
2001	s													11.8
2002	s													11.8
2003	s													11.9
2004	s													11.2
2005	s													10.2
2006	s													10.9
2007	s													11.2
PERIODO 1939-2007														10.7
PERIODO 1949-2007														10.7
PERIODO 1959-2007														10.7
PERIODO 1969-2007														10.7
PERIODO 1979-2007														10.8
PERIODO 1989-2007														11.0
PERIODO 1998-2007														11.5

Tab. 1.14 – Stazione termometrica di Vivo d’Orcia. s = numero di anni ricostruiti

TEMPERATURE														
Stazione n°		196		CASELLO DEL GUARDIANO										
Bacino del Fiume		OMBRONE		Quota (m s.l.m.)										
GB [m]	E:	1712699		N:		4751966		s = valori ricostruiti						1380
ANNO		GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	TOTALE
1939	s													5.4
1940	s													5.6
1941	s													5.4
1942	s													6.1
1943	s													6.1
1944	s													5.9
1945	s													6.5
1946	s													6.1
1947	s													6.5
1948	s													5.7
1949	s													6.0
1950	s													6.4
1951	s													6.0
1952	s													5.9
1953	s													6.1
1954	s													5.9
1955	s													5.6
1956	s													5.7
1957	s													6.6
1958	s													6.4
1959	s													5.8
1960	s													5.8
1961	s													6.0
1962	s													6.0
1963	s													6.2
1964	s													6.1
1965	s													5.7
1966	s													5.7
1967	s													6.0
1968	s													4.5
1969	s													5.6
1970	s													5.5
1971	s													5.9
1972	s													5.4
1973	s													6.3
1974	s													5.7
1975	s													5.4
1976	s													5.1
1977	s													5.1
1978	s													5.0
1979	s													5.5
1980	s													5.2
1981	s													5.3
1982	s													5.8
1983	s													5.7
1984	s													5.3
1985	s													5.9
1986	s													5.8
1987	s													5.7
1988	s													5.6
1989	s													5.6
1990	s													6.2
1991	s													6.2
1992	s													6.1
1993	s													5.5
1994	s													6.5
1995	s													5.9
1996	s													5.5
1997	s													2.9
1998	s													4.3
1999	s													5.7
2000	s													5.5
2001	s													7.8
2002	s													7.2
2003	s													7.6
2004	s													6.6
2005	s													4.1
2006	s													3.3
2007	s													2.8
PERIODO 1939-2007														5.7
PERIODO 1949-2007														5.7
PERIODO 1959-2007														5.6
PERIODO 1969-2007														5.5
PERIODO 1979-2007														5.6
PERIODO 1989-2007														5.5
PERIODO 1998-2007														5.5

Tab. 1.15 – Stazione termometrica di Casello del guardiano. s = numero di anni ricostruiti

TEMPERATURE															
Stazione n°		308												ABBADIA S. SALVATORE	
Bacino del Fiume		TEVERE												Quota (m s.l.m.)	
GB [m]		E: 1718449 N: 4751316												s = valori ricostruiti	
ANNO		GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	MEDIA	
1939	s	3.0	3.3	2.4	9.4	9.8	15.5	18.9	18.3	15.7	10.7	7.0	3.4	9.8	
1940	s	1.4	3.7	5.2	7.9	11.9	14.8	17.7	17.6	15.7	10.8	6.7	0.4	9.5	
1941	s	2.4	3.7	5.8	7.8	10.3	16.4	18.9	18.1	13.8	9.9	6.0	2.2	9.6	
1942	s	0.3	1.6	6.3	8.9	12.6	16.6	18.5	18.4	17.4	12.9	5.8	5.2	10.4	
1943	s	2.2	4.1	6.1	9.3	13.1	17.0	19.1	21.2	18.2	11.5	6.0	4.7	11.0	
1944	s	2.2	1.5	3.8	9.0	12.9	15.6	18.9	20.2	16.0	9.9	6.4	2.7	9.9	
1945	s	0.5	3.9	6.5	10.5	15.0	19.0	21.5	19.3	16.5	10.3	5.9	3.4	11.0	
1946	s	1.7	3.8	5.7	10.1	12.4	16.3	19.6	19.2	17.5	10.2	6.4	2.3	10.4	
1947	s	0.9	3.0	7.0	9.6	14.2	18.1	20.3	20.5	16.8	11.1	8.1	2.8	11.0	
1948	s	3.6	3.2	7.5	9.0	12.9	15.6	16.9	19.2	15.7	12.6	7.5	3.6	10.6	
1949	s	3.8	4.1	4.0	11.1	12.3	16.3	19.8	19.9	18.5	12.0	6.6	4.2	11.0	
1950	s	2.4	4.5	6.3	7.9	13.9	17.8	22.6	20.9	16.3	11.9	6.9	3.2	11.2	
1951		3.4	4.0	5.7	7.9	11.6	17.7	18.7	19.6	17.5	9.4	7.2	4.1	10.6	
1952	s	1.8	2.6	5.1	8.3	12.5	15.8	17.4	18.5	15.6	11.1	6.7	3.4	9.9	
1953		0.1	1.2	4.6	8.7	13.3	14.0	18.6	19.5	16.5	12.8	6.4	5.2	10.1	
1954		0.0	0.0	5.6	7.1	10.6	16.7	17.1	17.4	16.4	11.1	6.6	4.5	9.4	
1955		1.4	4.3	4.3	7.6	13.0	16.0	18.6	17.6	14.5	9.6	5.2	5.6	9.8	
1956		3.4	-4.6	2.9	6.8	12.6	13.1	17.6	19.2	16.1	10.2	4.0	2.3	8.6	
1957		2.1	5.3	8.7	10.8	13.9	18.4	20.5	19.2	15.7	12.0	6.1	1.3	11.2	
1958		1.1	3.4	2.8	6.7	15.6	16.1	19.4	21.7	17.1	12.2	8.1	5.2	10.8	
1959		2.6	3.8	7.4	8.1	12.2	16.2	20.3	18.1	15.0	10.0	6.7	5.0	10.5	
1960		2.8	4.7	5.8	8.3	12.8	17.0	17.6	19.0	14.0	11.6	8.0	4.0	10.5	
1961		3.3	5.2	6.7	11.3	11.6	15.8	17.7	18.9	18.1	11.6	7.2	4.0	11.0	
1962		4.1	1.6	2.7	9.3	12.2	15.6	18.8	20.6	16.5	11.7	6.0	1.5	10.1	
1963		0.8	0.2	4.4	8.7	12.7	15.3	19.6	18.1	16.2	11.5	9.3	3.8	10.1	
1964		1.4	3.2	5.7	8.7	13.3	17.1	18.6	18.3	15.5	10.2	7.8	4.1	10.3	
1965		3.0	0.6	5.7	7.1	11.7	16.3	18.3	17.8	14.0	11.7	8.6	4.8	10.0	
1966		0.8	6.0	4.2	9.0	11.3	16.8	16.4	17.2	15.8	12.7	4.2	2.1	9.7	
1967		0.9	3.4	6.6	7.1	11.7	14.4	19.4	18.7	14.9	11.9	8.1	2.4	10.0	
1968		0.1	3.8	4.6	9.1	12.2	14.9	18.5	15.6	14.3	10.4	6.0	1.6	9.3	
1969		1.6	1.4	3.7	7.0	13.3	13.5	16.9	16.8	14.4	10.7	5.7	0.3	8.8	
1970		3.8	1.9	2.7	6.3	9.2	15.6	18.1	18.1	16.2	10.2	7.1	2.6	9.3	
1971		1.8	2.5	5.0	8.2	12.8	14.9	19.4	21.4	14.4	10.1	5.6	4.3	10.0	
1972		2.8	4.5	7.3	7.9	11.3	15.7	18.2	17.4	12.4	9.0	7.6	3.9	9.8	
1973		2.5	2.1	3.7	5.6	14.4	17.4	19.2	20.0	16.6	11.7	6.4	2.2	10.2	
1974	s	4.4	3.4	6.0	6.7	11.6	15.2	18.1	18.7	17.8	10.3	7.5	2.9	10.2	
1975	s	3.8	2.1	4.4	7.9	12.0	14.5	17.2	16.9	15.9	9.6	5.8	4.1	9.5	
1976	s	2.7	3.4	4.2	7.3	12.6	15.6	15.9	15.0	12.4	10.4	5.7	3.3	9.0	
1977	s	3.6	4.3	6.8	8.2	12.1	14.2	15.9	15.5	12.5	11.0	6.4	3.3	9.5	
1978	s	2.6	2.5	5.5	6.3	10.4	14.7	15.2	16.2	14.0	9.2	4.9	3.7	8.8	
1979	s	1.7	2.7	5.6	6.3	12.2	16.6	16.4	16.7	13.8	10.4	5.4	4.2	9.3	
1980	s	1.5	3.2	4.8	5.8	9.0	13.9	15.1	18.2	14.9	9.8	6.5	1.7	8.7	
1981	s	0.8	4.4	6.3	8.3	11.0	14.2	13.7	17.0	14.8	8.2	7.3	1.2	8.9	
1982	s	3.1	2.0	3.6	7.5	12.0	16.6	18.1	18.6	15.7	9.8	9.9	3.2	10.0	
1983	s	2.3	0.6	4.5	7.1	12.1	16.4	18.5	16.6	15.0	10.0	5.6	2.3	9.3	
1984	s	1.6	1.2	3.3	6.6	10.6	14.8	16.6	16.4	13.6	10.0	7.8	2.9	8.8	
1985	s	0.3	2.5	3.8	7.4	12.0	16.0	17.8	18.0	17.3	10.5	5.4	3.5	9.5	
1986	s	1.6	0.9	4.4	6.7	14.6	15.2	15.7	17.8	14.8	11.1	6.2	2.0	9.3	
1987	s	1.3	1.9	2.0	7.2	10.6	15.4	17.2	18.0	17.7	11.3	6.4	3.2	9.4	
1988	s	2.6	2.1	4.2	7.2	13.1	14.7	17.3	17.9	14.6	12.2	5.0	2.6	9.5	
1989		9.9	11.1	12.8	13.1	12.1	14.1	18.9	21.2	16.6	14.1	10.9	8.9	13.6	
1990		3.8	6.9	7.7	7.7	13.7	17.3	20.8	20.0	15.9	10.8	6.7	3.2	11.2	
1991		2.4	3.0	5.1	7.8	9.3	16.6	21.4	21.6	17.4	10.2	6.4	2.2	10.3	
1992		3.4	3.9	6.0	7.8	12.1	14.9	19.3	21.8	16.7	11.3	8.3	3.8	10.8	
1993	s	2.1	2.6	4.6	7.1	11.7	15.2	16.6	17.4	14.8	10.2	6.4	2.7	9.3	
1994		3.6	2.9	8.1	7.4	13.8	16.6	21.6	22.9	16.6	11.3	9.2	4.5	11.5	
1995		1.7	5.5	4.7	8.0	12.4	15.1	21.3	18.4	15.5	10.8	6.8	3.4	10.3	
1996	s	2.0	2.7	4.7	7.1	11.8	15.2	16.6	17.5	14.7	10.2	6.4	2.7	9.3	
1997	s	2.5	3.2	5.2	7.5	13.6	16.9	18.9	19.3	17.2	11.7	7.0	4.1	10.6	
1998		3.2	5.1	4.9	8.6	12.8	17.7	20.7	21.2	14.8	10.7	4.4	2.3	10.5	
1999		4.9	1.9	6.3	9.2	15.4	18.5	20.0	21.6	17.4	13.1	6.9	4.3	11.6	
2000		2.6	4.8	6.5	10.3	15.7	18.7	19.3	22.9	16.9	12.6	8.7	6.7	12.1	
2001		4.4	4.2	8.9	8.1	15.4	17.6	20.8	22.8	14.6	15.0	7.5	1.8	11.8	
2002		2.7	6.1	8.4	9.2	13.8	20.1	19.8	18.9	14.7	12.2	9.6	5.1	11.7	
2003		3.0	-0.4	6.5	8.4	16.4	21.7	22.7	24.3	15.7	10.5	8.5	4.4	11.8	
2004		2.4	4.2	4.8	8.3	10.9	17.4	20.6	20.5	16.4	13.8	7.7	5.4	11.0	
2005	s	1.7	1.2	5.1	8.3	14.4	18.2	20.5	18.4	15.6	11.1	6.5	2.7	10.3	
2006	s	1.8	3.0	5.3	9.7	13.8	17.1	21.8	18.4	16.7	12.7	7.3	4.5	11.0	
2007	s	3.8	4.6	6.3	10.7	14.0	17.9	20.6	19.6	15.1	11.8	6.6	3.2	11.2	
PERIODO 1939-2007		2.4	3.1	5.4	8.2	12.6	16.2	18.7	19.0	15.7	11.1	6.8	3.4	10.2	
PERIODO 1949-2007		2.5	3.1	5.4	8.1	12.6	16.2	18.6	18.9	15.6	11.1	6.9	3.5	10.2	
PERIODO 1959-2007		2.6	3.2	5.5	8.0	12.5	16.2	18.5	18.8	15.4	11.1	7.0	3.4	10.2	
PERIODO 1969-2007		2.8	3.2	5.5	7.8	12.6	16.2	18.5	19.0	15.4	11.0	6.9	3.4	10.2	
PERIODO 1979-2007		2.7	3.4	5.7	8.1	12.8	16.6	18.9	19.4	15.7	11.3	7.1	3.5	10.4	
PERIODO 1989-2007		3.3	4.0	6.4	8.6	13.3	17.2	20.1	20.5	16.0	11.8	7.5	4.0	11.1	
PERIODO 1998-2007		3.0	3.5	6.3	9.1	14.3	18.5	20.7	20.9	15.8	12.4	7.4	4.0	11.3	

Tab. 1.16 – Stazione termometrica di Abbadia S. Salvatore. s = numero di anni ricostruiti

TEMPERATURE														
Stazione n°		315 PIANCASTAGNAIO												
Bacino del Fiume		TEVERE												
GB [m]		Quota (m s.l.m.)												
E: 1719949		N: 4747316												
		s = valori ricostruiti												
ANNO		GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	MEDIA
1939	s	3.7	3.9	2.8	10.5	10.9	16.7	20.5	19.6	16.6	11.5	7.7	4.1	10.7
1940	s	1.7	4.4	6.0	8.8	13.2	16.0	19.2	18.9	16.6	11.6	7.4	0.5	10.4
1941	s	3.0	4.4	6.7	8.7	11.5	17.7	20.6	19.3	14.5	10.5	6.6	2.7	10.5
1942	s	0.3	1.9	7.3	10.0	14.0	17.8	20.1	19.7	18.4	13.8	6.4	6.3	11.3
1943	s	2.8	4.9	7.0	10.3	14.5	18.3	20.8	22.7	19.3	12.3	6.5	5.7	12.1
1944	s	2.8	1.8	4.4	10.1	14.3	16.8	20.5	21.6	17.0	10.6	7.0	3.3	10.8
1945	s	0.6	4.7	7.5	11.7	16.7	20.4	23.3	20.7	17.4	11.0	6.5	4.1	12.0
1946	s	2.1	4.5	6.5	11.3	13.7	17.6	21.3	20.6	18.5	10.9	7.0	2.7	11.4
1947	s	1.2	3.6	8.1	10.7	15.7	19.5	22.1	21.9	17.8	11.9	8.9	3.4	12.1
1948	s	4.5	3.8	8.6	10.1	14.3	16.8	18.4	20.6	16.6	13.5	8.2	4.3	11.6
1949	s	4.7	5.0	4.6	12.4	13.7	17.6	21.5	21.3	19.5	12.9	7.2	5.1	12.1
1950	s	3.0	5.4	7.3	8.8	15.5	19.2	24.6	22.4	17.2	12.7	7.5	3.9	12.3
1951	s	3.9	4.8	5.8	9.3	13.2	18.3	20.1	21.2	18.2	10.5	8.5	5.2	11.6
1952	s	2.6	3.2	6.7	11.7	14.2	20.9	23.4	22.6	16.3	12.0	6.2	4.3	12.0
1953	s	1.6	2.9	6.3	10.8	15.3	15.6	21.4	20.4	18.2	13.1	7.7	6.2	11.6
1954	s	1.6	2.4	7.4	8.6	12.4	18.7	19.4	19.1	18.1	11.7	7.1	5.8	11.0
1955	s	4.9	4.7	5.6	9.4	14.6	18.0	21.6	19.6	16.1	11.2	6.7	6.3	11.6
1956		3.1	-3.3	4.3	7.6	14.5	16.0	20.7	21.9	19.2	11.4	4.8	5.1	10.4
1957		1.0	5.8	7.5	9.4	12.0	18.3	20.9	20.1	17.1	13.8	8.6	4.3	11.6
1958		3.4	6.4	4.4	7.3	16.3	17.2	21.5	22.8	19.1	13.3	8.5	5.7	12.2
1959		3.2	6.3	8.8	9.0	14.0	18.5	22.1	19.7	16.9	11.9	7.9	5.5	12.0
1960		3.5	5.2	6.6	10.0	14.4	18.1	20.2	21.0	15.3	12.7	8.8	4.4	11.7
1961		3.0	7.1	8.4	13.1	13.3	18.6	20.3	22.1	19.8	13.0	8.4	4.1	12.6
1962		4.4	2.9	3.0	10.7	15.3	17.6	21.3	23.6	17.9	12.9	6.2	2.1	11.5
1963		0.3	1.6	6.3	9.3	13.9	16.5	20.6	19.8	12.4	11.9	9.5	4.1	10.5
1964		2.9	4.1	6.5	10.6	15.2	19.1	20.7	19.8	16.2	11.0	8.4	4.1	11.6
1965		3.6	0.1	6.4	8.2	12.9	18.0	21.0	19.4	14.9	11.7	8.1	5.4	10.8
1966		1.6	6.9	5.7	10.6	13.6	18.8	18.6	19.8	17.3	13.6	5.1	3.2	11.2
1967		2.4	4.1	7.4	8.8	13.3	15.9	22.0	21.8	16.4	14.0	9.1	3.6	11.6
1968		1.6	3.5	6.5	10.8	14.3	17.6	20.4	19.5	17.3	12.0	8.3	2.8	11.2
1969		2.8	3.6	6.0	10.2	16.8	15.4	20.1	19.1	16.0	14.2	8.2	2.9	11.3
1970		5.4	3.6	4.0	9.6	11.7	16.9	21.8	21.0	19.4	11.5	8.6	4.0	11.5
1971	s	3.1	5.1	7.5	9.4	13.6	17.0	22.6	21.7	14.6	10.6	7.6	5.8	11.6
1972	s	3.1	5.1	7.5	9.4	13.6	17.0	22.6	21.7	14.6	10.6	7.6	5.8	11.6
1973		3.7	3.5	4.7	7.1	15.3	18.5	20.1	20.9	17.5	11.9	6.8	3.7	11.1
1974		5.9	4.9	7.4	7.8	13.2	16.9	21.8	21.0	19.4	11.5	8.6	4.0	11.9
1975		5.1	3.0	5.4	9.2	13.6	16.1	20.7	19.0	17.4	10.7	6.7	5.6	11.0
1976		3.6	5.0	5.2	8.5	14.3	17.3	19.1	16.9	13.5	11.7	6.6	4.5	10.5
1977		4.8	6.2	8.4	9.6	13.7	15.8	19.1	17.4	13.6	12.3	7.4	4.5	11.1
1978		3.4	3.6	6.8	7.4	11.8	16.3	18.3	18.2	15.3	10.3	5.7	5.0	10.2
1979		2.2	3.9	6.9	7.4	13.9	18.5	19.8	18.7	15.1	11.7	6.2	5.7	10.8
1980		2.0	4.6	5.9	6.8	10.2	15.5	18.2	20.4	16.3	11.0	7.5	2.3	10.1
1981		0.6	2.4	7.9	10.6	12.8	17.5	18.8	20.2	17.0	12.6	6.2	4.7	10.9
1982	s	4.7	2.7	4.7	9.2	13.7	18.7	22.3	21.3	17.6	11.4	11.1	4.8	11.9
1983	s	3.4	0.9	5.9	8.8	13.9	18.4	22.9	19.0	16.8	11.6	6.3	3.4	10.9
1984	s	2.4	1.7	4.3	8.2	12.1	16.6	20.5	18.8	15.2	11.5	8.8	4.3	10.4
1985	s	0.4	3.4	4.9	9.2	13.8	17.9	22.0	20.5	19.4	12.2	6.1	5.2	11.3
1986	s	2.4	1.2	5.7	8.3	16.7	17.1	19.4	20.3	16.6	12.8	7.0	2.9	10.9
1987	s	1.9	2.6	2.6	9.0	12.1	17.3	21.2	20.5	19.9	13.1	7.1	4.8	11.0
1988	s	4.0	2.8	5.5	8.9	15.0	16.5	21.4	20.4	16.4	14.1	5.6	3.9	11.2
1989	s	3.4	4.2	8.5	8.6	13.8	17.2	20.7	19.2	16.2	11.4	6.5	4.3	11.2
1990	s	3.3	5.2	7.7	8.0	14.8	18.6	21.7	20.1	16.4	13.7	6.4	2.0	11.5
1991	s	2.7	2.5	8.2	6.8	10.3	17.7	21.8	21.8	17.8	10.5	6.6	2.6	10.8
1992	s	3.1	3.6	6.0	8.8	16.6	16.9	19.4	21.5	17.7	11.5	7.1	4.0	11.4
1993	s	3.1	3.6	6.0	8.9	13.4	17.1	20.5	19.9	16.6	11.8	7.1	4.0	11.0
1994	s	3.7	3.8	9.5	8.2	14.7	18.4	21.7	22.4	15.4	11.9	8.8	3.8	11.9
1995	s	1.8	4.6	4.9	8.1	14.1	16.3	21.1	18.8	14.3	12.7	6.5	4.3	10.6
1996	s	3.1	3.6	6.1	8.8	13.5	17.1	20.5	19.9	16.4	11.8	7.2	4.0	11.0
1997		3.1	4.5	7.3	5.3	12.8	16.4	18.6	19.2	17.3	12.9	8.2	5.2	10.9
1998		4.6	6.4	5.8	9.2	14.0	19.0	22.2	23.2	16.2	12.0	5.4	4.1	11.8
1999		5.5	4.1	7.6	10.8	16.9	20.2	22.4	23.4	19.0	14.6	7.3	4.1	13.0
2000		4.8	6.7	8.5	12.4	16.8	20.3	20.8	24.5	18.4	14.4	10.1	7.8	13.8
2001		3.8	4.0	8.3	7.9	15.5	17.7	21.1	23.2	14.5	15.2	7.2	1.3	11.6
2002		2.4	5.7	8.2	9.3	13.9	20.2	20.0	19.4	15.0	12.4	9.0	4.8	11.7
2003	s	3.2	1.4	6.6	8.9	15.9	21.5	22.8	24.5	16.5	12.0	8.4	4.0	12.1
2004	s	2.6	4.4	5.5	9.1	11.9	18.1	20.4	20.8	17.3	14.8	7.6	5.3	11.5
2005	s	2.1	1.6	5.8	8.8	15.0	19.0	21.3	19.2	16.3	12.3	6.8	3.1	10.9
2006	s	2.2	3.8	6.0	10.3	14.4	17.9	22.7	19.3	17.5	14.1	7.7	5.1	11.7
2007	s	4.6	5.9	7.1	11.4	14.6	18.7	21.5	20.5	15.8	13.1	6.9	3.7	12.0
PERIODO 1939-2007		3.0	3.9	6.4	9.3	14.0	17.8	20.9	20.6	16.8	12.3	7.4	4.3	11.4
PERIODO 1949-2007		3.1	3.9	6.4	9.2	14.0	17.8	21.0	20.6	16.8	12.3	7.4	4.3	11.4
PERIODO 1959-2007		3.2	3.9	6.5	9.1	14.0	17.7	20.8	20.5	16.5	12.3	7.5	4.2	11.3
PERIODO 1969-2007		3.3	3.8	6.4	8.8	14.0	17.7	20.9	20.5	16.6	12.3	7.3	4.2	11.3
PERIODO 1979-2007		3.0	3.6	6.5	8.8	14.0	18.0	21.0	20.7	16.7	12.6	7.3	4.1	11.4
PERIODO 1989-2007		3.3	4.2	7.0	8.9	14.4	18.3	21.1	21.1	16.6	12.8	7.4	4.1	11.6
PERIODO 1998-2007		3.6	4.4	6.9	9.8	14.9	19.2	21.5	21.8	16.7	13.5	7.6	4.3	12.0

Tab. 1.17 – Stazione termometrica di Piancastagnaio. s = numero di anni ricostruiti

TEMPERATURE														
Stazione n°		316			S. FIORA									
Bacino del Fiume				FIORA				Quota (m s.l.m.)						687
GB [m]	E:	1711449			N:	4745316			s = valori ricostruiti					
ANNO		GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	MEDIA
1939	s	5.6	5.7	3.3	12.0	10.7	16.3	20.7	20.5	17.1	12.8	9.2	5.7	11.6
1940	s	2.6	6.4	7.2	10.0	12.9	15.6	19.5	19.7	17.1	12.9	8.8	0.7	11.1
1941	s	4.5	6.4	8.0	9.9	11.3	17.3	20.8	20.2	15.0	11.7	7.9	3.7	11.4
1942	s	0.5	2.8	8.7	11.4	13.8	17.4	20.3	20.6	19.0	15.3	7.6	8.8	12.2
1943	s	4.1	7.1	8.3	11.8	14.2	17.9	21.0	23.7	19.9	13.6	7.8	7.9	13.1
1944	s	4.1	2.6	5.3	11.5	14.1	16.4	20.7	22.6	17.5	11.8	8.3	4.5	11.6
1945	s	0.9	6.8	8.9	13.3	16.4	19.9	23.6	21.6	17.9	12.2	7.7	5.7	12.9
1946	s	3.1	6.6	7.8	12.9	13.5	17.2	21.5	21.5	19.1	12.1	8.3	3.8	12.3
1947	s	1.8	5.3	9.6	12.2	15.5	19.0	22.3	22.9	18.3	13.2	10.5	4.8	12.9
1948	s	6.8	5.5	10.2	11.5	14.1	16.4	18.6	21.5	17.1	15.0	9.8	6.0	12.7
1949	s	7.1	7.2	5.5	14.1	13.4	17.2	21.7	22.2	20.1	14.3	8.6	7.1	13.2
1950	s	4.4	7.9	8.7	10.0	15.2	18.7	24.9	23.4	17.8	14.1	9.0	5.4	13.3
1951	s	5.8	7.0	6.9	10.5	12.9	17.9	20.3	22.1	18.7	11.6	10.1	7.2	12.6
1952	s	3.9	4.6	8.0	13.3	14.0	20.4	23.7	23.6	16.8	13.3	7.4	6.0	12.9
1953	s	2.5	4.2	7.5	12.3	15.0	15.2	21.6	21.3	18.7	14.5	9.2	8.6	12.5
1954	s	2.5	3.5	8.8	9.8	12.2	18.3	19.7	19.9	18.6	13.0	8.5	8.0	11.9
1955	s	7.4	6.8	6.7	10.8	14.3	17.6	21.8	20.5	16.6	12.4	8.0	8.8	12.6
1956	s	6.0	-1.3	5.5	9.3	14.1	15.6	20.9	23.0	19.5	12.9	7.0	5.5	11.5
1957	s	3.7	8.1	8.4	10.4	12.1	17.7	21.2	21.8	17.9	15.0	9.6	6.1	12.7
1958	s	5.8	8.1	5.2	8.7	15.3	16.7	21.1	23.2	18.3	14.1	10.0	7.7	12.9
1959	s	4.5	8.1	9.4	10.4	13.4	17.3	20.8	20.3	16.6	12.3	8.8	7.3	12.4
1960	s	5.2	7.0	8.6	10.6	14.3	18.1	19.9	21.5	15.4	13.2	9.9	6.2	12.5
1961	s	4.0	7.6	9.0	13.6	13.6	17.1	20.2	21.4	18.8	13.5	9.6	6.2	12.9
1962		6.7	3.9	4.9	10.2	12.6	17.7	21.7	25.4	20.9	15.3	7.6	4.1	12.6
1963		1.3	2.6	6.6	10.3	14.9	15.8	21.5	20.4	17.4	15.0	11.0	6.5	11.9
1964		5.4	6.2	7.5	9.8	14.5	17.6	19.6	20.9	15.7	12.0	11.8	5.9	12.2
1965		4.2	2.2	7.9	10.9	14.2	18.8	22.3	20.0	16.0	15.7	12.2	8.3	12.7
1966		1.9	9.4	8.1	9.9	16.5	19.4	18.8	20.6	17.5	14.2	6.1	2.9	12.1
1967		4.2	4.2	10.0	9.1	13.4	15.4	23.1	22.9	17.7	16.0	10.9	8.2	12.9
1968		2.6	6.8	6.3	13.5	12.4	15.8	18.7	17.2	16.0	11.8	8.5	4.5	11.2
1969		4.5	6.9	6.6	15.8	10.2	14.9	20.2	20.5	15.8	14.5	7.3	3.0	11.7
1970		5.1	5.7	5.6	10.1	13.1	17.2	22.6	24.4	19.8	16.3	11.5	7.3	13.2
1971		4.0	6.5	4.5	12.3	12.8	16.4	20.9	21.4	17.4	14.5	9.7	5.6	12.2
1972		7.3	7.3	10.1	9.5	13.4	15.3	20.1	21.0	15.0	10.5	10.4	4.4	12.0
1973		6.5	6.2	8.4	11.8	16.2	16.3	20.8	22.5	19.4	13.2	8.8	5.3	13.0
1974		8.3	6.9	9.2	8.5	12.6	17.4	21.4	24.4	20.1	12.1	7.2	8.5	13.1
1975		6.3	6.5	6.8	9.4	14.3	16.8	25.1	22.5	14.9	11.2	7.1	9.6	12.5
1976		5.3	7.7	5.7	10.0	13.9	16.7	17.6	15.8	15.0	13.3	9.3	6.2	11.4
1977		4.8	7.0	11.6	9.5	12.7	15.7	19.0	18.3	14.5	11.6	8.4	4.8	11.5
1978		5.0	4.2	9.0	8.6	12.5	15.9	18.1	15.8	14.0	11.5	8.8	4.7	10.7
1979		3.3	5.9	3.4	6.3	11.9	16.1	20.6	19.2	15.5	13.7	6.5	6.7	10.8
1980		2.4	5.9	5.1	7.9	11.1	14.9	15.9	20.3	15.6	11.9	8.5	5.0	10.4
1981		1.8	9.6	9.7	11.7	12.3	15.3	16.9	20.0	17.0	10.4	10.0	2.5	11.4
1982		6.8	4.4	5.5	10.5	13.4	17.9	22.2	22.0	18.0	12.5	13.5	6.6	12.8
1983		5.0	1.4	6.9	10.0	13.6	17.6	22.8	19.6	17.2	12.8	7.7	4.7	11.6
1984		3.5	2.7	5.1	9.3	11.9	15.9	20.4	19.4	15.6	12.7	10.7	5.9	11.1
1985		0.6	5.4	5.8	10.4	13.5	17.2	21.9	21.2	19.9	13.4	7.4	7.2	12.0
1986		3.5	2.0	6.7	9.4	16.4	16.4	19.3	21.0	17.0	14.1	8.5	4.0	11.5
1987		2.8	4.2	3.0	10.2	11.9	16.6	21.1	21.2	20.4	14.4	8.7	6.6	11.8
1988		5.8	4.5	6.5	10.1	14.7	15.8	21.3	21.1	16.8	15.5	6.8	5.3	12.0
1989		5.0	6.7	10.0	9.8	13.5	16.5	20.6	19.9	16.6	12.5	7.9	5.9	12.1
1990		4.8	8.4	9.0	9.1	14.5	17.8	21.6	20.8	16.8	15.1	7.8	2.7	12.4
1991		4.0	4.0	9.6	7.7	10.1	17.0	21.7	22.5	18.2	11.6	8.0	3.6	11.5
1992		4.5	5.7	7.1	10.0	16.3	16.2	19.3	22.2	18.1	12.7	8.7	5.4	12.2
1993	s	4.5	5.7	7.1	10.1	13.2	16.4	20.4	20.6	17.0	13.0	8.7	5.4	11.8
1994		5.5	6.1	11.2	9.3	14.4	17.6	21.6	23.2	15.8	13.1	10.8	5.2	12.8
1995		2.6	7.4	5.8	9.2	13.8	15.6	21.0	19.4	14.7	14.0	7.9	5.9	11.4
1996	s	4.5	5.8	7.2	10.0	13.2	16.4	20.5	20.6	16.9	13.0	8.8	5.4	11.9
1997		4.5	6.8	9.5	8.7	15.2	18.3	20.3	21.1	18.6	13.5	9.1	6.1	12.6
1998		5.4	7.5	6.9	10.2	14.5	19.1	22.4	23.1	16.7	12.6	6.8	4.9	12.5
1999		5.9	2.9	7.3	10.1	16.2	18.8	20.7	22.1	18.1	13.7	8.0	5.1	12.4
2000		3.5	6.0	7.5	11.1	16.5	19.3	20.0	23.1	17.5	13.4	9.1	7.6	12.9
2001	s	4.4	5.9	11.3	8.8	16.3	17.9	21.1	23.2	14.8	15.7	8.7	2.2	12.5
2002	s	2.9	7.3	11.1	10.5	14.6	20.5	19.8	19.3	15.3	12.8	10.6	6.1	12.6
2003	s	3.5	0.5	9.1	9.8	17.5	22.5	22.9	25.3	17.0	11.5	10.3	5.4	12.9
2004	s	2.6	5.4	6.6	9.4	12.0	18.4	21.4	21.2	17.8	14.9	8.9	5.5	12.0
2005	s	2.0	0.6	6.9	9.1	15.6	18.9	21.0	18.9	17.1	13.4	8.9	3.4	11.3
2006	s	2.0	4.2	6.3	11.2	15.0	18.7	23.2	19.3	18.8	15.0	10.7	7.8	12.7
2007	s	6.4	7.8	9.1	14.3	15.4	18.4	22.2	20.8	16.2	12.9	7.9	4.6	13.0
PERIODO 1939-2007		4.3	5.6	7.5	10.5	13.8	17.3	20.9	21.2	17.3	13.3	8.9	5.7	12.2
PERIODO 1949-2007		4.4	5.6	7.5	10.3	13.9	17.3	20.9	21.2	17.2	13.4	8.9	5.8	12.2
PERIODO 1959-2007		4.3	5.6	7.6	10.2	13.9	17.2	20.7	21.0	17.0	13.3	9.0	5.6	12.1
PERIODO 1969-2007		4.4	5.5	7.5	10.0	13.8	17.2	20.8	21.0	16.9	13.2	8.8	5.4	12.1
PERIODO 1979-2007		3.9	5.2	7.5	9.8	14.1	17.5	20.8	21.1	17.1	13.3	8.8	5.3	12.0
PERIODO 1989-2007		4.1	5.5	8.3	9.9	14.6	18.1	21.1	21.4	17.0	13.4	8.8	5.2	12.3
PERIODO 1998-2007		3.9	4.8	8.2	10.4	15.4	19.2	21.5	21.6	16.9	13.6	9.0	5.3	12.5

Tab. 1.18 – Stazione termometrica di S. Fiora. s = numero di anni ricostruiti

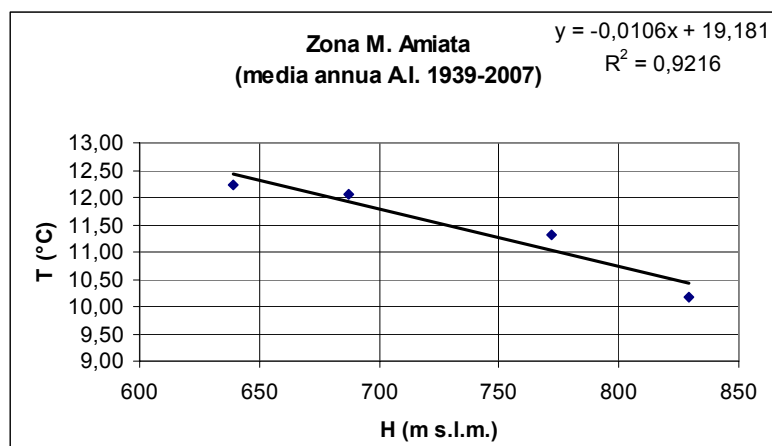


Fig. 1.5 – Retta di regressione relativa ai rapporti tra temperatura media annua e quota sul livello medio del mare, nella zona del M. Amiata (A.I. 1939-2007).

Per quanto concerne le temperature, esse sono sensibilmente inferiori a quelle registrate nelle aree circostanti in quanto, ovviamente, ed in maniera più spiccata delle piogge, risentono dell'improvviso mutamento altimetrico (Fig. 1.6); i valori massimi si registrano durante i mesi di Luglio e Agosto (12/21 °C), mentre quelli minimi si presentano a Dicembre e Gennaio (-3/5 °C).

STAZIONE	QUOTA	GB (m)_E	GB (m)_N	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	MEDIE AI
CASTEL DEL PIANO	639	1706868	4751876	4.5	4.8	7.3	9.9	14.4	18.2	21.4	21.2	17.4	13.6	8.6	5.4	12.2
ABBADIA S. SALVATORE	829	1718449	4751316	2.7	3.3	5.5	7.9	12.5	16.1	18.6	18.9	15.4	11.0	6.9	3.3	10.2
PIANCASTAGNAIO	772	1719949	4747316	3.2	3.8	6.5	8.9	14.0	17.6	20.9	20.5	16.6	12.4	7.4	4.2	11.3
S.FIORA	687	1711449	4745316	4.3	5.5	7.6	10.1	13.8	17.1	20.8	20.9	16.9	13.2	8.9	5.5	12.1
VIVO D'ORCIA	800	1715579	4756816	3.0	3.6	6.0	8.4	13.1	16.7	19.6	19.6	15.9	11.7	7.2	3.8	10.7
CASELLO DEL GUARDIANO	1380	1712699	4751966	-3.1	-2.4	0.1	1.8	8.5	12.0	12.4	13.0	10.5	3.9	1.1	-2.9	4.6
VETTA	1738	1714235	4751679	-6.9	-6.1	-3.5	-2.3	5.6	9.1	8.0	8.9	7.1	-0.8	-2.6	-7.1	0.8

Tab. 1.19 – Valori di temperature medie mensili ed annue (espresse in °C) riferite all'A.I. medio 1939 - 2007 relative ad ogni singola stazione climatica.

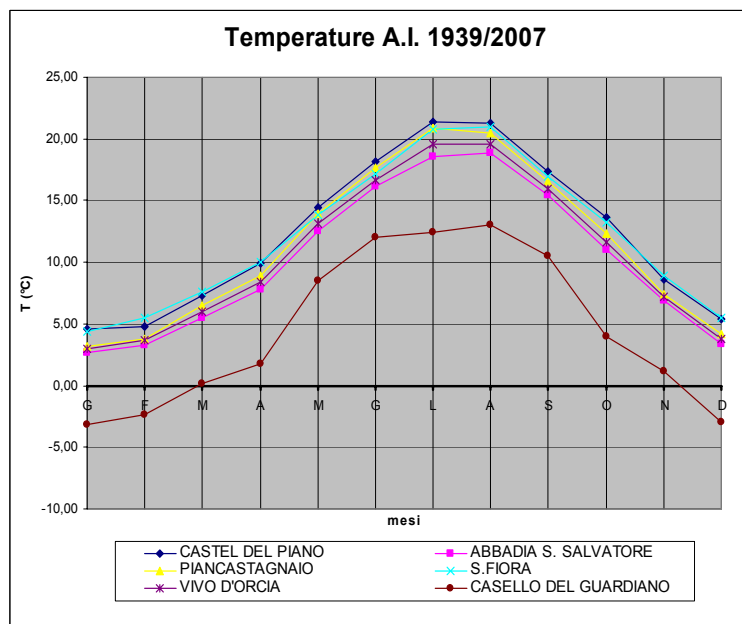


Fig. 1.6 – Temperature medie mensili relative ad ogni singola stazione climatica.

Operando quindi con la stessa metodologia dei topoieti già espressa nel paragrafo precedente, si è proceduto alla valutazione delle temperature medie sull'intero acquifero nei vari anni.

I risultati finali sono visibili in Tab. 1.20. Dall'esame del grafico della Fig. 1.7 si nota dunque come nel periodo compreso tra il 1936 e il 2007 il tasso di variazione termometrico sia abbastanza costante con un leggero decremento pari a circa -0.002 °C/anno.

Temperature medie espresse in °C							
STAZIONI CLIMATICHE	Casteldel piano	Vivo d'Orcia	Casale del Guardiano	Abbadia S. Salvatore	Piancastagnaio	S. Fiora	Acquifero M. Amiata
TOPOIETO (km ²)	11.4	4.5	24.7	17.1	7.2	15.6	80.5
1939	11.9	10.1	5.4	9.8	10.7	11.6	9.2
1940	11.4	9.8	5.6	9.5	10.4	11.1	9.0
1941	11.6	10.0	5.4	9.6	10.5	11.4	9.1
1942	12.5	10.7	6.1	10.4	11.3	12.2	9.8
1943	13.4	11.4	6.1	11.0	12.1	13.1	10.4
1944	11.9	10.3	5.9	9.9	10.8	11.6	9.4
1945	13.2	11.4	6.5	11.0	12.0	12.9	10.4
1946	12.6	10.8	6.1	10.4	11.4	12.3	9.9
1947	13.2	11.4	6.5	11.0	12.1	12.9	10.4
1948	13.0	11.0	5.7	10.6	11.6	12.7	10.0
1949	13.5	11.5	6.0	11.0	12.1	13.2	10.4
1950	13.6	11.6	6.4	11.2	12.3	13.3	10.6
1951	12.9	11.0	6.0	10.6	11.6	12.6	10.0
1952	13.2	11.4	5.9	9.9	12.0	12.9	10.0
1953	12.8	11.0	6.1	10.1	11.6	12.5	9.9
1954	12.2	10.4	5.9	9.4	11.0	11.9	9.4
1955	12.9	10.9	5.6	9.8	11.6	12.6	9.7
1956	11.8	10.2	5.7	8.6	10.4	11.5	9.0
1957	12.9	11.0	6.6	11.2	11.6	12.7	10.3
1958	13.1	11.2	6.4	10.8	12.2	12.9	10.3
1959	12.7	10.8	5.8	10.5	12.0	12.4	9.9
1960	12.8	10.9	5.8	10.5	11.7	12.5	9.9
1961	13.1	11.2	6.0	11.0	12.6	12.9	10.3
1962	12.6	10.8	6.0	10.1	11.5	12.6	9.8
1963	12.6	10.9	6.2	10.1	10.5	11.9	9.7
1964	13.1	11.2	6.1	10.3	11.6	12.2	9.9
1965	12.2	10.4	5.7	10.0	10.8	12.7	9.6
1966	12.4	10.6	5.7	9.7	11.2	12.1	9.5
1967	12.6	10.8	6.0	10.0	11.6	12.9	9.9
1968	12.0	10.3	4.5	9.3	11.2	11.2	8.8
1969	11.7	10.1	5.6	8.8	11.3	11.7	9.1
1970	12.3	10.5	5.5	9.3	11.5	13.2	9.6
1971	11.8	10.1	5.9	10.0	11.6	12.2	9.6
1972	11.9	10.1	5.4	9.8	11.6	12.0	9.4
1973	12.2	10.5	6.3	10.2	11.1	13.0	9.9
1974	14.2	12.0	5.7	10.2	11.9	13.1	10.2
1975	12.2	10.4	5.4	9.5	11.0	12.5	9.4
1976	11.7	10.0	5.1	9.0	10.5	11.4	8.9
1977	12.3	10.4	5.1	9.5	11.1	11.5	9.1
1978	11.8	10.0	5.0	8.8	10.2	10.7	8.6
1979	12.3	10.5	5.5	9.3	10.8	10.8	9.0
1980	11.2	9.6	5.2	8.7	10.1	10.4	8.5
1981	11.7	10.1	5.3	8.9	10.9	11.4	8.9
1982	12.5	10.7	5.8	10.0	11.9	12.8	9.8
1983	12.1	10.4	5.7	9.3	10.9	11.6	9.2
1984	11.2	9.6	5.3	8.8	10.4	11.1	8.7
1985	12.3	10.6	5.9	9.5	11.3	12.0	9.5
1986	11.9	10.2	5.8	9.3	10.9	11.5	9.2
1987	12.3	10.5	5.7	9.4	11.0	11.8	9.3
1988	12.5	10.6	5.6	9.5	11.2	12.0	9.4
1989	12.2	10.3	5.6	13.6	11.2	12.1	10.3
1990	12.4	10.6	6.2	11.2	11.5	12.4	10.0
1991	11.5	9.9	6.2	10.3	10.8	11.5	9.5
1992	12.5	10.7	6.1	10.8	11.4	12.2	9.9
1993	12.4	10.6	5.5	9.3	11.0	11.8	9.3
1994	13.2	11.2	6.5	11.5	11.9	12.8	10.5
1995	12.0	10.3	5.9	10.3	10.6	11.4	9.5
1996	11.7	10.0	5.5	9.3	11.0	11.9	9.2
1997	12.9	10.8	2.9	10.6	10.9	12.6	9.0
1998	12.9	11.1	4.3	10.5	11.8	12.5	9.5
1999	12.5	12.1	5.7	11.6	13.0	12.4	10.2
2000	13.2	12.7	5.5	12.1	13.8	12.9	10.6
2001	12.4	11.8	7.8	11.8	11.6	12.5	10.8
2002	12.4	11.8	7.2	11.7	11.7	12.6	10.6
2003	12.6	11.9	7.6	11.8	12.1	12.9	10.9
2004	12.0	11.2	6.6	11.0	11.5	12.0	10.0
2005	11.4	10.2	4.1	10.3	10.9	11.3	8.8
2006	12.2	10.9	3.3	11.0	11.7	12.7	9.2
2007	12.5	11.2	2.8	11.2	12.0	13.0	9.2

PERIODO 1939-2007	Casteldel piano	Vivo d'Orcia	Casale del Guardiano	Abbadia S. Salvatore	Piancastagnaio	S. Fiora	Acquifero M. Amiata
N (-)	69	69	69	69	69	69	69
MA (mm:°C)	12.4	10.7	5.7	10.2	11.4	12.2	9.7
MAX (mm:°C)	14.2	12.7	7.8	13.6	13.8	13.3	10.9
MIN (mm:°C)	11.2	9.6	2.8	8.6	10.1	10.4	8.5
SQM (mm:°C)	0.6	0.6	0.8	0.9	0.7	0.7	0.6
CV (-)	0.049	0.058	0.146	0.093	0.057	0.056	0.059
SQMMR (%)	0.6	0.7	1.8	1.1	0.7	0.7	0.7

Tab. 1.20 – Calcolo delle variazioni di temperature (espresse in °C) sull'acquifero vulcanico del M. Amiata attraverso il metodo dei topoieti (THIESSEN, 1911)

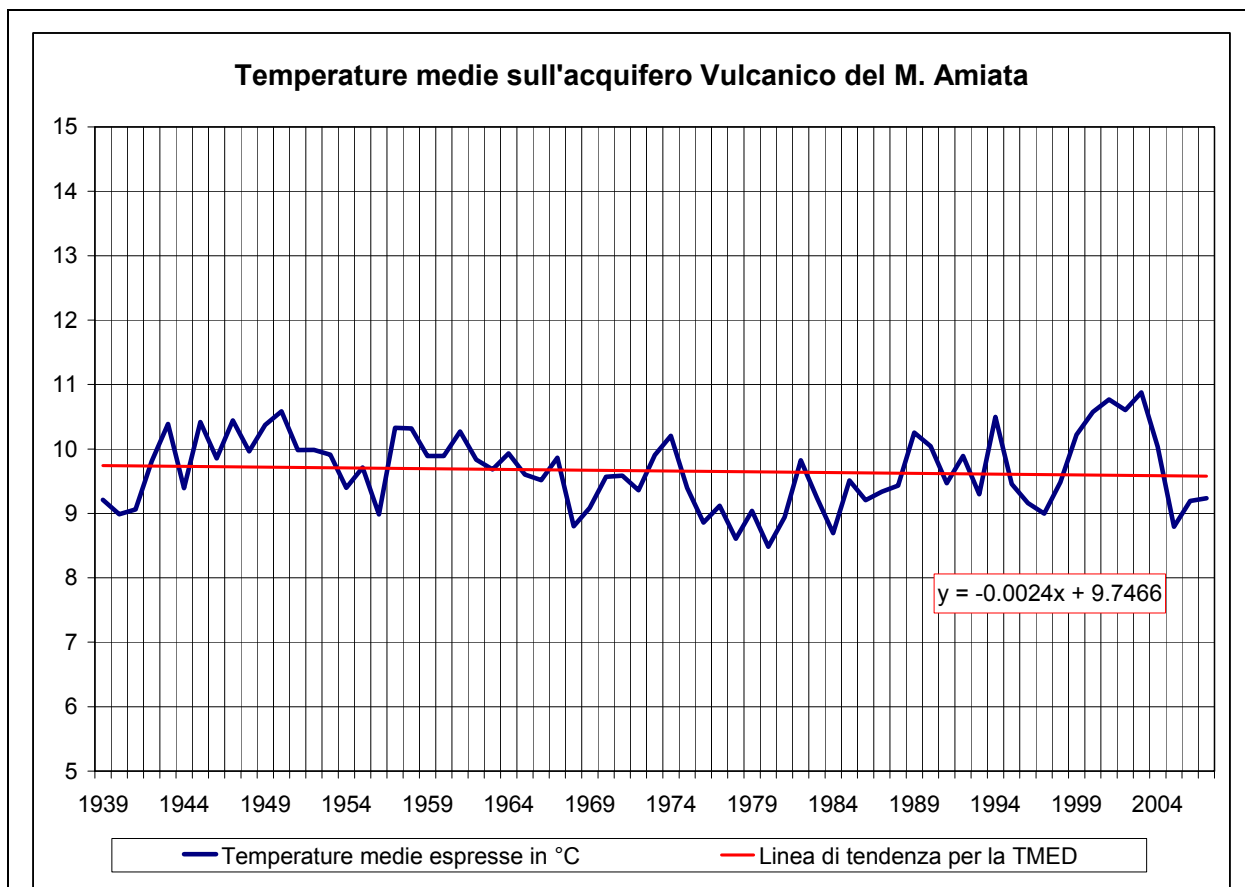


Fig. 1.7 – Grafico delle variazioni di temperature (espresse in mm) sull'acquifero vulcanico del M. Amiata attraverso il metodo dei topoi (THIESSEN, 1911)

1.1.2. Parametri derivati

La combinazione dei valori termici con quelli pluviometrici hanno quindi consentito di effettuare stime sull'evapotraspirazione reale annua (ER) e sulle precipitazioni efficaci annue (PE), sull'intero acquifero vulcanico.

1.1.2.1.– Evapotraspirazione

L'evapotraspirazione reale (ER) sull'intero acquifero, è stata valutata nei vari anni sulla base della nota formula del Turc (Turc, 1954), vale a dire:

$$Er = \frac{P}{\sqrt{0.9 + \frac{P^2}{L^2}}}$$

dove P rappresenta la precipitazione annua ed L è un parametro funzione cubica della temperatura media annua T, espressa in °C:

$$L = 300 + 25T + 0.05T^3$$

I risultati finali sono visibili in Tab. 1.21. Dall'esame del grafico della Fig. 1.8 si nota dunque come nel periodo compreso tra il 1936 e il 2007 il tasso di variazione dell'evapotraspirazione reale sia in diminuzione con un leggero decremento pari a circa -0.56 mm/anno, la qual cosa fa ritenere che il valore medio di tale parametro sia sostanzialmente stabile.

Evapotraspirazione reale annua sull'acquifero del M.Amiata espressa in mm				
	PTOT	TMED	L	ER
1939	1191.8	9.2	569.3	518.6
1940	1225.6	9.0	561.0	514.5
1941	1259.9	9.1	563.8	518.9
1942	1398.3	9.8	592.3	549.6
1943	1181.6	10.4	615.7	552.0
1944	1236.0	9.4	576.2	527.0
1945	561.3	10.4	617.0	427.1
1946	1478.8	9.9	594.1	555.2
1947	1906.0	10.4	617.9	590.6
1948	1215.8	10.0	598.5	542.3
1949	1163.4	10.4	615.2	549.9
1950	1561.8	10.6	623.9	583.4
1951	2014.9	10.0	599.4	576.9
1952	1247.9	10.0	599.4	545.5
1953	1216.3	9.9	596.5	540.8
1954	1203.9	9.4	576.4	524.8
1955	1329.0	9.7	588.7	542.7
1956	1350.7	9.0	560.9	521.9
1957	1171.3	10.3	613.3	549.2
1958	1151.4	10.3	612.9	547.1
1959	1719.3	9.9	595.7	565.9
1960	1772.8	9.9	595.7	567.6
1961	1544.2	10.3	611.0	572.1
1962	1376.2	9.8	593.4	549.3
1963	1470.2	9.7	587.5	549.4
1964	1727.2	9.9	597.2	567.5
1965	1492.3	9.6	584.3	547.7
1966	1665.2	9.5	581.0	551.6
1967	1159.1	9.9	594.6	534.7
1968	1407.7	8.8	554.1	519.1
1969	1417.7	9.1	564.6	528.2
1970	954.0	9.6	583.0	504.4
1971	996.1	9.6	583.6	510.1
1972	1276.3	9.4	575.0	528.7
1973	786.8	9.9	596.3	484.1
1974	958.2	10.2	608.2	521.0
1975	804.3	9.4	576.3	476.6
1976	1181.6	8.9	556.1	507.8
1977	1123.7	9.1	565.9	510.6
1978	1496.0	8.6	547.0	516.8
1979	1744.1	9.0	562.9	538.2
1980	1521.6	8.5	542.5	513.9
1981	1042.7	8.9	559.4	498.5
1982	1268.5	9.8	593.0	542.1
1983	932.3	9.2	570.4	493.4
1984	1407.4	8.7	550.1	515.8
1985	840.1	9.5	580.8	485.7
1986	1230.7	9.2	569.1	521.2
1987	1287.1	9.3	574.2	528.8
1988	843.0	9.4	577.7	484.4
1989	1059.7	10.3	610.2	535.5
1990	959.8	10.0	601.8	517.2
1991	1218.4	9.5	579.2	528.0
1992	1241.5	9.9	595.7	542.2
1993	757.3	9.3	572.6	465.3
1994	825.7	10.5	620.3	505.1
1995	822.0	9.5	578.7	481.2
1996	1296.4	9.2	567.4	524.0
1997	1008.0	9.0	561.3	496.3
1998	868.1	9.5	579.8	489.7
1999	1085.0	10.2	608.9	537.5
2000	1360.1	10.6	623.6	571.8
2001	817.1	10.8	631.7	509.4
2002	1056.0	10.6	624.8	544.8
2003	955.4	10.9	636.4	538.0
2004	1220.5	10.0	601.4	544.8
2005	1298.7	8.8	553.8	513.4
2006	934.2	9.2	568.7	492.5
2007	734.2	9.2	570.2	459.1

PERIODO 1939-2007	PTOT	TMED	L	ER
N (-)	69	69	69	69
MA (mm;°C)	1217.8	9.7	587.1	526.2
MAX (mm;°C)	2014.9	10.9	636.4	590.6
MIN (mm;°C)	561.3	8.5	542.5	427.1
SQM (mm;°C)	295.3	0.6	22.3	30.4
CV (-)	0.242	0.059	0.038	0.058
SQMMR (%)	2.9	0.7	0.5	0.7

Tab. 1.21 – Calcolo delle variazioni dell'evapotraspirazione reale (esprese in mm/annui) sull'acquifero vulcanico del M. Amiata attraverso il metodo dei topoieti (THIESSEN, 1911)

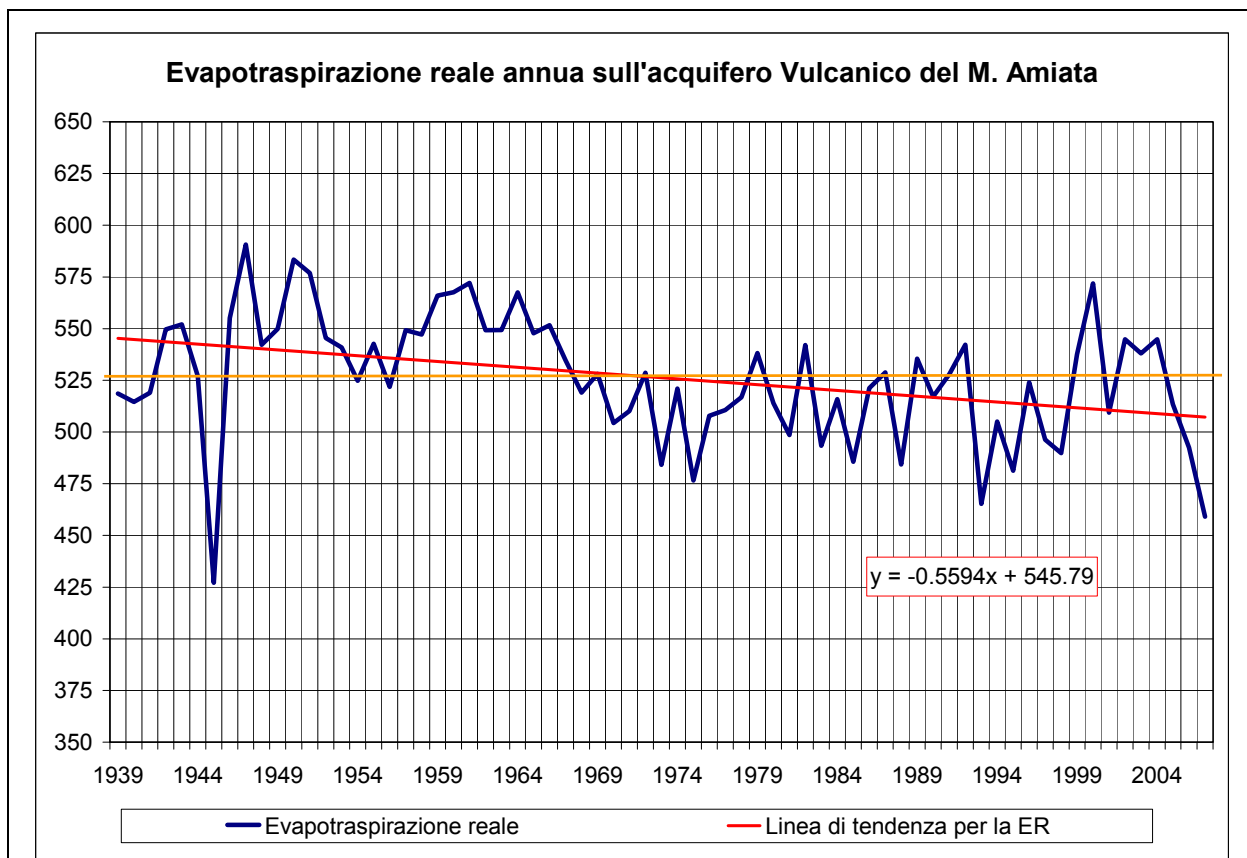


Fig. 1.8 – Grafico delle variazioni dell’evapotraspirazione reale (espresse in mm/annui) sull’acquifero vulcanico del M. Amiata.

1.1.2.2. Piogge efficaci

Le precipitazioni efficaci (P_e), che rappresentano la risorsa idrica totale, naturale potenziale rinnovabile, sono state ovviamente calcolate annualmente con la semplice differenza:

$$P_e = P - E_r$$

I risultati finali sono visibili in Tab. 1.22. Dall’esame del grafico della Fig. 1.9 si nota come nel periodo compreso tra il 1936 e il 2007 il tasso di variazione delle piogge efficaci sia in notevole diminuzione con un decremento pari a circa -5.6 mm/anno, vale a dire praticamente corrispondente a quello delle piogge, vista anche la sostanziale stabilità di quello dell’evapotraspirazione reale. Se ne deduce che una variazione della pioggia media comporta una variazione di una pari entità di pioggia efficace e di conseguenza, come vedremo in seguito, anche della ricarica media per infiltrazione dell’acquifero amiatino.

Precipitazioni efficaci annue sull'acquifero del M.Amiata espressa in mm			
	PTOT	ER	PE
1939	1191.8	518.6	673.3
1940	1225.6	514.5	711.1
1941	1259.9	518.9	740.9
1942	1398.3	549.6	848.7
1943	1181.6	552.0	629.7
1944	1236.0	527.0	709.1
1945	561.3	427.1	134.3
1946	1478.8	555.2	923.7
1947	1906.0	590.6	1315.3
1948	1215.8	542.3	673.6
1949	1163.4	549.9	613.6
1950	1561.8	583.4	978.4
1951	2014.9	576.9	1438.1
1952	1247.9	545.5	702.4
1953	1216.3	540.8	675.5
1954	1203.9	524.8	679.0
1955	1329.0	542.7	786.3
1956	1350.7	521.9	828.8
1957	1171.3	549.2	622.1
1958	1151.4	547.1	604.3
1959	1719.3	565.9	1153.4
1960	1772.8	567.6	1205.3
1961	1544.2	572.1	972.1
1962	1376.2	549.3	826.9
1963	1470.2	549.4	920.9
1964	1727.2	567.5	1159.7
1965	1492.3	547.7	944.6
1966	1665.2	551.6	1113.6
1967	1159.1	534.7	624.5
1968	1407.7	519.1	888.7
1969	1417.7	528.2	889.6
1970	954.0	504.4	449.6
1971	996.1	510.1	486.0
1972	1276.3	528.7	747.6
1973	786.8	484.1	302.6
1974	958.2	521.0	437.2
1975	804.3	476.6	327.7
1976	1181.6	507.8	673.8
1977	1123.7	510.6	613.1
1978	1496.0	516.8	979.2
1979	1744.1	538.2	1205.9
1980	1521.6	513.9	1007.7
1981	1042.7	498.5	544.2
1982	1268.5	542.1	726.4
1983	932.3	493.4	439.0
1984	1407.4	515.8	891.6
1985	840.1	485.7	354.4
1986	1230.7	521.2	709.5
1987	1287.1	528.8	758.3
1988	843.0	484.4	358.6
1989	1059.7	535.5	524.2
1990	959.8	517.2	442.6
1991	1218.4	528.0	690.4
1992	1241.5	542.2	699.3
1993	757.3	465.3	292.0
1994	825.7	505.1	320.6
1995	822.0	481.2	340.8
1996	1296.4	524.0	772.4
1997	1008.0	496.3	511.7
1998	868.1	489.7	378.4
1999	1085.0	537.5	547.5
2000	1360.1	571.8	788.3
2001	817.1	509.4	307.8
2002	1056.0	544.8	511.2
2003	955.4	538.0	417.4
2004	1220.5	544.8	675.7
2005	1298.7	513.4	785.3
2006	934.2	492.5	441.7
2007	734.2	459.1	275.1
PERIODO 1939-2007	PTOT	ER	PE
N (-)	69	69	69
MA (mm;°C)	1217.8	526.2	691.6
MAX (mm;°C)	2014.9	590.6	1438.1
MIN (mm;°C)	561.3	427.1	134.3
SQM (mm;°C)	295.3	30.4	271.4
CV (-)	0.242	0.058	0.392
SQMMR (%)	2.9	0.7	4.7

Tab. 1.22 – Calcolo delle variazioni delle piogge efficaci (espresse in mm/annui) sull'acquifero vulcanico del M. Amiata.

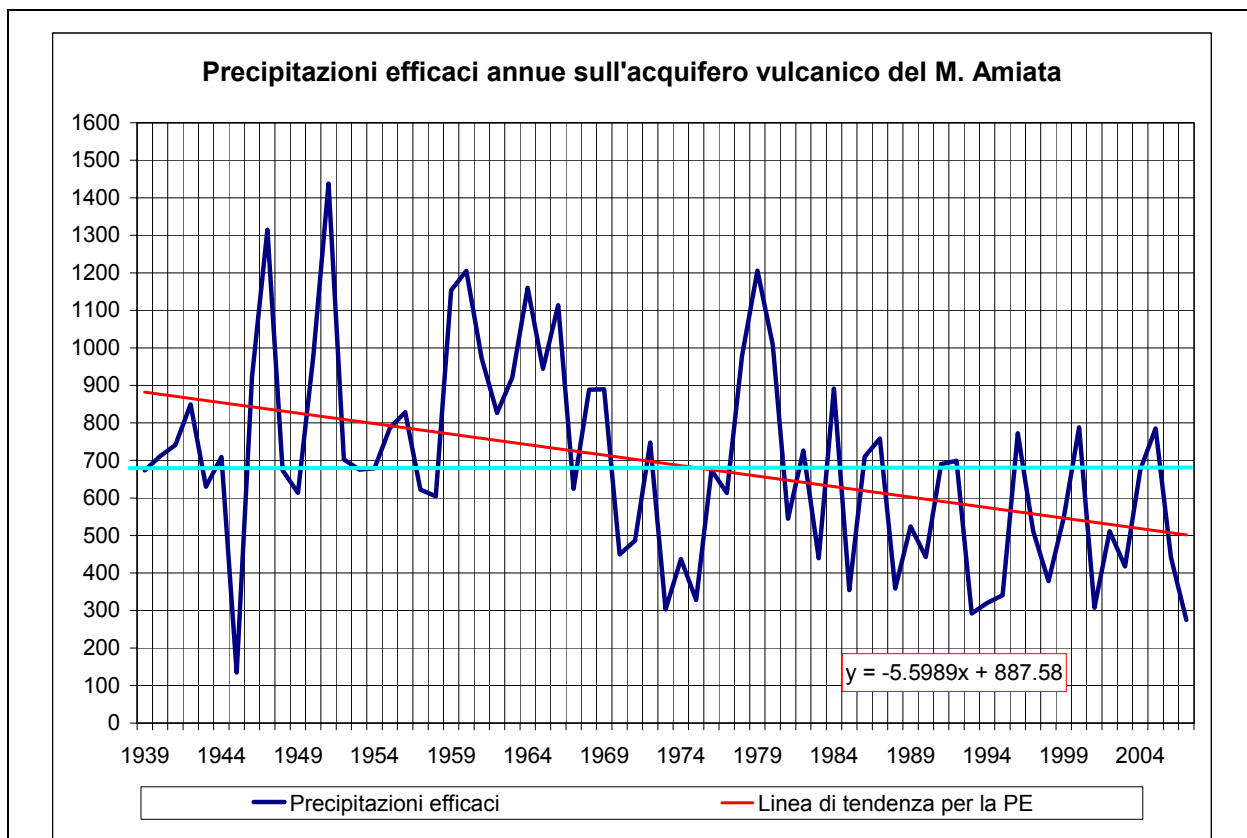


Fig. 1.9 – Grafico delle piogge efficaci (esprese in mm/annui) sull'acquifero vulcanico del M. Amiata

1.1.3. Valutazione indiretta dell'Infiltrazione

1.1.3.1. Infiltrazione in vari A.I.

Una volta valutati i valori annui dei principali parametri del bilancio (precipitazione, temperature, evapotraspirazione reale, precipitazione efficace), l'infiltrazione totale potenziale interna (I_{ti}) è stata valutata per mezzo dell'uso dei cosiddetti *coefficienti di infiltrazione potenziale* (CELICO, 1988, vedi Fig. 1.23a) che consentono di valutare l'infiltrazione annua come porzione del PE, variabile a seconda del tipo litologico costituente l'area di alimentazione e quindi in funzione del suo grado di permeabilità relativa. Per l'area in oggetto, costituita da vulcaniti quaternarie dotate di un elevato grado di permeabilità dovuto a fessurazione e porosità, si è ipotizzato che l'aliquota di infiltrazione corrisponda mediamente a 90% del relativo PE, cioè:

$$I_{ti} = PE \cdot 0,90$$

La scelta di utilizzare un così alto coefficiente di infiltrazione è stato dettato non solo dalla notevole capacità ricettiva del mezzo, ma anche dalla presenza di una fitta copertura boschiva che, rallentando notevolmente i deflussi superficiali, favorisce l'infiltrazione.

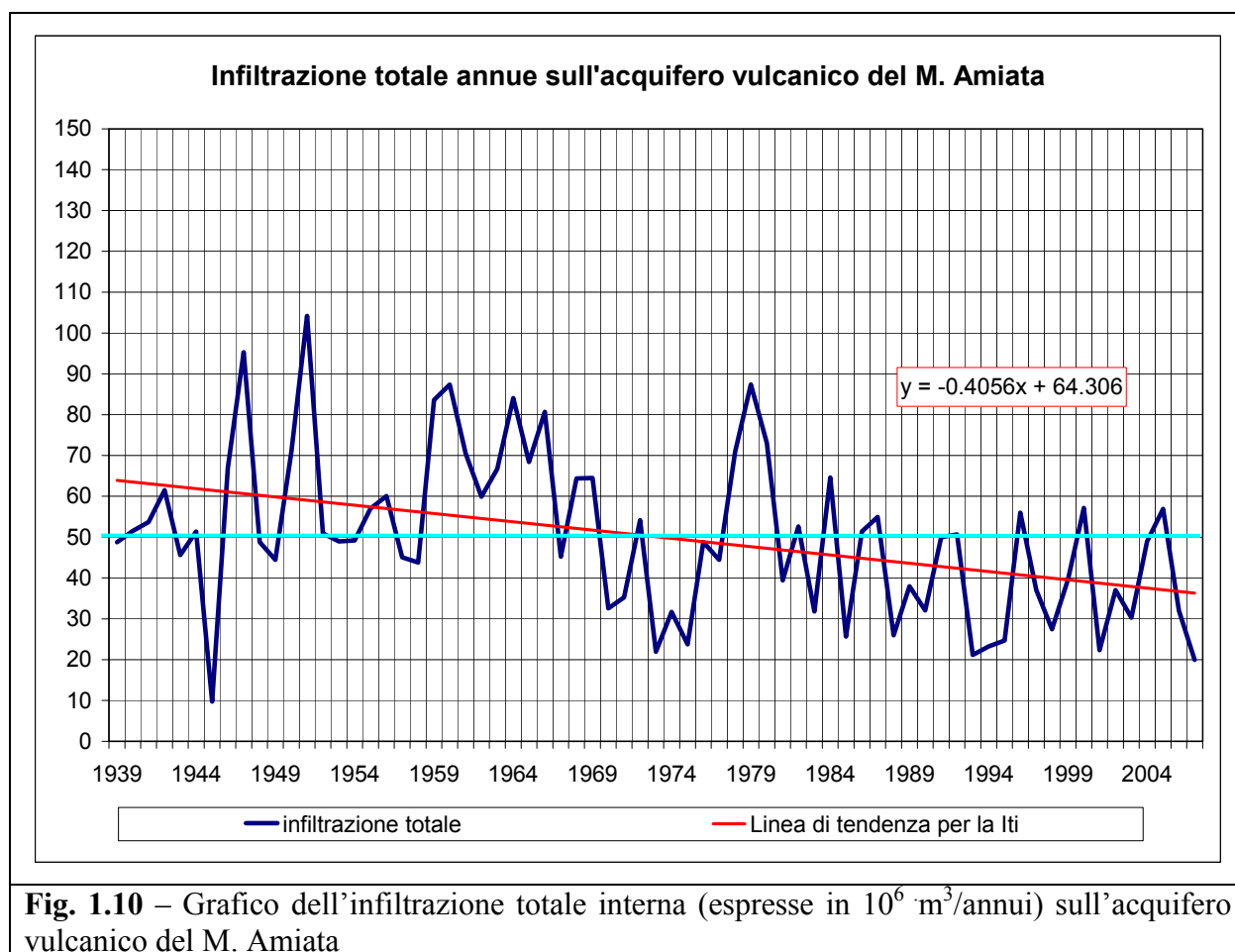
Fasce di variazione indicative del <i>Coefficiente di infiltrazione potenziale</i> (C.i.p.) in alcuni complessi idrogeologici			
Complessi idrogeologici	C.i.p. (%Ws)	Complessi idrogeologici	C.i.p. (%Ws)
Calcari	90-100	Lave	90-100
Calcari dolomitici	70-90	Depositi Piroclastici	50-70
Dolomie	50-70	Piroclastiti e lave	70-90
Calcari Marnosi	30-50	Rocce intrusive	15-35
Detriti Grossolani	80-90	Rocce metamorfiche	5-20
Depositi Alluvionali	80-100	Sabbie	80-90
Depositi argillosi - marnosi - arenacei	5-25	Sabbie argillose	30-50

Tab. 1.23a- Valori dei C.i.p. in alcuni complessi idrogeologici (da Celico, 1988).

I _i sull'acquifero del M.Amiata espressa in m ³ 10 ⁶ /anno				
	PTOT	ER	PE	Ii CIP 0.9
1939	95.9	41.7	54.2	48.8
1940	98.7	41.4	57.2	51.5
1941	101.4	41.8	59.6	53.7
1942	112.6	44.2	68.3	61.5
1943	95.1	44.4	50.7	45.6
1944	99.5	42.4	57.1	51.4
1945	45.2	34.4	10.8	9.7
1946	119.0	44.7	74.4	66.9
1947	153.4	47.5	105.9	95.3
1948	97.9	43.7	54.2	48.8
1949	93.7	44.3	49.4	44.5
1950	125.7	47.0	78.8	70.9
1951	162.2	46.4	115.8	104.2
1952	100.5	43.9	56.5	50.9
1953	97.9	43.5	54.4	48.9
1954	96.9	42.2	54.7	49.2
1955	107.0	43.7	63.3	57.0
1956	108.7	42.0	66.7	60.0
1957	94.3	44.2	50.1	45.1
1958	92.7	44.0	48.6	43.8
1959	138.4	45.6	92.8	83.6
1960	142.7	45.7	97.0	87.3
1961	124.3	46.1	78.3	70.4
1962	110.8	44.2	66.6	59.9
1963	118.4	44.2	74.1	66.7
1964	139.0	45.7	93.4	84.0
1965	120.1	44.1	76.0	68.4
1966	134.0	44.4	89.6	80.7
1967	93.3	43.0	50.3	45.2
1968	113.3	41.8	71.5	64.4
1969	114.1	42.5	71.6	64.5
1970	76.8	40.6	36.2	32.6
1971	80.2	41.1	39.1	35.2
1972	102.7	42.6	60.2	54.2
1973	63.3	39.0	24.4	21.9
1974	77.1	41.9	35.2	31.7
1975	64.7	38.4	26.4	23.7
1976	95.1	40.9	54.2	48.8
1977	90.5	41.1	49.4	44.4
1978	120.4	41.6	78.8	70.9
1979	140.4	43.3	97.1	87.4
1980	122.5	41.4	81.1	73.0
1981	83.9	40.1	43.8	39.4
1982	102.1	43.6	58.5	52.6
1983	75.1	39.7	35.3	31.8
1984	113.3	41.5	71.8	64.6
1985	67.6	39.1	28.5	25.7
1986	99.1	42.0	57.1	51.4
1987	103.6	42.6	61.0	54.9
1988	67.9	39.0	28.9	26.0
1989	85.3	43.1	42.2	38.0
1990	77.3	41.6	35.6	32.1
1991	98.1	42.5	55.6	50.0
1992	99.9	43.6	56.3	50.7
1993	61.0	37.5	23.5	21.2
1994	66.5	40.7	25.8	23.2
1995	66.2	38.7	27.4	24.7
1996	104.4	42.2	62.2	56.0
1997	81.1	40.0	41.2	37.1
1998	69.9	39.4	30.5	27.4
1999	87.3	43.3	44.1	39.7
2000	109.5	46.0	63.5	57.1
2001	65.8	41.0	24.8	22.3
2002	85.0	43.9	41.2	37.0
2003	76.9	43.3	33.6	30.2
2004	98.3	43.9	54.4	49.0
2005	104.5	41.3	63.2	56.9
2006	75.2	39.6	35.6	32.0
2007	59.1	37.0	22.1	19.9

PERIODO 1939-2007	PTOT	ER	PE	Ii CIP
N (-)	69	69	69	69
MA (mm;°C)	98.0	42.4	55.7	50.1
MAX (mm;°C)	162.2	47.5	115.8	104.2
MIN (mm;°C)	45.2	34.4	10.8	9.7
SQM (mm;°C)	23.8	2.4	21.8	19.7
CV (-)	0.242	0.058	0.392	0.392
SQMRR (%)	2.9	0.7	4.7	4.7

Tab. 1.23b – Calcolo dell'infiltrazione totale interna (espresse in 10⁶ m³/annui) sull'acquifero vulcanico del M. Amiata



I risultati di questa valutazione sono visibili in tab. 1.23b dalla quale si ricava che, nel periodo 1939-2007, la ricarica media dell'acquifero per infiltrazione è stata di circa $50 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{anno}$.

L'analisi del trend di tale parametro mostra, ovviamente, la stessa tendenza alla diminuzione rilevata per le Pe che, tradotta in volume, risulta di $-0,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{anno}$ rispetto al valore medio della serie prima ricordato.

Nelle tabelle e nelle figure che seguono si è passati dall'analisi dei dati annuali a quella dei valori medi lisciati con la tecnica delle medie mobili di vario ordine.

Questa tecnica assegna ad un determinato istante il valore medio relativo agli n anni precedenti. Così facendo vengono ad essere smussati i valori annuali che, per i parametri analizzati, risultano molto fluttuanti (vale a dire estremamente variabili intorno alla media), per meglio definire così le analogie tra i regimi delle variabili analizzate, anche se operando in questo modo si riduce, ovviamente, il numero dei dati da analizzare.

Nel nostro caso e per le variabili di interesse, si sono ricavati i dati relativi a:

- Medie mobili di ordine 10 (anni) 20 (anni) 30 (anni) - Figg.. 1.11, 1.12, 1.13

1.1.3.2 – Analisi statistiche (medie decennali, ventennali di tutti i parametri P,T,Er, Pe, Inf.

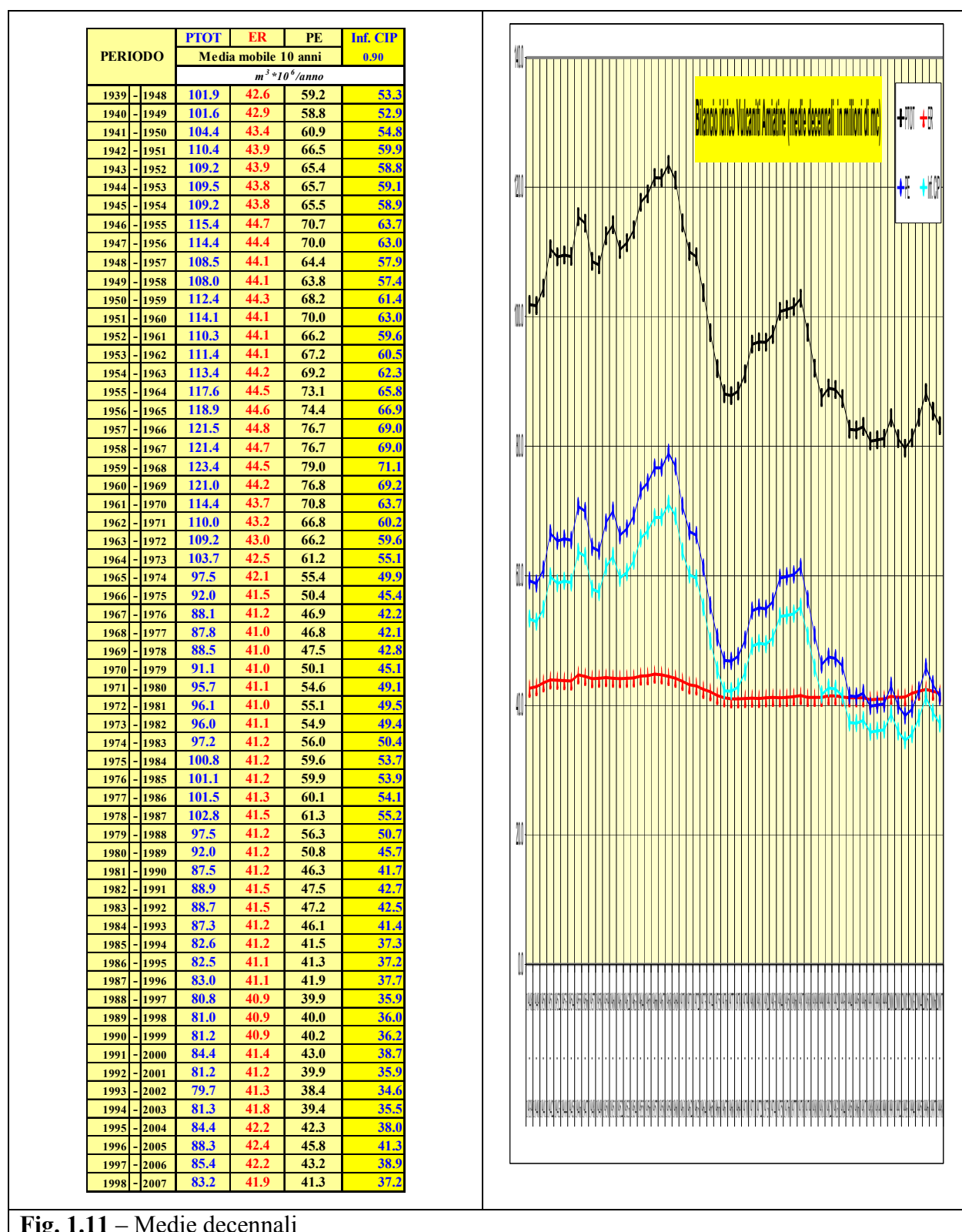


Fig. 1.11 – Medie decennali

PERIODO		PTOT	ER	PE	Inf. CIP
		Media mobile 20 anni			
		$m^3 \cdot 10^6 / \text{anno}$			
1939 - 1958		104.9	43.4	61.5	55.4
1940 - 1959		107.0	43.6	63.5	57.1
1941 - 1960		109.2	43.8	65.5	58.9
1942 - 1961		110.4	44.0	66.4	59.7
1943 - 1962		110.3	44.0	66.3	59.7
1944 - 1963		111.5	44.0	67.5	60.7
1945 - 1964		113.4	44.1	69.3	62.4
1946 - 1965		117.2	44.6	72.5	65.3
1947 - 1966		117.9	44.6	73.3	66.0
1948 - 1967		114.9	44.4	70.5	63.5
1949 - 1968		115.7	44.3	71.4	64.3
1950 - 1969		116.7	44.2	72.5	65.3
1951 - 1970		114.3	43.9	70.4	63.3
1952 - 1971		110.2	43.6	66.5	59.9
1953 - 1972		110.3	43.6	66.7	60.1
1954 - 1973		108.6	43.3	65.2	58.7
1955 - 1974		107.6	43.3	64.3	57.8
1956 - 1975		105.5	43.1	62.4	56.2
1957 - 1976		104.8	43.0	61.8	55.6
1958 - 1977		104.6	42.8	61.7	55.6
1959 - 1978		106.0	42.7	63.3	56.9
1960 - 1979		106.1	42.6	63.5	57.1
1961 - 1980		105.1	42.4	62.7	56.4
1962 - 1981		103.0	42.1	61.0	54.9
1963 - 1982		102.6	42.1	60.5	54.5
1964 - 1983		100.4	41.8	58.6	52.7
1965 - 1984		99.2	41.6	57.5	51.8
1966 - 1985		96.5	41.4	55.2	49.6
1967 - 1986		94.8	41.3	53.5	48.2
1968 - 1987		95.3	41.2	54.1	48.7
1969 - 1988		93.0	41.1	51.9	46.7
1970 - 1989		91.6	41.1	50.5	45.4
1971 - 1990		91.6	41.2	50.4	45.4
1972 - 1991		92.5	41.2	51.3	46.1
1973 - 1992		92.4	41.3	51.1	46.0
1974 - 1993		92.2	41.2	51.0	45.9
1975 - 1994		91.7	41.2	50.5	45.5
1976 - 1995		91.8	41.2	50.6	45.5
1977 - 1996		92.2	41.2	51.0	45.9
1978 - 1997		91.8	41.2	50.6	45.5
1979 - 1998		89.3	41.1	48.2	43.4
1980 - 1999		86.6	41.1	45.5	41.0
1981 - 2000		85.9	41.3	44.6	40.2
1982 - 2001		85.0	41.4	43.7	39.3
1983 - 2002		84.2	41.4	42.8	38.5
1984 - 2003		84.3	41.5	42.7	38.5
1985 - 2004		83.5	41.7	41.9	37.7
1986 - 2005		85.4	41.8	43.6	39.2
1987 - 2006		84.2	41.7	42.5	38.3
1988 - 2007		82.0	41.4	40.6	36.5

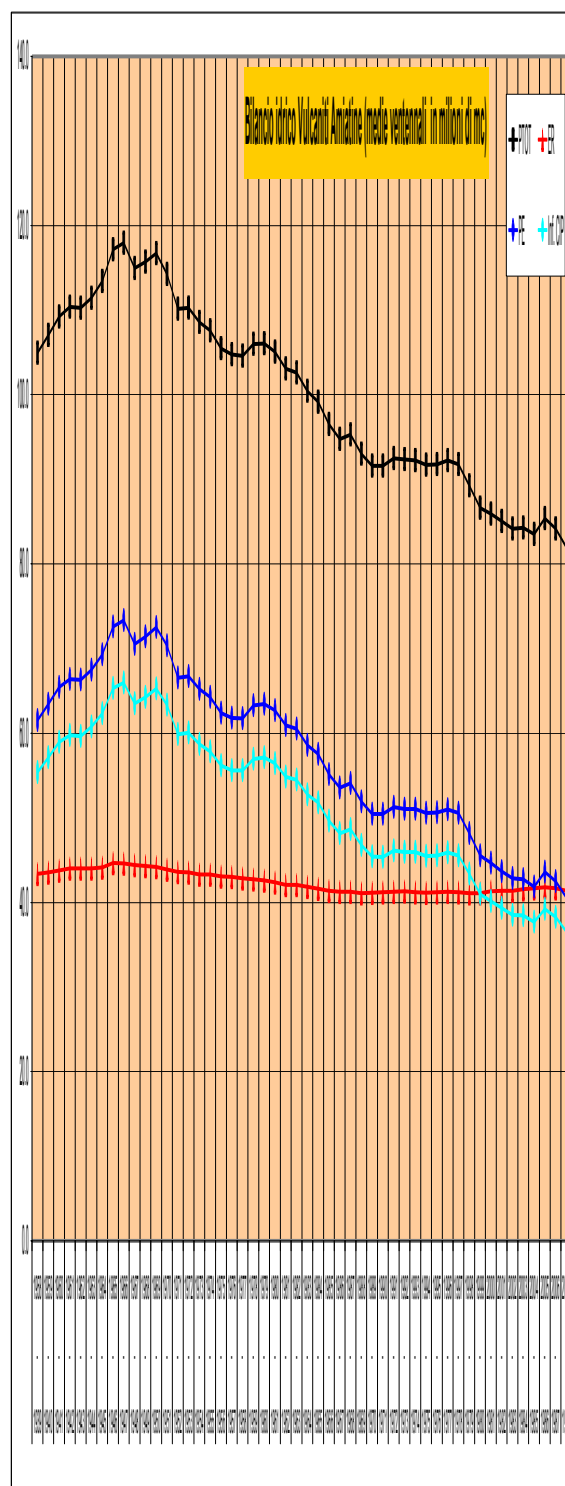


Fig. 1.12 – Medie ventennali

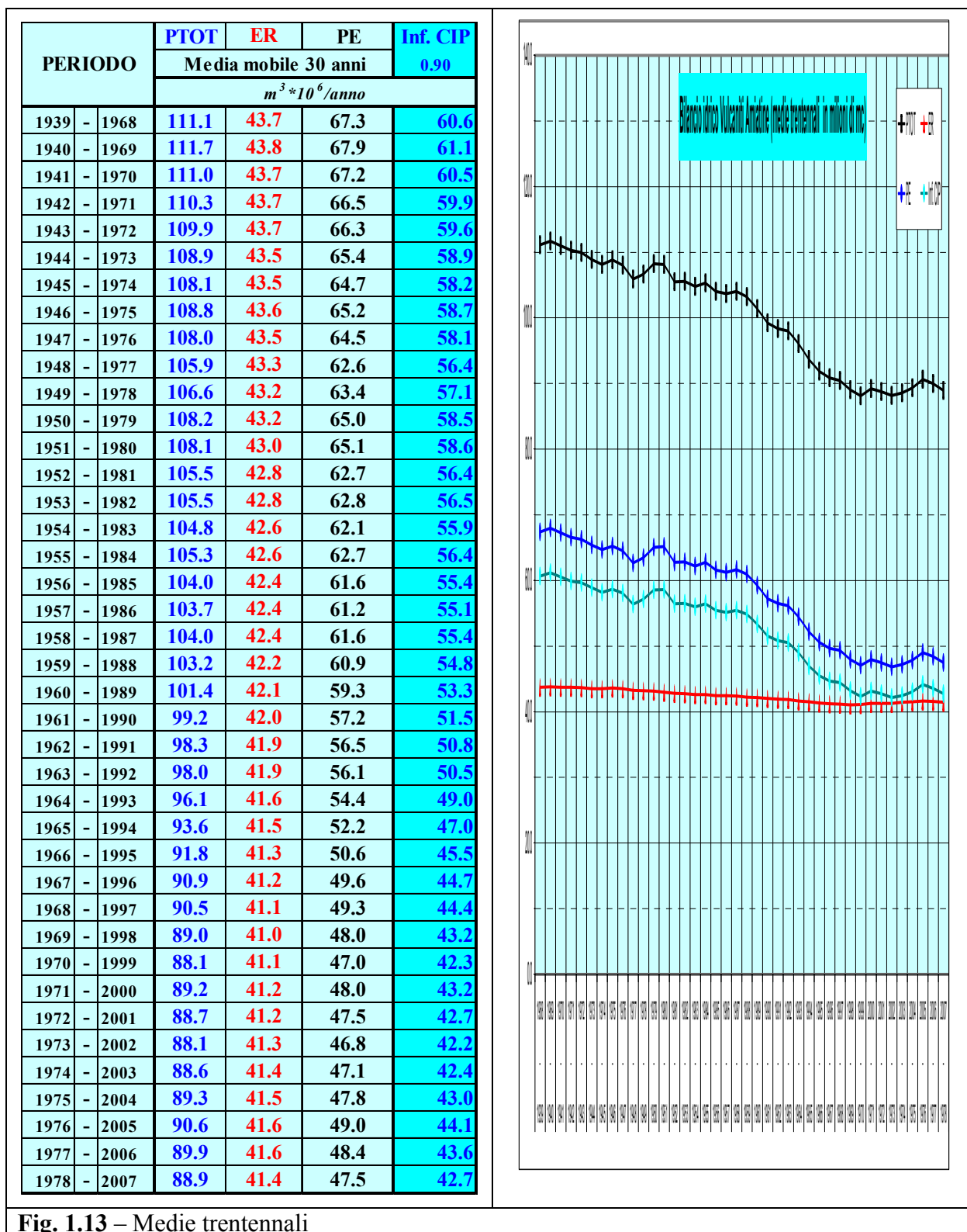


Fig. 1.13 – Medie trentennali

In tutte queste analisi si rileva una sostanziale analogia nell'andamento temporale medio del regime delle variabili analizzate

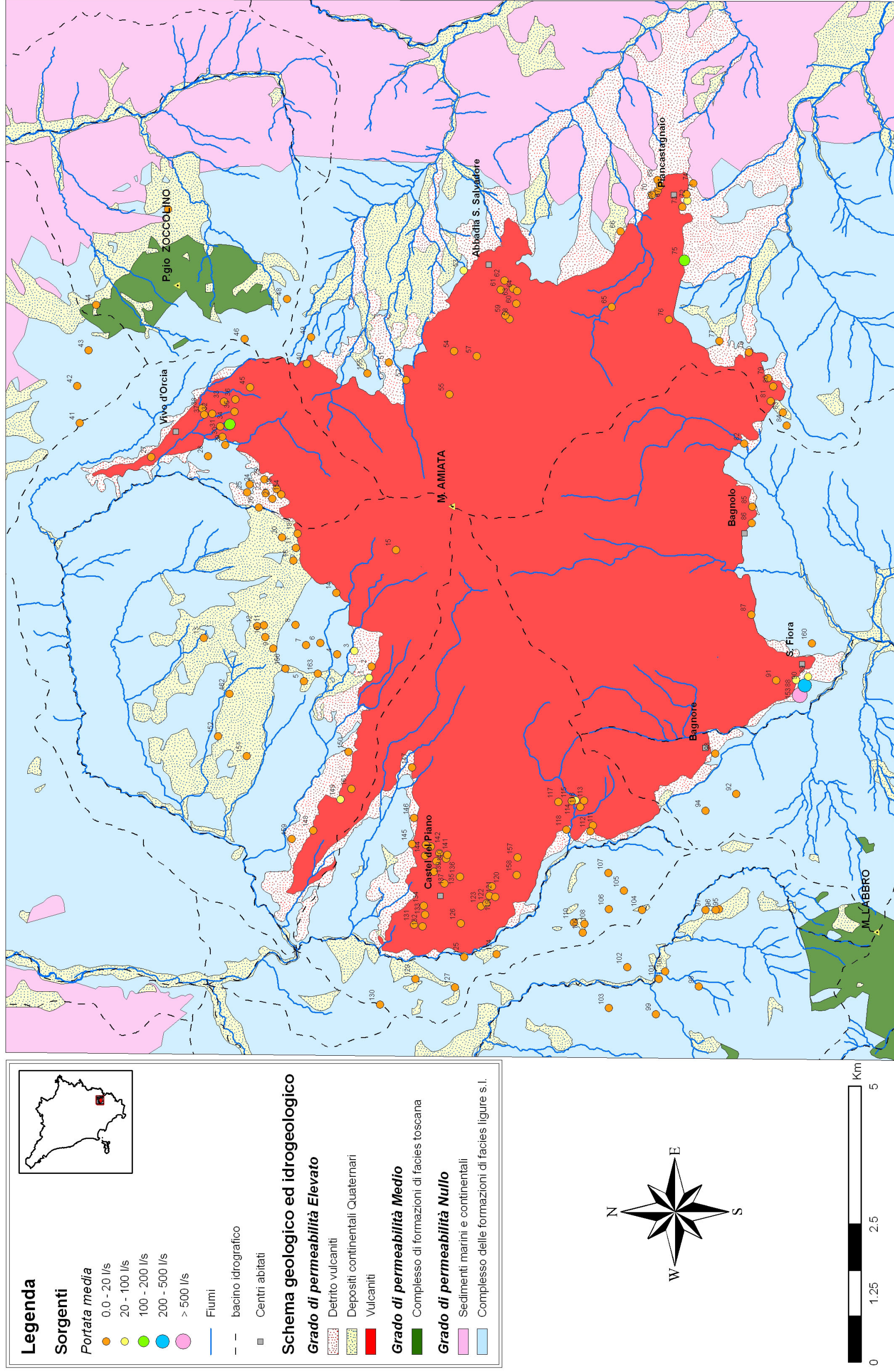
2. CALCOLO DEL DEFLUSSO SOTTERRANEO DELL'ACQUIFERO AMIATINO

L'acquifero vulcanico del M. Amiata può essere considerato, per quantità e qualità, il più importante serbatoio idrico naturale della Toscana Meridionale; ad esso infatti attingono buona parte delle province di Siena, Grosseto e dell'alto Lazio. Tale sistema idrogeologico, che occupa una superficie di circa 80 km², è alimentato esclusivamente dall'infiltrazione meteorica (frazione delle piogge o delle nevi cadute sul rilievo) ed è compresa all'interno di 5 bacini idrografici individuati da altrettanti corsi d'acqua (T. Senna, F. Fiora, T. Ente, T. Vivo, T. Pagliola) (Fig. 2.1). Esso presenta le caratteristiche più tipiche degli acquiferi fessurati/fratturati, quelle per cui si manifesta il fenomeno della doppia porosità. La circolazione idrica principale avviene nel reticolo di macrofratture dove la conducibilità idraulica è notevole; poiché queste occupano un volume trascurabile dell'ammasso roccioso, anche il loro immagazzinamento è di poco conto. L'immagazzinamento è invece in prevalenza a carico della microfessurazione dell'ammasso, in cui avviene anche una circolazione molto più lenta ed estesa, simile a quella dei mezzi porosi, alla quale è possibile collegare le variazioni di erogazione idrica a ciclo più lungo (dell'ordine di diversi anni).

La geometria dell'acquifero può essere ricondotta a quella di un cono, costituito dalle vulcaniti del Monte Amiata; le rocce vulcaniche, sovrastano un complesso flyscioide (costituito prevalentemente dalle formazioni di facies ligure s.l.) a bassa permeabilità che ne costituisce un limite inferiore di tipo geologico impermeabile (substrato impermeabile).

L'impermeabile di fondo è il principale motivo di condizionamento della circolazione idrica di base del Monte Amiata. Bisogna infatti considerare che le vulcaniti si sono depositate su una morfologia preesistente (probabilmente in parte modificata dalla messa in posto del materiale vulcanico), che attualmente forma degli spartiacque sotterranei diversi dai vecchi spartiacque superficiali.

Nell'area amiatina, sono state censite oltre 200 sorgenti di cui quasi 160 (escludendo tutte le scaturigini non misurabili), sono direttamente alimentate dall'acquifero oggetto di studio. Proprio quest'ultime sorgenti sono normalmente ubicate in prossimità del contatto tra le vulcaniti ed il sottostante complesso flyschioide di bassa permeabilità (Fig. 2.1). Secondo la classica schematizzazione di CIVITA (1972), esse sono pertanto classificabili come *sorgenti per soglia di permeabilità sottoposta* (Fig. 2.2 d,d'); l'ampia coltre detritica presente ai piedi del rilievo maschera spesso tale contatto, con il conseguente manifestarsi di numerose emergenze reali al posto di quelle geologiche. Alcune sorgenti scaturiscono, poco più a monte, in corrispondenza di variazioni del grado di permeabilità delle vulcaniti (*sorgenti per limite di permeabilità indefinito*) o di forti depressioni morfologiche (*sorgenti per affioramento della piezometrica*).



La principale zona di emergenza idrica è ubicata nei pressi dell'abitato di S. Fiora, con portate medie complessive di circa 700 l/s; purtroppo, per queste manifestazioni non è stato possibile disporre di misure di portata prolungate nel tempo, cosa che ha certamente condizionato la precisione delle valutazioni in oggetto.

Altre zone preferenziali di emergenza sono ubicate in corrispondenza degli altri paesi amiatini che, ovviamente, si sono qui inizialmente sviluppati proprio in virtù dell'abbondanza d'acqua. Particolarmente importante è la sorgente Ermicciolo (situata nei pressi di Vivo d'Orcia ed avente una portata media di circa 150 l/s), in quanto è l'unica che dispone di misure pressoché continuative di portata (a cadenza mensile) per un lungo arco di tempo (dal 1939 ad oggi). Negli ultimi dieci anni, proprio su questa sorgente, si è verificata ad una assenza della misurazione sistematica del valore di portata (dal 1998 al 2004). Di tutte le altre manifestazioni sorgive sono disponibili solo misure saltuarie, anche se talvolta relative a più anni. Tali valori di portata sono stati ripresi dai lavori di RAPPUOLI (1990), BARAZZUOLI & SALLEOLINI (1994a); BARAZZUOLI *et al.* (1992, 1995b, 2004), FOCACCI *et al.* (1993) i quali li reperirono soprattutto presso gli allora Enti gestori dei locali acquedotti o effettuando direttamente numerose misure di portata (per un periodo di circa due anni) sulle sorgenti ricadenti nel Comune di Abbadia S. Salvatore. La localizzazione e classificazione delle varie sorgenti (insieme ai relativi valori di portata tratti dalla suddetta bibliografia) è visibile in All. I.

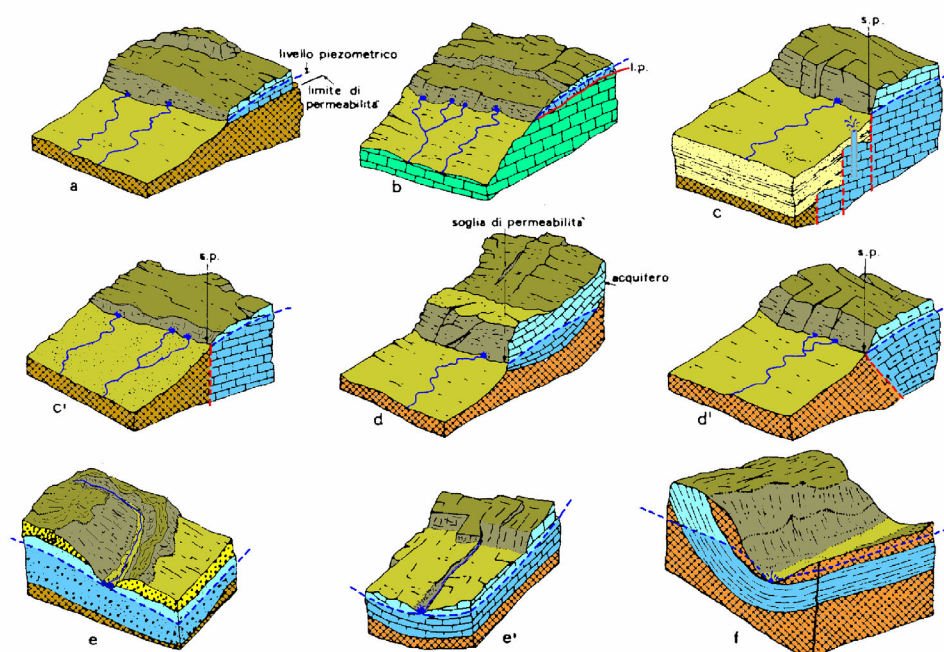


Fig. 2.2 – Classificazione delle sorgenti in base alle modalità di emergenza delle acque, proposta da CIVITA (1972). **a,b** = Sorgenti per limite di permeabilità; **c,c',d,d'** = Sorgenti per soglia di permeabilità; **e,e',f** = Sorgenti per affioramento della piezometrica.

2.1. DATI DI BASE

2.1.1. Portate delle sorgenti

Come già accennato, la sorgente Ermicciolo, se si fa eccezione per gli ultimi dieci anni, (in particolare dal 1998 al 2004) è l'unica che dispone di misure continuative di portata, a cadenza mensile a partire dal 1939. Di tutte le altre manifestazioni sorgive (ad esclusione delle sorgenti di S. Fiora di cui sono disponibili misure continuative dal 1990 ad oggi) sono disponibili solo misure saltuarie, anche se talvolta relative a più anni.

2.1.1.1. Le sorgenti di Santa Fiora

Con il nome di “Sorgenti del Fiora” prima del 1940 (quando vennero cioè iniziati i primi lavori di captazione delle sorgenti con la costruzione di n.2 gallerie: “Galleria Bassa” e “Galleria alta” ad Ovest della Peschiera), venivano indicate tutta una serie di piccole sorgenti costituite dal Gruppo Peschiera ad Ovest del paese e dal Gruppo Carro ad Est (Peschiera, Carolina, Mannarina, ecc.), che presentavano una portata mediamente costante di 850 l/sec., con valori minimi e massimi di 750 l/sec e 950 l/sec. (RAMELLA-BALDINI, 1966).

Oggi le sorgenti di Santa Fiora sono costituite da quattro punti di emergenza (Peschiera, Carolina, “Galleria Bassa”, “Galleria Nuova”), che sgorgano all'interno (Peschiera) e a valle dell'abitato di Santa Fiora. Si tratta di scaturigini che, essendo tutte alimentate da un'unica falda, risultano tra loro idrologicamente interconnesse (CELICO et al., 1988).

Tra le quattro polle sorgive, la sorgente Peschiera è l'unica non captata. La sorgente Carolina fu captata nel 1913, per una portata iniziale di utilizzazione di circa 14 l/sec.

I primi lavori di captazione di una certa importanza (PENTA, 1954; PENTA *et al*, 1957; TREVISAN, 1964; RAMELLA-BALDINI, 1966), vennero iniziati nel 1940 per essere interrotti nel 1942 per cause belliche e definitivamente completati all'inizio degli anni cinquanta.

In tale periodo fu realizzata una prima galleria (denominata “Galleria Bassa”), in cui vennero registrate, nella sola zona dell'imbocco, venute d'acqua di circa 200 l/sec. Venne però ben presto accertato che tali acque provenivano principalmente dalle vasche della Peschiera come dimostrato dal conseguente prosciugamento delle stesse. Nello stesso periodo fu poi realizzata una seconda galleria (denominata “Galleria Alta”), che venne definitivamente completata nel dopoguerra, mediante la realizzazione di due nuovi cunicoli (uno verso Ovest e l'altro verso Est) che consentirono la captazione di una portata complessiva di circa 300-350 l/sec. Posteriormente ai ritrovamenti d'acqua in galleria, si essicarono alcune sorgenti minori a monte della stessa,

lungo il vicino fosso Caro.

Un fenomeno identico si verificò durante i lavori di costruzione di un'ulteriore opera di captazione ("Galleria Nuova"), realizzata nei periodi giugno 1959-maggio 1961 (con una portata captata di circa 500 l/sec.) e novembre 1963-gennaio 1964 (con una portata captata di circa 700 l/sec.); questa fu successivamente completata mediante la perforazione di sondaggi sub-orizzontali disposti a raggiera (che consentirono di raggiungere la portata complessiva di circa 800 l/sec.). In tale occasione fu prosciugata la "Galleria Alta" e furono indotti decrementi di portata considerevoli in tutte le altre scaturigini.

In figura 2.3 si può notare come un primo forte innalzamento di portata (anno 1961) della "Galleria Nuova", abbia provocato una diminuzione generale di tutte le altre portate sorgive. Negli anni 1962 e 1963 continua il depauperamento delle sorgenti Peschiera, Carolina (con travasi idrici verso la "Galleria Nuova"), mentre si verifica un recupero di portata nella "Galleria Bassa". Nell'anno 1964, all'aumentare delle portate nella "Galleria Nuova", continua la diminuzione nelle sorgenti Carolina e "Galleria Bassa" mentre si ha un recupero improvviso di portata nella Peschiera. Nel 1965, infine, ad un ulteriore aumento di portata nella "Galleria Nuova" si contrappone un decremento nella sorgente Peschiera e si ha una sostanziale stabilizzazione delle portate nella "Galleria Bassa" e nella Carolina.

Le cause determinanti la fenomenologia relativa ai travasi delle portate da una polla sorgiva all'altra, dovute appunto all'influenza dei lavori in galleria, risultano evidenti nelle figure 2.4a e 2.4b dove si possono osservare, rispettivamente, la morfologia piezometrica indisturbata (riferita al 15 ottobre 1959) e quella successiva alla realizzazione della "Galleria Nuova" (CELICO et al., 1988).

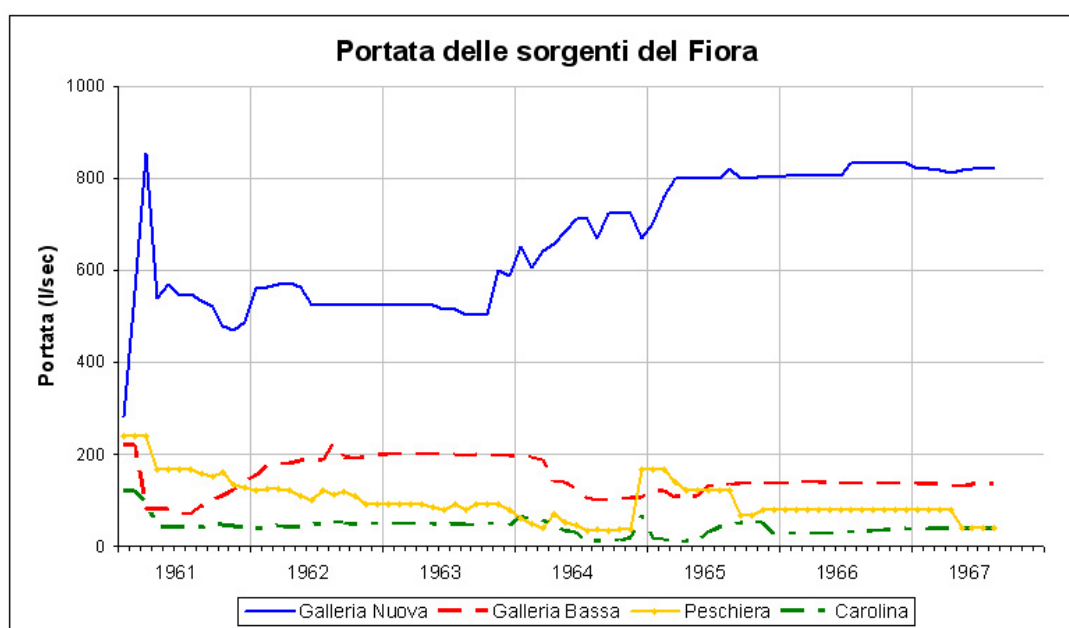


Fig. 2.3 – Diagrammi della portata (espressa in mc/sec) delle sorgenti di Santa Fiora.

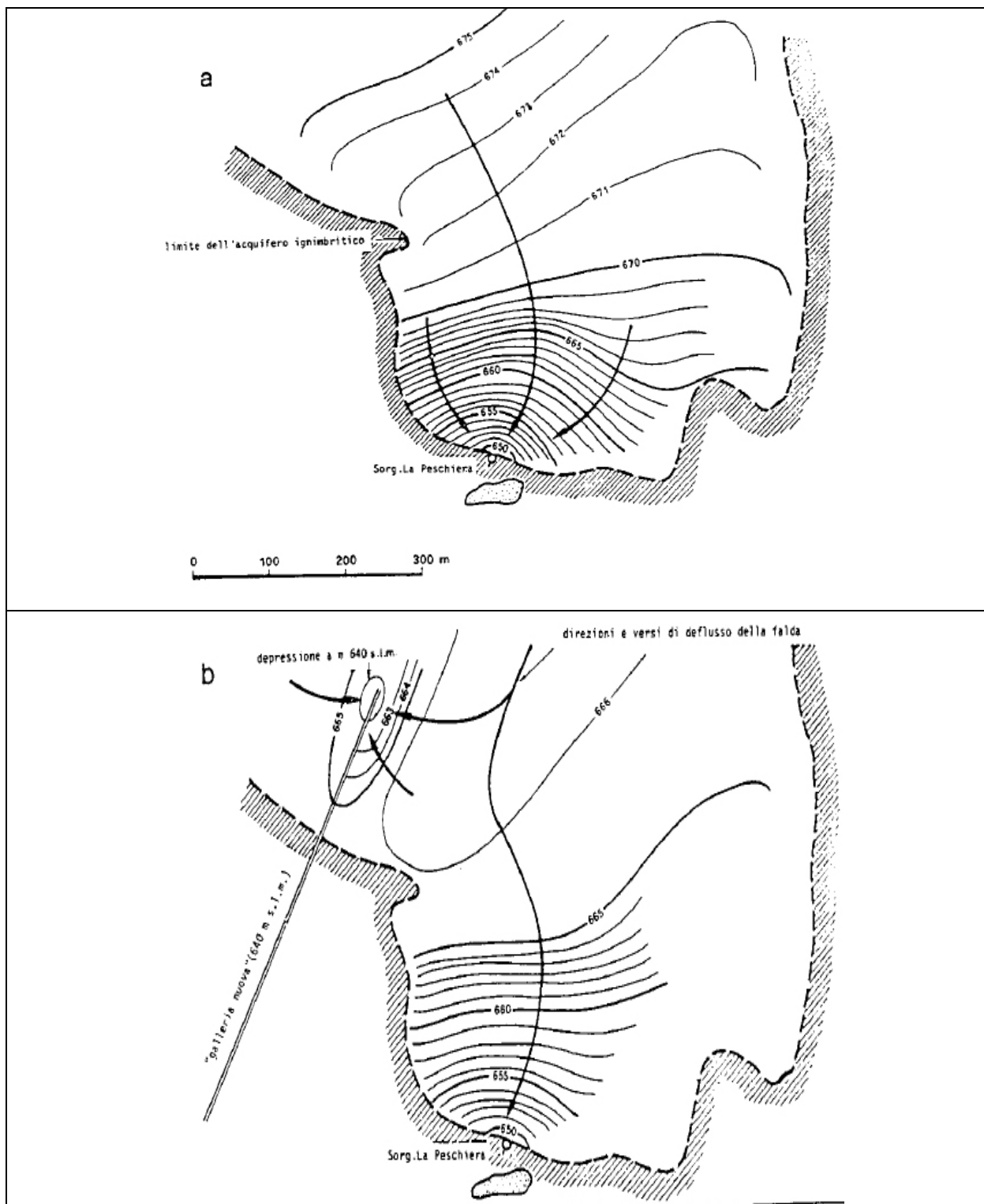


Fig. 2.4 – Carta delle isopiezometriche nella zona di Santa Fiora, riferite al 15 ottobre 1959 (a) ed al 15 giugno 1954 (b); (da CELICO et al., 1988)

È da notare che, pur essendo una delle zone amiatine più sfruttata da un punto di vista della captazione idrica, misure continuative di portata disponibili per tali sorgenti (Tab. 2.1) sono limitate ai primi anni di sfruttamento della “Galleria Nuova” (dal 1961 al 1967 - CELICO *et al.*, 1988) e, solo per le due maggiori gallerie drenanti, al periodo che va dal 1990 al 2007 (*fonte Fiora spa*).

codice UNI	NOME SORGENTE	ANNO	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	
88	PESCHIERA	1939												116.00	
		1955									221.00	221.00	163.00	192.00	194.00
		1956	194.00	200.50	198.00	183.50	190.00	195.00							
		1961	240.00	240.00	240.00	167.00	165.00	165.00	165.00	165.00	156.00	150.00	160.00	133.00	126.00
		1962	120.00	123.00	125.00	120.00	110.00	100.00	120.00	111.00	117.00	108.00	90.00	90.00	90.00
		1963	90.00	90.00	90.00	90.00	85.00	80.00	90.00	80.00	90.00	90.00	90.00	90.00	80.00
		1964	80.00	47.00	40.00	70.00	50.00	46.00	34.00	35.00	34.00	35.00	35.00	165.00	
		1965	165.00	165.00	140.00	120.00	120.00	120.00	120.00	120.00	68.00	68.00	80.00	80.00	80.00
		1966	80.00	80.00	80.00	80.00	80.00	80.00	80.00	80.00	80.00	80.00	80.00	80.00	80.00
		1967	81.00	81.00	81.00	80.00	40.00	40.00	40.00	40.00	40.00	40.00	40.00	40.00	40.00
1970	67.00		75.00	39.50			43.00		87.00	49.00	73.00				
89	CAROLINA	1961	120.00	120.00	98.00	40.00	40.00	40.00	40.00	44.00	47.00	43.00	43.00	40.00	
		1962	37.00	40.00	45.00	40.00	43.00	46.00	50.00	51.00	51.00	47.00	48.00	48.00	
		1963	48.00	48.00	48.00	48.00	48.00	45.00	47.00	46.00	45.00	48.00	48.00	45.00	
		1964	65.00	58.00	58.00	45.00	34.00	30.00	10.00	10.00	10.50	11.50	19.00	66.50	
		1965	17.30	15.00	8.60	9.60	9.90	27.50	40.00	45.00	50.00	50.00	51.50	27.00	
		1966	27.00	27.00	27.00	27.00	27.00	30.00	30.30	30.00	32.50	35.00	36.00	37.00	
		1967	36.00	37.00	37.00	38.00	38.00	38.00	38.00	38.00	38.00	38.00	38.00	38.00	
		1970	42.00		27.00	32.00			35.00		43.00	32.00	45.00	45.00	
		1954					503.50	503.50	503.50	526.00	526.00	526.00	526.00	526.00	
		90	FIORA (Galleria Alta e Galleria Bassa)	1955	526.00	526.00	526.00	526.00	526.00	537.70	552.00	542.00	525.00	519.50	487.00
1956	485.00			478.00	480.50	486.50	496.50	513.00							
1961	220.00			220.00	80.00	80.00	80.00	80.00	70.00	70.00	86.00	100.00	110.00	125.00	140.00
1962	155.00			175.00	178.00	180.00	186.00	190.00	186.00	223.00	195.00	190.00	196.00	198.00	
1963	200.00			200.00	200.00	200.00	200.00	200.00	200.00	196.00	200.00	196.00	197.00	196.00	
1964	193.00			193.00	188.00	140.00	140.00	122.00	105.00	100.00	100.00	103.00	104.00	106.00	
1965	120.00			120.00	107.00	107.00	107.00	130.00	133.00	133.00	137.00	135.00	136.00	136.00	
1966	136.00			139.00	139.00	139.00	136.00	135.00	135.00	135.00	135.00	135.00	135.00	135.00	
1967	135.00			134.00	135.00	134.00	130.00	134.00	134.00	134.00					
1990	111.00			109.00	108.00	109.00	107.80	111.25	110.80	109.00	109.50	108.25	111.00	108.66	
1991	109.00	109.66	108.00	110.00	108.25	110.00	110.89	111.56	109.98	110.42	107.74	106.80			
1992	107.15	105.64	105.50	105.96	107.38	106.98	108.16	115.58	113.27	113.84	109.21	110.00			
1993	108.00	104.65	107.01	108.24	110.90	116.21	120.17	123.22	114.42	111.47	113.58	114.14			
1994	114.56	114.82	116.32	115.27	119.32	119.12	121.51	120.19	120.05	118.20	111.72	113.73			
1995	116.35	117.90	120.57	120.54	119.65	114.33	108.65	108.72	107.94	107.56	106.48	105.90			
1996	107.69	109.59	110.42	111.12	111.27	114.01	113.20	114.47	111.79	112.63	113.44	113.61			
1997	117.18	115.72	114.86	114.92	116.17	115.80	117.33	115.39	114.51	114.11	115.80	118.67			
1998	118.13	118.39	119.81	122.34	123.21	124.35	121.79	122.19	114.27	112.47	106.97	112.60			
1999	113.35	118.18	114.49	112.23	116.53	120.48	118.93	117.33	107.82	111.12	120.10	117.14			
2000	119.67	116.97	116.66	117.21	114.46	113.82	113.76	117.59	112.17	114.80	117.67	118.82			
2001	118.03	120.77	120.56	120.81	123.41	122.33	121.87	121.51	118.97	116.33	114.01	111.42			
2002	109.78	119.05	124.46	119.75	120.15	124.29	121.89	120.14	116.49	117.28	123.03	119.52			
2003	121.22	120.97	123.19	123.24	124.52	126.31	124.60	125.11	123.21	122.69	123.36	116.82			
2004	116.81	117.08	119.40	118.11	118.24	117.69	116.84	116.50	114.90	113.35	111.91	110.32			
2005	109.51	109.70	112.76	111.48	112.51	111.76	112.90	110.01	106.95	108.13	108.32	112.82			
2006	113.00	113.41	113.88	112.85	112.18	112.48	113.34	110.37	110.26	109.20	111.40	107.20			
2007	107.50	106.80	105.71	103.37	105.23	108.26	112.91	112.34	106.82	103.87	103.70	104.82			
1961	282.00	553.00	854.00	540.00	568.60	544.40	547.00	532.00	520.00	478.50	467.80	486.60			
1962	559.00	562.40	569.70	573.50	563.40	523.00	523.00	523.00	523.00	523.00	523.00	523.00			
1963	523.00	523.00	523.00	523.00	522.50	514.00	516.00	503.00	503.00	503.00	600.00	588.30			
1964	650.00	606.00	643.00	657.00	685.00	711.50	710.00	669.00	725.00	725.00	725.00	670.00			
1965	703.00	760.00	800.00	800.00	800.00	800.00	800.00	820.00	800.00	800.00	806.20	801.00			
1966	805.00	805.00	805.00	805.00	805.00	805.00	833.00	833.00	833.00	833.00	833.00	833.00			
1967	820.00	820.00	819.00	812.00	819.00	820.00	820.00	820.00							
1970*	1086.00	1115.00	1135.00	1197.00	1172.00	1130.00	1111.00	1148.00	1193.00				960.00		
1990	600.00	595.00	585.00	584.00	579.40	576.66	571.20	564.75	560.00	557.10	552.00	549.33			
1991	543.75	540.33	540.58	538.00	539.50	538.50	540.68	539.74	538.80	539.21	542.02	543.36			
1992	544.74	547.65	550.50	556.58	559.91	562.56	566.16	567.99	570.84	574.18	576.24	578.00			
1993	579.32	581.83	587.42	594.54	599.17	601.00	604.13	604.16	600.83	599.78	597.03	592.65			
1994	589.84	588.64	584.81	577.80	575.69	572.83	569.72	566.82	562.93	568.51	560.98	540.76			
1995	543.46	543.32	540.66	537.64	535.81	532.31	531.01	527.68	523.38	519.79	517.33	514.28			
1996	514.21	513.19	510.88	510.30	511.98	513.25	514.52	516.15	516.33	517.19	516.17	516.57			
1997	525.93	526.41	529.20	534.89	541.05	546.75	551.06	554.64	557.11	559.45	562.66	564.12			
1998	564.11	569.52	569.09	571.37	573.48	576.30	577.66	579.24	579.89	581.95	580.14	577.11			
1999	576.81	576.70	575.75	576.83	574.85	566.30	571.38	570.33	565.28	563.45	561.53	558.66			
2000	560.57	568.35	561.56	547.50	546.35	544.06	541.15	542.09	538.31	534.85	532.26	531.07			
2001	532.71	532.05	537.27	547.08	552.00	557.93	569.42	574.63	576.00	578.54	580.77	581.88			
2002	582.42	583.39	582.24	579.71	578.03	573.66	570.84	566.85	561.15	555.66	551.83	546.13			
2003	543.44	536.59	536.25	533.75	529.52	529.55	525.85	523.58	520.71	517.17	513.31	506.77			
2004	503.58	501.43	500.94	498.86	504.01	504.21	505.66	505.87	506.39	508.46	508.93	511.34			
2005	512.29	512.24	513.67	515.89	520.57	522.68	524.27	524.08	527.18	529.19	531.18	539.46			
2006	537.69	545.91	546.18	551.80	558.79	563.45	569.27	573.98	579.34	582.69	582.22	585.70			
2007	582.80	582.96	581.44	579.72	577.93	573.89	570.58	565.94	560.12	555.73	548.68	544.27			

(*): valore di portata cumulato tra "Galleria Bassa" e "Galleria Nuova"

Tab. 2.1 –Misure di portata delle sorgenti nella zona di Santa Fiora. Valori espressi in l/s.

L'esame degli ideogrammi per le sorgenti attorno all'abitato di Santa Fiora, si è quindi limitato alle sole sorgenti "Galleria Nuova" e "Galleria Bassa" per quanto attiene il periodo 1990-2007 (Figg. 2.5, 2.6, 2.7). Tali idrogrammi mostrano, abbastanza chiaramente, una certa regolarità contrassegnata da una ciclica alternanza di anni di piena ed anni di magra (più evidenti in Fig. 2.6) e, nell'ambito dello stesso anno, periodi di piena e periodi di magra (Fig. 2.7), che trovano la loro spiegazione nella naturale variazione delle condizioni idrodinamiche.

Sembra infatti che, per il periodo preso in esame e per i dati oggi disponibili, le sorgenti indagate risentano dell'effetto regolatore dell'acquifero alimentatore, il quale trattiene parte dei volumi d'acqua che vi affluiscono nella stagione piovosa per liberarli gradualmente nel periodo di scarsità di afflussi. Analogamente, negli anni meno piovosi libera parte delle riserve accumulate in quelli di piena.

Tale fenomeno appare del tutto evidente dall'idrogramma della sorgente "Galleria Nuova" (Fig. 2.5) in cui si può individuare un andamento ciclico rappresentato da massimi di 604,16 l/sec e minimi di 498,86 l/sec che si registrano ogni 3-5 anni. La portata media di tale sorgente (per gli anni 1990-2007) si attesta su valori di 552,21 l/sec con un trend di dette portate lievemente negativo (-0,098 l/sec) che ne denota, quindi, una sostanziale stabilità.

La sorgente "Galleria Nuova" presenta periodi di esaurimento molto più ampi e regolari rispetto a quelli della "Galleria Bassa", ciò rende ipotizzabile che le portate sorgive dipendano poco dalle variazioni stagionali degli afflussi e molto di più da variazioni pluriennali (Fig. 2.8).

Per la "Galleria Bassa" (come è stato precedentemente fatto notare) è ipotizzabile invece una stretta dipendenza con la vicina "Galleria Nuova".

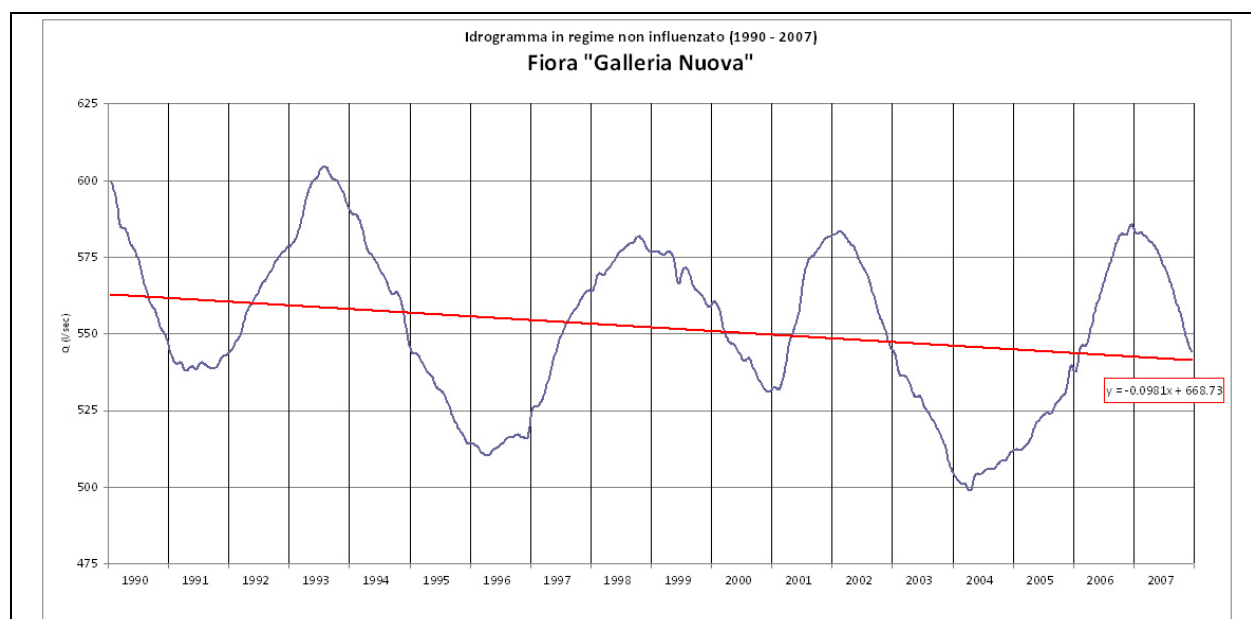


Fig. 2.5 - Idrogramma annuo delle portate mensili relative alla sorgente "Galleria Nuova" (periodo 1990-2007). Valori in l/s

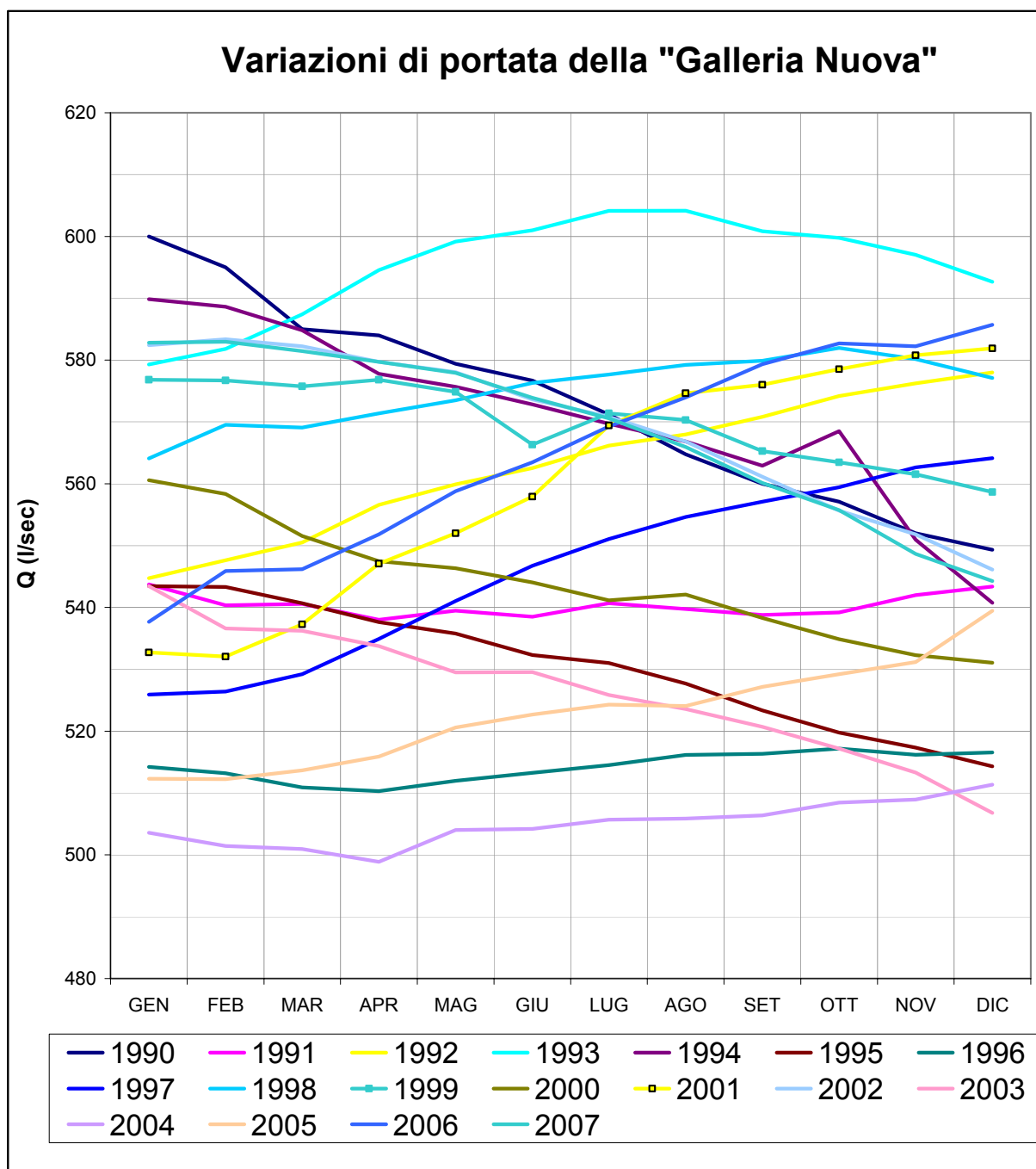


Fig. 2.6 - Idrogrammi annuali delle portate relativi alla sorgente "Galleria Nuova" (periodo 1990-2007). Valori in l/s

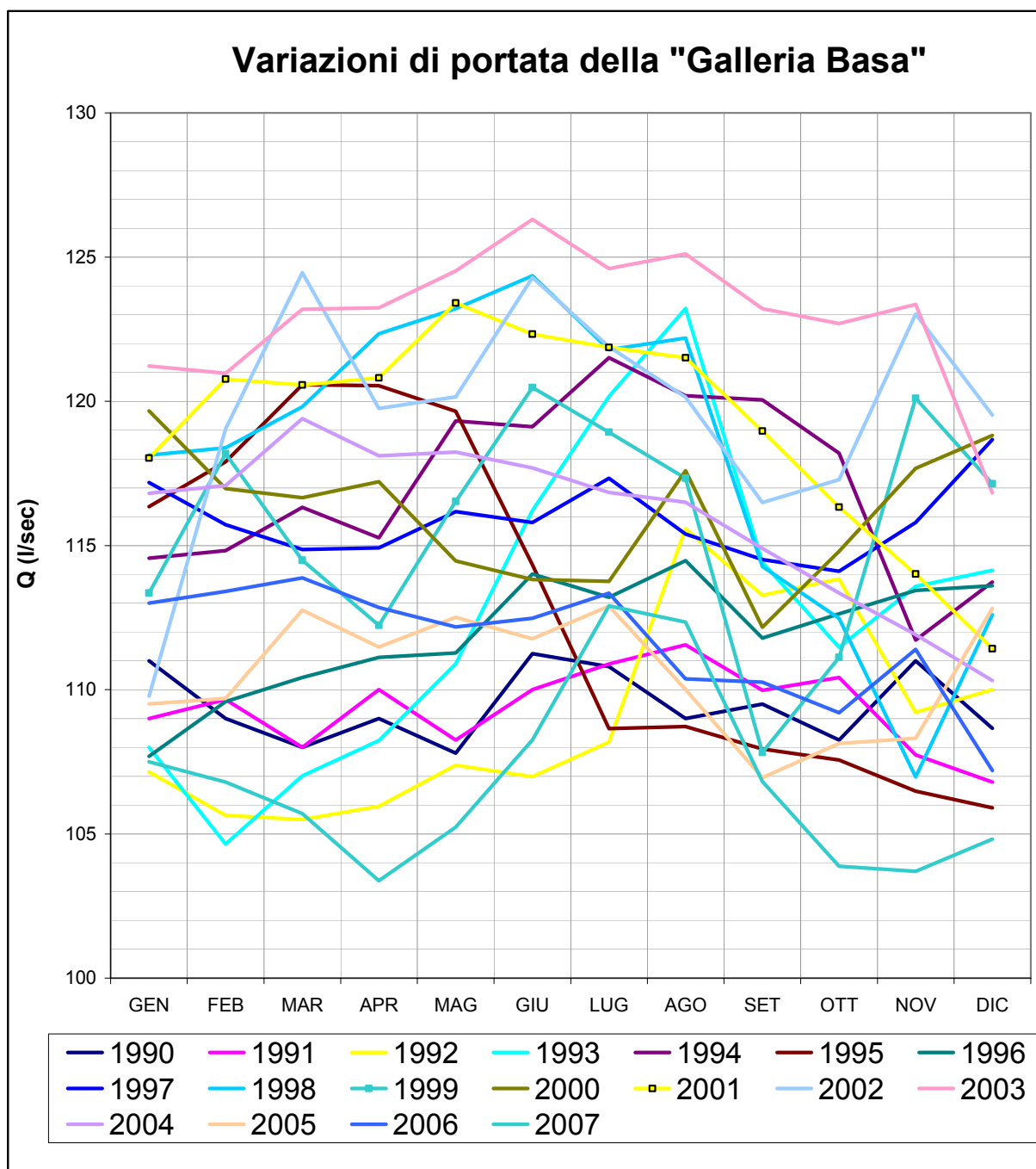


Fig. 2.7 - Idrogrammi annui delle portate relativi alla sorgente "Galleria Bassa" (periodo 1990-2007). Valori in l/s

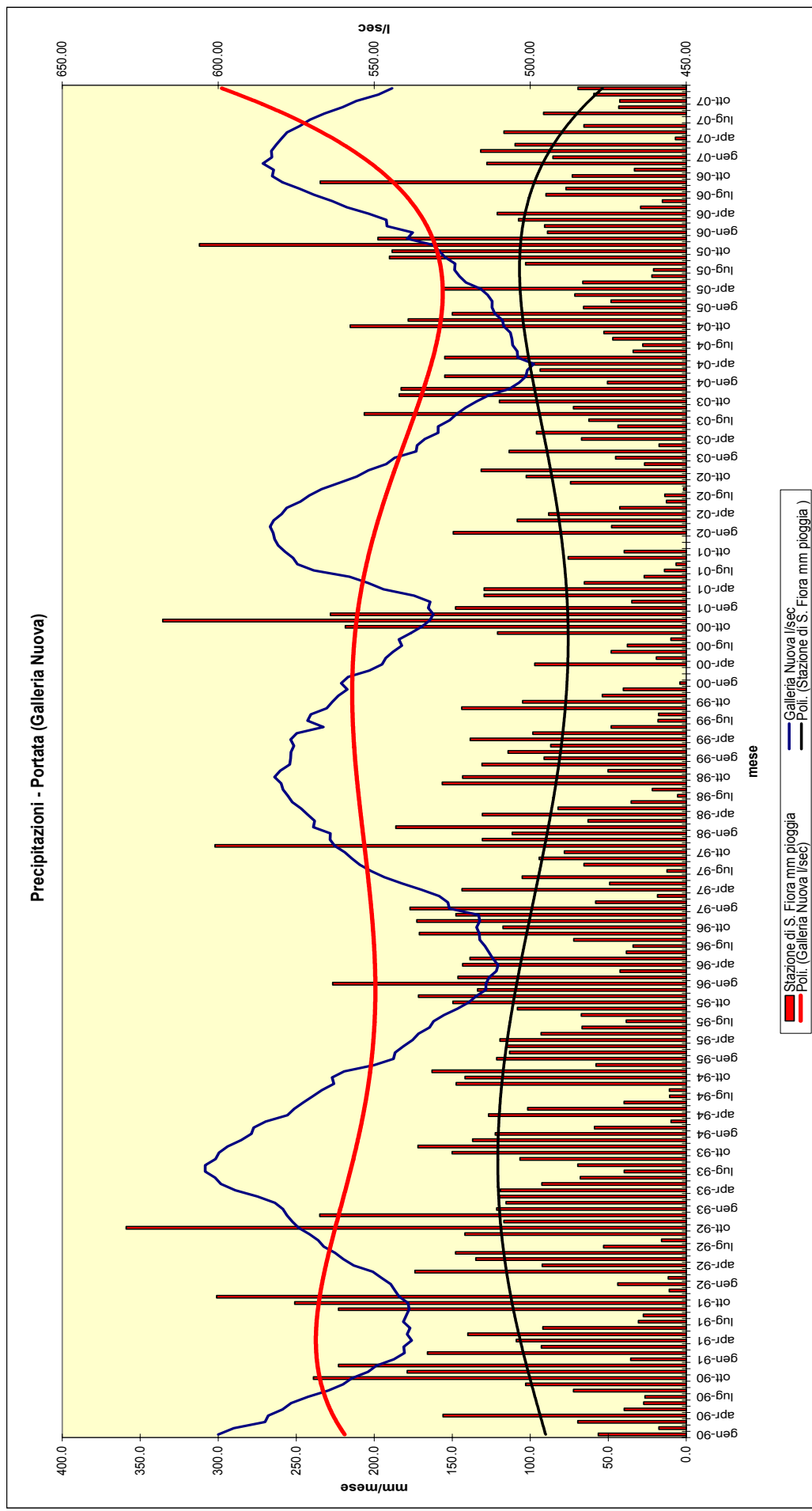


Fig. 2.8 – Diagramma della portata della “Galleria Nuova”, in relazione all’istogramma delle precipitazioni (stazione pluviometrica di Santa Fiora)

2.1.1.2. La sorgente Ermicciolo

La sorgente Ermicciolo, situata nei pressi del Vivo d'Orcia (comune di Castiglion d'Orcia) è l'unica che dispone di misure più o meno continuative di portata a cadenza mensile a partire dal 1939 (Tab2.2).

codice	NOME SORGENTE	ANNO	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC
		1939	175.00	175.00	176.00	177.00	179.00	190.00	205.00	213.00	214.00	214.00	209.00	199.00
		1940	200.00	200.00	202.00	206.00	208.00	204.00	203.00	197.00	193.00	186.00	184.00	184.00
		1941	185.00	190.00	237.00	264.00	300.00	312.00	304.00	283.00	266.00	249.00	230.00	216.00
		1942	204.00	193.00	187.00	182.00	186.00	192.00	185.00	194.00	189.00	183.00	180.00	172.00
		1943	171.00	171.00	172.00	176.00	180.00	184.00	189.00	185.00	180.00	175.00	172.00	168.00
		1944	163.00	159.00	158.00	157.00	158.00	159.00	213.24	211.69	204.25	200.07	191.50	185.26
		1945	187.89	189.11	184.00	189.00	190.00	193.00	195.00	196.00	193.00	187.00	179.00	173.00
		1946	168.00	164.00	164.00	164.00	164.00	161.00	161.00	161.00	161.00	160.00	156.00	156.00
		1947	156.00	157.00	159.00	188.00	214.00	225.00	226.00	219.00	206.00	194.00	183.00	177.00
		1948	178.00	201.00	227.00	242.00	245.00	245.00	217.00	228.00	220.00	207.00	201.00	196.00
		1949	183.00	174.00	168.00	157.00	153.00	148.00	142.00	137.00	133.00	128.00	125.00	125.00
		1950	127.00	128.00	129.00	133.00	139.00	147.00	153.00	156.00	157.00	158.00	155.00	149.00
		1951	147.00	177.00	223.00	277.00	297.00	303.00	294.00	281.00	262.00	250.00	234.00	219.00
		1952	206.00	196.00	191.00	185.00	183.00	179.00	175.00	171.00	167.00	164.00	155.00	150.00
		1953	150.00	150.00	150.00	150.00	152.00	154.00	159.00	158.00	158.00	158.00	157.00	155.00
		1954	154.00	153.00	155.00	161.00	173.00	185.00	191.00	194.00	191.00	187.00	182.00	174.00
		1955	167.00	165.00	161.00	163.00	165.00	165.00	166.00	167.00	167.00	165.00	159.00	153.00
		1956	150.00	149.00	149.00	153.00	158.00	170.00	184.00	180.00	177.00	173.00	168.00	164.00
		1957	161.00	157.00	157.00	160.00	169.00	176.00	177.00	177.00	175.00	170.00	164.00	161.00
		1958	158.00	154.00	150.00	152.00	157.00	163.00	164.00	164.00	164.00	160.00	158.00	152.00
		1959	151.00	151.00	151.00	151.00	155.00	157.00	157.00	157.00	157.00	157.00	157.00	168.00
		1960	229.00	210.00	272.00	378.00	300.00	297.00	283.00	263.00	245.00	230.00	213.00	201.00
		1961	205.00	222.00	226.00	226.00	221.00	217.00	210.00	203.00	190.00	179.00	179.00	179.00
		1962	189.00	189.00	189.00	189.00	211.00	211.00	199.00	199.00	199.00	188.00	179.00	179.00
		1963	173.00	179.00	187.00	200.00	200.00	209.00	212.00	208.00	183.00	176.00	164.00	164.00
		1964	157.00	153.00	150.00	150.00	165.00	162.00	172.00	167.00	162.00	162.00	156.00	153.00
		1965	157.00	175.00	191.00	195.00	197.00	201.00	196.00	188.00	181.00	172.00	164.00	161.00
		1966	164.00	168.00	177.00	188.00	190.00	190.00	180.00	172.00	163.00	157.00	154.00	154.00
		1967	155.00	158.00	159.00	165.00	171.00	173.00	176.00	170.00	170.00	164.00	155.00	154.00
		1968	180.79	181.97	187.75	197.74	201.58	208.08	209.01	207.49	200.20	196.10	187.70	181.58
		1969	129.30	132.30	138.00	161.90	184.70	197.40	200.80	197.60	191.80	183.60	177.60	167.50
		1970	161.70	162.90	168.00	168.40	168.70	178.00	183.60	184.30	181.80	177.40	169.10	156.00
		1971	145.10	142.60	139.00	134.30	124.00	124.10	126.10	126.70	125.10	123.90	120.70	115.50
		1972	112.40	107.70	109.20	114.30	116.80	126.20	135.00	137.80	136.80	134.40	130.90	129.60
		1973	127.20	130.10	131.90	135.60	139.70	142.10	149.90	149.50	144.90	139.80	133.70	128.00
		1974	120.30	113.90	109.00	109.20	110.20	119.70	126.50	130.40	128.20	124.60	120.80	116.60
		1975	109.60	102.30	96.00	96.80	98.00	100.60	100.60	96.60	96.00	94.20	89.10	85.00
		1976	82.20	81.70	78.10	75.10	77.50	82.10	88.70	90.40	91.00	90.60	89.50	91.50
		1977	102.30	124.30	147.70	164.10	172.60	173.40	170.40	164.60	149.10	143.90	139.60	127.10
		1978	117.10	114.80	123.40	137.70	144.50	159.40	163.10	163.10	163.10	147.60	140.90	129.30
		1979	123.40	121.80	125.80	140.60	160.30	189.60	194.60	190.20	176.20	167.80	150.40	143.10
		1980	137.30	132.90	132.90	136.40	138.30	139.80	147.70	150.70	148.80	145.20	138.70	134.70
		1981	133.00	132.10	133.00	133.00	132.00	132.00	130.70	125.50	118.80	111.30	102.70	97.00
		1982	86.20	84.60	84.60	81.60	80.70	82.00	84.10	83.10	81.40	78.90	79.40	76.70
		1983	80.70	89.50	99.40	114.80	132.70	145.00	150.00	150.00	145.40	136.20	131.80	122.10
		1984	111.40	100.80	82.00	83.00	88.90	100.90	111.90	110.30	113.50	110.30	107.50	67.50
		1985	107.50	114.60	133.90	141.30	152.20	160.70	161.70	156.10	147.50	142.40	135.70	125.80
		1986	109.20	97.20	85.90	81.70	85.00	99.00	109.30	111.20	104.00	99.50	94.90	82.30
		1987	79.30	85.90	83.80	84.10	85.70	86.90	86.90	86.50	85.60	84.70	83.40	81.80
		1988	85.30	88.80	88.40	88.90	99.20	113.00	114.10	120.40	120.40	121.90	109.60	109.20
		1989	102.40	91.60	86.90	81.70	77.70	76.90	70.20	66.10	64.70	61.50	60.00	70.64
		1990	56.00	53.80	51.30	50.50	47.70	46.30	44.50	42.70	40.90	38.60	37.80	37.80
		1991	77.20	76.80	37.70	76.60	76.60	45.80	77.00	77.00	76.70	76.80	53.30	76.90
		1992	77.10	77.20	77.50	78.30	78.90	79.10	79.70	80.80	80.90	81.30	81.00	81.30
		1993	81.20	81.10	90.30	83.10	83.90	84.80	85.60	86.00	84.50	84.10	84.00	83.50
		1994	83.30	83.20	82.90	81.90	82.20	81.80	81.70	81.20	80.70	80.00	55.40	77.40
		1995	78.00	78.20	78.20	77.80	56.60	76.40	75.60	75.20	74.60	74.20	73.70	54.20
		1996	73.50	73.60	91.40	99.40	73.70	111.40	74.20	123.20	74.20	124.10	116.80	74.50
		1997	117.39	123.53	75.83	131.50	77.68	137.50	79.00	79.18	79.39	79.61	80.93	
		1998	126.66											
		1999		118.93	116.10		116.28	121.03	123.72				116.12	113.38
		2000		112.50	110.36			105.28		99.44			95.79	98.67
		2001		113.89	121.56	135.32	135.36		142.66		143.45	144.93	146.00	
		2002	141.18	136.85	131.38	123.17	119.07	113.95	108.48	103.50				
		2003					93.00		93.17					
		2004	87.36	88.67	95.01	115.50	119.00	126.00	128.00	127.00	126.00	124.50	123.50	
		2005	124.60	125.50	123.30	124.00	135.30	139.50	139.00	138.00	134.60	132.50	133.70	135.70
		2006	139.90	142.50	150.00	154.50	163.00	164.50	163.70	161.50	157.50	152.50	145.10	138.30
		2007	133.50	129.40	124.50	119.00	115.00	113.00	108.00	103.00	97.00	95.00	93.00	90.00
		2008	88.00	86.00	84.00									

Tab. 2.2 –Misure di portata della sorgente Ermicciolo. Valori espressi in l/s.

L'analisi dell'idrogramma di tale sorgente (Fig. 2.9) evidenzia un andamento caratterizzato da mediamente lunghi periodi di esaurimento (con tempi medi di esaurimento pari a 162 giorni – vedi par.2.2) con una continua diminuzione di portata (-0,144 l/sec).

Valori del tutto anomali rispetto all'andamento “naturale” del regime della sorgente sono state misurate nel periodo compreso tra il 1990 ed il 1997. Va però fatto notare che le acque captate da tale galleria vengono dapprima raccolte in una vasca in cemento armato (Fig. 2.10) e poi convogliate in due condotte che riforniscono gli utenti di Siena (*ex concessione INTESA*) e quelli del Vivo d'Orcia e della Valdorcia (*concessione CIGAF – Acquedotto dal Vivo*). Proprio in corrispondenza delle due condotte sono collocati i misuratori (uno per ogni condotta). La portata totale della sorgente dovrebbe essere data quindi dalla somma delle due misure.

Probabilmente nel periodo compreso tra il 1990 ed il 1997 ci potrebbero essere stati degli errori di registrazione del valore reale di portata. A conferma di ciò va notato che nel periodo successivo a tale data, l'idrogramma della sorgente sembra ritornare a regimi del tutto compatibili a quelli naturali (Fig. 2.11)

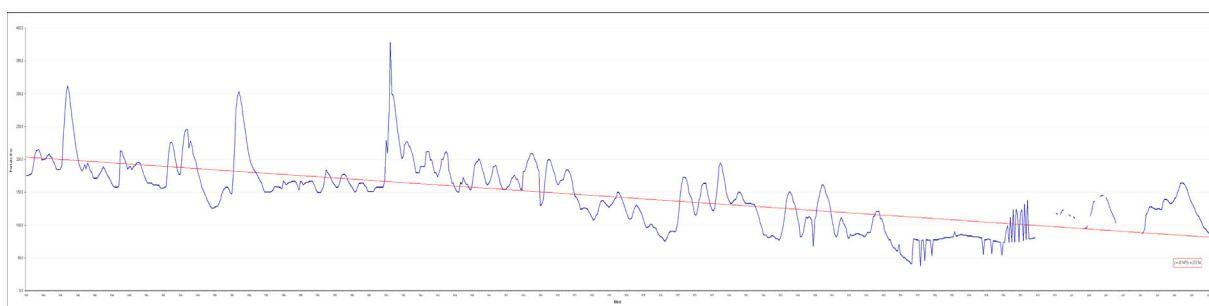


Fig. 2.9 – Idrogramma annuo delle portate mensili relative alla sorgente “Ermicciolo” (periodo 1936-2007). Valori espressi in l/s.



Fig. 2.10 – Misure di portata della sorgente Ermicciolo. Valori espressi in l/s.

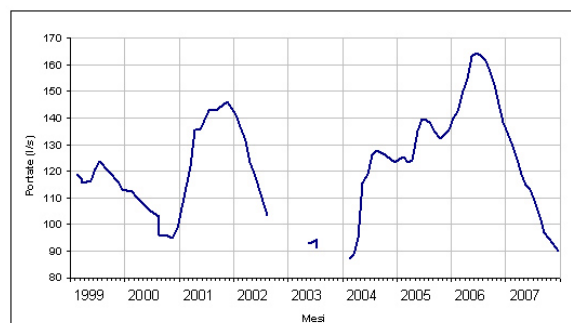


Fig. 2.11 – Idrogramma annuo delle portate mensili relative alla sorgente “Ermicciolo” (periodo 1999-2007). Valori espressi in l/s.

2.1.2. Analisi dei cicli di esaurimento delle sorgenti

L'andamento delle portate sorgive corrispondenti al periodo di esaurimento (intendendo cioè quel periodo dell'anno in cui le portate sorgive decrescono pressoché indisturbate per l'assenza o la trascurabilità della ricarica attiva dovuta ad apporti esterni di acque di precipitazione) descrive una traiettoria concava verso l'alto e asintotica all'asse delle ascisse (asse dei tempi)(Fig. 2.12).

Tali curve rappresentano lo svuotamento progressivo dell'acquifero che alimenta il deflusso sotterraneo durante il periodo in cui è nullo o trascurabile l'effetto della ricarica, ovvero rappresenta il volume d'acqua liberato dall'acquifero tra l'inizio e la fine dell'esaurimento ($W_d = W_0 - W_r$ ¹).

Tramite lo studio di tali curve è dunque possibile valutare le riserve regolatrici, le risorse dinamiche e l'immagazzinamento dinamico di un acquifero, o di una sua porzione, che le alimenta.

L'esaurimento delle sorgenti può essere rappresentato matematicamente da equazioni che descrivano curve teoriche di esaurimento il più possibile simili alle curve di esaurimento reali. Le funzioni più frequentemente rappresentative sono due :

- Formula di Maillet $Q_t = Q_0 \cdot e^{-\alpha t}$
- Formula di Tison $Q_t = \frac{Q_0}{[1 + (\alpha \cdot t)]^2}$

dove:

Q_t = portata della sorgente, o della falda, al tempo t (m³/sec);

Q_0 = portata della sorgente, o della falda al tempo t_0 (m³/sec);

α = coefficiente di esaurimento (giorni⁻¹); esprime cioè la rapidità con cui l'acquifero tende a svuotarsi (in regime non influenzato)

t = tempo trascorso all'inizio dell'esaurimento (giorni).

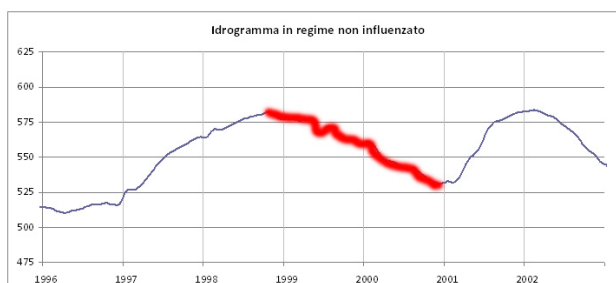


Fig. 2.12 – Esempio di idrogramma e ciclo di esaurimento. Valori espressi in l/s.

¹ W_0 : immagazzinamento dinamico all'inizio del ciclo di esaurimento ovvero la quantità d'acqua gravifica immagazzinata in quel momento nell'acquifero tra la minima quota di sfioro delle acque sotterranee ed il massimo livello piezometrico della falda.

W_r : immagazzinamento dinamico alla fine del ciclo di esaurimento ovvero il volume d'acqua gravifica immagazzinata nell'acquifero tra la minima quota di sfioro ed il minimo livello piezometrico della falda.

Se il decremento delle portate sorgive nei tratti di esaurimento è di tipo esponenziale (Fig. 2.13a) i punti rappresentativi della curva di esaurimento reale si allineano su di un diagramma semilogaritmico tipo quello di Fig. 2.13b. Trasformiamo così la curva di esaurimento in una retta mediante il metodo dei minimi quadrati.

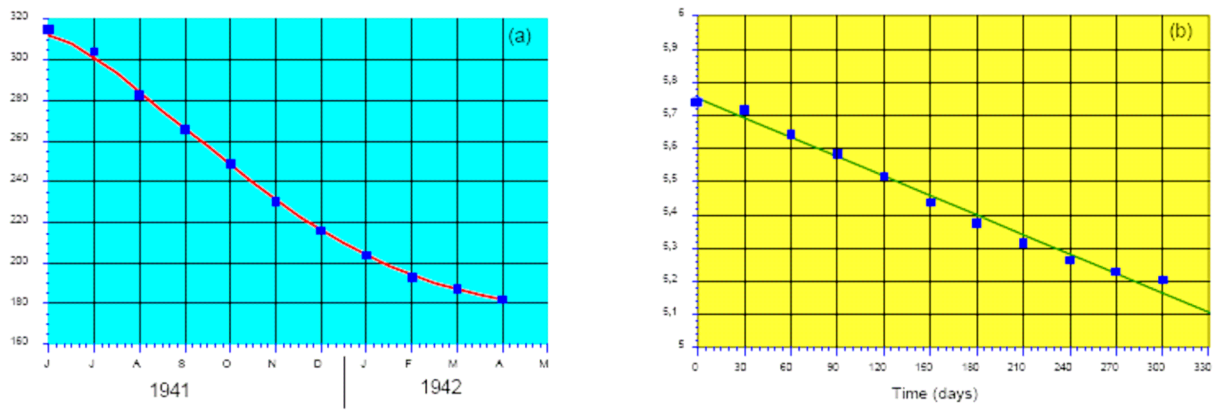


Fig. 2.13 – Ciclo di esaurimento esponenziale delle portate di una sorgente

In questo caso adoperando la relazione di Maillet, il coefficiente di esaurimento può essere facilmente ricavato come coefficiente angolare della retta:

$$\log_e Q_t = -(\alpha \cdot t) + (\log_e Q_0)$$

$$\alpha = \frac{(\log_e Q_0 - \log_e Q_t)}{t}$$

Se, invece, il decremento delle portate sorgive nei tratti di esaurimento è di tipo iperbolico (fig. 2.14a) i punti rappresentativi della curva di esaurimento reale si allineano su di un diagramma aritmetico tipo quello di fig. 2.14b dove nell'asse delle ascisse compare ancora il tempo e sull'asse delle ordinate l'inverso della radice quadrata delle portate sorgive.

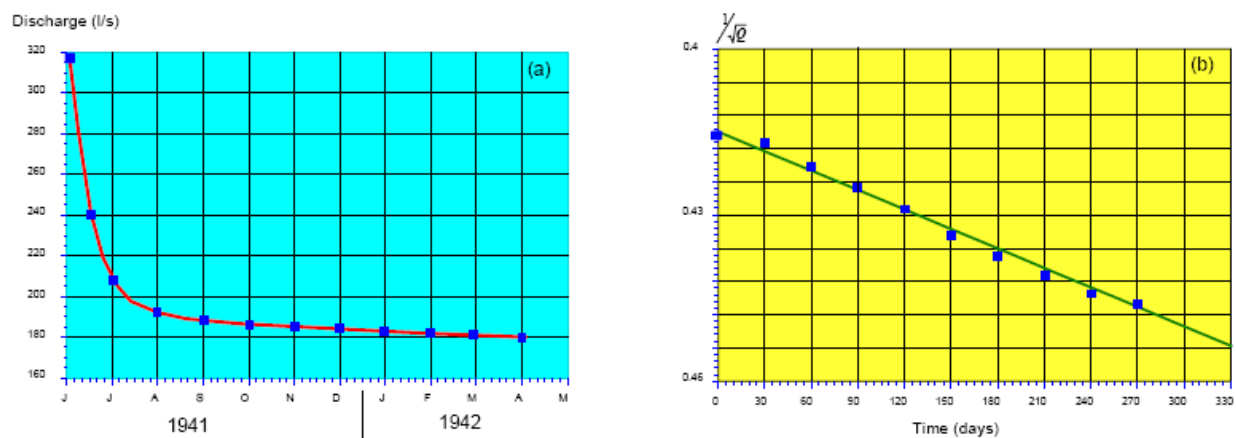


Fig. 2.14 – Ciclo di esaurimento iperbolico delle portate di una sorgente

Operando in maniera analoga a prima si perviene al calcolo del coefficiente di esaurimento teorico secondo Tison con la formula:

$$\alpha = \frac{\left[\left(\frac{\sqrt{Q_0}}{\sqrt{Q_t}} \right) - 1 \right]}{t}$$

Il coefficiente di esaurimento può fornire una serie di indicazioni riguardanti il tipo di circolazione idrica sotterranea e può consentire di individuare le principali caratteristiche idrogeologiche distintive di ogni serbatoio sotterraneo. Infatti tale valore caratterizza lo svuotamento delle falde idriche in regime non influenzato ed esprime la rapidità con cui l'acquifero tende a svuotarsi.

In questo lavoro lo studio degli ideogrammi in regime non influenzato di sorgenti fornite di dati sufficientemente numerosi (Ermicciolo, Acque Arbure, Seragio, Galleria Nuova e Galleria Bassa) ha consentito di stabilire che la legge più adatta all'analisi di tali ideogrammi è quella classica di Maillet (MAILLET, 1905):

$$Q_t = Q_0 \cdot e^{-\alpha t}$$

Per ogni ciclo di esaurimento sono stati calcolati i coefficienti α ed i tempi t i cui risultati sono visibili nelle tabelle da 2.3 a 2.7)

Periodo di esaurimento		Q ₀		Q _t		t	α teorico secondo Maillet (lnQ ₀ -lnQ _t)/t
		m ³	lnQ ₀	m ³	lnQ _t		
ago-90	mar-91	0.109	4.69	0.108	4.68	212	0.00004
ago-91	mar-92	0.112	4.71	0.106	4.66	213	0.00026
ago-92	feb-93	0.116	4.75	0.105	4.65	183	0.00055
ago-93	ott-93	0.123	4.81	0.111	4.71	61	0.00164
lug-94	nov-94	0.122	4.80	0.112	4.72	123	0.00069
mar-95	dic-95	0.121	4.79	0.106	4.66	275	0.00047
ago-96	ott-96	0.114	4.74	0.113	4.72	61	0.00027
gen-97	apr-97	0.117	4.76	0.115	4.74	90	0.00022
lug-97	nov-97	0.117	4.76	0.116	4.75	123	0.00011
giu-98	nov-98	0.124	4.82	0.107	4.67	153	0.00098
feb-99	apr-99	0.112	4.72	0.112	4.72	60	0.00000
giu-99	set-99	0.120	4.79	0.108	4.68	92	0.00121
nov-99	lug-00	0.120	4.79	0.114	4.73	244	0.00022
mag-01	gen-02	0.123	4.82	0.110	4.70	245	0.00048
mar-02	apr-02	0.124	4.82	0.120	4.79	31	0.00126
giu-02	set-02	0.124	4.82	0.116	4.76	92	0.00070
giu-03	gen-04	0.126	4.84	0.117	4.76	215	0.00036
mar-04	gen-05	0.119	4.78	0.110	4.70	306	0.00028
lug-05	set-05	0.113	4.73	0.107	4.67	62	0.00088
mar-06	apr-07	0.114	4.74	0.103	4.64	396	0.00024
VALORI MEDI						162	0.00054

Tab. 2.3 – Tabella riassuntiva dei α e dei tempi t per la sorgente Galleria Bassa.

Periodo di esaurimento		Q ₀		Q _t		t	α teorico secondo Maillet (lnQ ₀ -lnQ _t)/t
		m ³ /sec	lnQ ₀	m ³ /sec	lnQ _t		
ott-39	dic-39	0.214	5.37	0.199	5.29	61	0.00119
mag-40	nov-40	0.208	5.34	0.184	5.21	184	0.00067
giu-41	apr-42	0.312	5.74	0.182	5.20	304	0.00177
ago-42	feb-43	0.194	5.27	0.171	5.14	183	0.00069
lug-43	apr-44	0.189	5.24	0.157	5.06	275	0.00068
lug-44	mar-45	0.213	5.36	0.184	5.21	243	0.00061
ago-45	gen-47	0.196	5.28	0.156	5.05	518	0.00044
lug-47	dic-47	0.226	5.42	0.177	5.18	153	0.00160
giu-48	nov-49	0.228	5.43	0.125	4.83	518	0.00116
ott-50	gen-51	0.158	5.06	0.147	4.99	92	0.00078
giu-51	dic-52	0.303	5.71	0.150	5.01	550	0.00128
lug-53	dic-53	0.159	5.07	0.155	5.04	153	0.00017
gen-54	mar-54	0.167	5.12	0.161	5.08	59	0.00062
set-54	dic-54	0.167	5.12	0.153	5.03	92	0.00096
gen-55	mar-55	0.167	5.12	0.161	5.08	59	0.00062
set-55	mar-56	0.167	5.12	0.149	5.00	183	0.00062
lug-56	feb-57	0.184	5.21	0.157	5.06	214	0.00074
lug-57	mar-58	0.177	5.18	0.150	5.01	243	0.00068
set-58	apr-59	0.164	5.10	0.151	5.02	212	0.00039
apr-60	dic-60	0.378	5.93	0.201	5.30	245	0.00258
mar-61	ott-61	0.226	5.42	0.179	5.19	214	0.00109
lug-62	gen-63	0.211	5.35	0.173	5.15	184	0.00108
lug-63	apr-64	0.212	5.36	0.150	5.01	275	0.00126
giu-65	dic-65	0.201	5.30	0.161	5.08	184	0.00121
giu-66	dic-66	0.190	5.25	0.154	5.04	184	0.00114
lug-67	dic-67	0.176	5.17	0.154	5.04	153	0.00087
lug-68	gen-69	0.209	5.34	0.129	4.86	184	0.00261
lug-69	gen-70	0.201	5.30	0.162	5.09	184	0.00118
ago-70	mag-71	0.184	5.22	0.124	4.82	273	0.00145
ago-71	feb-72	0.127	4.84	0.108	4.68	183	0.00089
ago-72	gen-73	0.138	4.93	0.127	4.85	153	0.00052
ago-73	mar-74	0.150	5.01	0.109	4.69	212	0.00149
ago-74	mar-75	0.130	4.87	0.096	4.56	212	0.00144
lug-75	apr-76	0.101	4.61	0.075	4.32	275	0.00106
set-76	nov-76	0.091	4.51	0.090	4.49	61	0.00027
giu-77	feb-78	0.173	5.16	0.115	4.74	244	0.00169
set-78	feb-79	0.163	5.09	0.122	4.80	152	0.00192
lug-79	mar-80	0.195	5.27	0.133	4.89	244	0.00156
ago-80	feb-81	0.151	5.02	0.132	4.88	183	0.00072
lug-81	mag-82	0.131	4.87	0.081	4.39	304	0.00159
lug-82	dic-82	0.084	4.43	0.077	4.34	153	0.00060
ago-83	mar-84	0.150	5.01	0.082	4.41	213	0.00284
lug-84	dic-84	0.112	4.72	0.067	4.21	153	0.00330
lug-85	apr-86	0.162	5.09	0.082	4.40	274	0.00250
ago-86	gen-87	0.111	4.71	0.079	4.37	153	0.00221
ott-88	nov-89	0.122	4.80	0.060	4.09	396	0.00179
lug-99	nov-00	0.124	4.82	0.095	4.55	493	0.00053
nov-01	mag-03	0.146	4.98	0.093	4.53	531	0.00085
ago-04	dic-04	0.128	4.85	0.124	4.82	122	0.00029
giu-05	ott-05	0.140	4.94	0.133	4.89	123	0.00042
VALORI MEDI						224	0.00117

Tab. 2.4 – Tabella riassuntiva dei α e dei tempi t per la sorgente Ermicciolo.

Periodo di esaurimento		Q ₀		Q _t		t	α teorico secondo Maillet (lnQ ₀ -lnQ _t)/t
		m ³	lnQ ₀	m ³	lnQ _t		
ago-93	apr-96	0.604	6.40	0.510	6.23	974	0.00017
ott-98	dic-00	0.582	6.37	0.531	6.27	792	0.00012
feb-02	apr-04	0.583	6.37	0.499	6.21	791	0.00020
VALORI MEDI						852	0.00016

Tab. 2.5 – Tabella riassuntiva dei α e dei tempi t per la sorgente Galleria Nuova.

Periodo di esaurimento		Q ₀		Q _t		t	α teorico secondo Maillet
		m ³	lnQ ₀	m ³	lnQ _t		
lug-67	feb-68	0.122	4.80	0.098	4.58	214	0.00102
lug-69	feb-70	0.130	4.87	0.105	4.65	214	0.00100
mag-70	mar-71	0.125	4.83	0.102	4.62	304	0.00067
VALORI MEDI						244	0.00090

Tab. 2.6 – Tabella riassuntiva dei α e dei tempi t per la sorgente Acque Arbure.

Periodo di esaurimento		Q ₀		Q _t		t	α teorico secondo Maillet
		m ³	lnQ ₀	m ³	lnQ _t		
giu-63	gen-64	0.011	2.35	0.006	1.70	215	0.00301
ago-64	dic-64	0.011	2.35	0.008	2.01	122	0.00276
mag-65	nov-65	0.011	2.35	0.008	2.01	184	0.00183
lug-66	nov-66	0.011	2.35	0.008	2.01	123	0.00275
giu-67	feb-68	0.011	2.36	0.006	1.76	245	0.00247
VALORI MEDI						177	0.00256

Tab. 2.7 – Tabella riassuntiva dei α e dei tempi t per la sorgente Seragio.

Facendo presente che le serie storiche relative a ciascuna sorgente non sono sempre riferibili allo stesso periodo (è quindi da tenere in conto l'influenza di diversi valori della ricarica) l'analisi dei suddetti cicli di esaurimento, porta a constatare una variabilità del coefficiente di esaurimento α sia per le diverse sorgenti, ma anche di anno in anno per una stessa sorgente.

In linea teorica il valore α dovrebbe rimanere costante per ciascuna sorgente; la variabilità qui riscontrata è imputabile all'entità e al tipo di ricarica (neve o pioggia) dei periodi precedenti l'esaurimento ma anche all'influenza (anche se modesta) delle precipitazioni nel periodo di esaurimento.

Invece la variabilità di α tra le diverse sorgenti analizzate è verosimilmente da imputare ad una dipendenza di tale coefficiente con differenze di porosità e permeabilità locale e/o con diversi tempi di risposta dell'acquifero derivanti dai diversi bacini-sottobacini idrogeologici di alimentazione di ogni sorgente.

In particolare le sorgenti a Nord (Acque Arbure, Ermicciolo, Seragio) hanno valori di α più grandi di quelle a S (Fiora-Galleria Bassa, Fiora-Galleria Nuova), con ciò indicando il fatto che

le sorgenti collocate a N individuano bacini idrogeologici di minore estensione. Tale ipotesi è inoltre confermata dal fatto che le loro portate medie sono in genere inferiori a quelle delle sorgenti poste a S del rilievo montuoso.

Sono inoltre le sorgenti con portata minor (Acque Arbure, Seragio) quelle che maggiormente risentono delle variazioni della ricarica. I periodi di esaurimento per queste sorgenti coincidono con un intervallo di tempo che mediamente va dai mesi di Giugno-Luglio ai mesi di fine-inizio anno.

2.2. VALUTAZIONE DEL DEFLUSSO SOTTERRANEO

2.2.1. Uso dei rapporti tra le portate misurate nelle sorgenti

Per una corretta valutazione del deflusso sotterraneo sarebbero certamente da preferire le valutazioni basate su misure periodiche e di lungo periodo della portata del deflusso sotterraneo in uscita dall'acquifero. In mancanza di tali dati, le lacune di registrazione delle portate in uscita dalla sorgente Ermicciolo sono state colmate tramite le già citate medie analoghe di Hann in cui, nel caso di portate sorgive, si assume che il rapporto tra i valori medi delle portate sorgive di due anni consecutivi venga mantenuto anche tra dati relativi allo stesso mese degli stessi anni; per tutte le altre sorgenti la mancanza del dato misurato è stato colmato tramite l'utilizzo dei cosiddetti *coefficienti medi di correlazione* (BARAZZUOLI & SALLEOLINI, 1994a e BARAZZUOLI *et al.*, 1995b); sono stati cioè rapportati i valori di portata della sorgente Ermicciolo (l'unica ad avere valori di portata realmente misurati per un ampio arco temporale) con quelli di tutte le altre sorgenti amiatine (un esempio è visibile in Tab. 2.8), purché misurate nello stesso periodo ed il cui valore di portata fosse risultato significativo.

Data della misura	Portate Misurate		Rapporti	
	Burlana	Ermiccio	Coefficienti	
	Q ₁ (l/s)	Q ₂ (l/s)	Q ₁ /Q ₂	medio
giu-39	48,0	190,0	0,253	
nov-39	36,0	209,0	0,172	0,21
apr-51	67,2	277,0	0,243	
giu-51	59,0	303,0	0,195	
lug-51	65,0	294,0	0,221	
ago-51	58,2	281,0	0,207	
set-51	53,5	262,0	0,204	
nov-51	51,3	234,0	0,219	
dic-51	32,0	219,0	0,146	0,205
gen-52	45,0	206,0	0,218	
apr-52	46,0	185,0	0,249	
mag-52	37,0	183,0	0,202	
giu-52	35,0	179,0	0,196	
lug-52	34,0	175,0	0,194	
ott-52	32,0	164,0	0,195	
dic-52	34,0	150,0	0,227	0,212
gen-53	35,0	150,0	0,233	
mar-53	26,0	150,0	0,173	
apr-53	28,0	150,0	0,187	
mag-53	35,0	152,0	0,230	
giu-53	29,0	154,0	0,188	
set-53	37,0	158,0	0,234	
dic-53	32,0	155,0	0,206	0,208
Coefficiente medio sorgente Burlana				0,209

Tab. 2.8 – Esempio di calcolo del coefficiente di correlazione tra l’Ermiccio e un’altra sorgente amiatina (BARAZZUOLI & SALLEOLINI, 1994a)

La relativa costanza dei valori delle serie di coefficienti ha chiaramente indicato l’esistenza di una legge di proporzionalità che lega le portate dell’Ermiccio a quelle scaturite dalle altre sorgenti e, di conseguenza, al deflusso totale in uscita dall’acquifero; pertanto, una volta ricavati i **coefficienti medi di correlazione** tra le portate dell’Ermiccio e quelle di tutte le altre sorgenti (per un totale di oltre 1500 rapporti), questi sono stati utilizzati per determinare l’entità del suddetto deflusso relativamente a tutti gli anni che vanno dal 1939 al 2007 (tab. 2.9)

codice	NOME SORGENTE	Coefficienti medi (QSOR/QER) 1939-2007	
Ermicciolo			
1	ACQUE ARBURE	0.662	
2	POLLE FLAMINI	0.052	
3	BUGNANO	0.397	
18	SAMBUCA	0.006	
19	ACQUE GIALLA	0.026	
23	FORTE DELL'ORO	0.018	
35	SERAGIO	0.073	
55	GALLERIA VIII	0.022	
60	PASTORE	0.021	
63	FOSSO CANALI I°	0.022	
65	INDOVINA	0.093	
68	POLVERIERA	0.104	
69	SENZA NOME (Piancastagn.)	0.082	
72	MUGNELLO	0.146	
73	FORTE NATALI	0.011	
75	VENA VECCHIA	0.552	
82	CASTELLACCIO	0.010	
86	LA BUCA	0.005	
88	PESCHIERA	0.640	
89	CAROLINA	0.225	
99	FORTE CANALI	0.022	
114	ENTE	0.423	
117	ACQUA BONA	0.027	
120	MONISTALDO	0.120	
138	FORTE MURATA	0.081	
139	FORTE BOLLETTA	0.047	
148	FUSAIO	0.049	
149	BURLANA	0.209	
153	FIORA*	fino al 1966	3.979
		dal 1967	7.031
ALTRE SORGENTI**			1.539
COEFFICIENTE		fino al 1966	9.96
MEDIO ACQUIFERO		dal 1967	13.07

(*) Con questo termine è considerato il valore di portata cumulata tra la "Galleria Nuova", la "Galleria Bassa" e la "Galleria Alta".

(**) Con questo termine è considerato l'insieme di tutte quelle emergenze per le quali erano disponibili pochissimi dati di portata: tale scarsità non ha consentito di valutarne un coefficiente per ogni anno. Questi singoli dati sono stati accorpate e confrontati, allo stesso modo delle alte sorgenti, con quelle relative all'Ermicciolo (tramite medie semplici).

Tab. 2.9 – Risultati ottenuti nella valutazione dei coefficienti per le sorgenti esaminate e per l'intero acquifero relativamente all'anno idrologico 1939-2007.

È stato così ricavato anche un coefficiente medio (C_r) tra la portata complessiva dell'acquifero amiatino e quella dell'Ermicciolo: esso è risultato pari a 9,96 per gli anni anteriori al 1967 ed a 13.07 per il periodo successivo. L'uso di due coefficienti annui relativi a due diversi periodi è dovuto al fatto che la sorgente Fiora* (in particolare "Galleria Nuova") è stata soggetta, negli anni '60, a lavori di miglioramento dell'impianto di captazione: ne è derivato un cospicua aumento della sua portata media ed è quindi sensibilmente variato anche il relativo coefficiente

di correlazione con l'Ermicciolo (pari a 3,98 ed a 7,03, rispettivamente, prima e dopo detti lavori).

L'uso del C_r ha reso possibile la stima, anno per anno e per vari anni idrologici, della risorsa idrica rinnovabile, nell'accezione di Deflusso sotterraneo, relativa all'intero acquifero (tab. 2.10).

Come sarà evidente nel capitolo che segue, si può già parlare di sostanziale rispondenza tra i valori di deflusso sotterraneo così valutati e le corrispondenti entità di infiltrazione (ricarica) dell'acquifero determinati (vedi capitolo 1) partendo da dati e con criteri completamente diversi.

Infatti sostituendo alle sigle i rispettivi valori medi determinati si ricava (per l'AI 1939-2007):

$$\mathbf{Inf = Dsott.} \qquad \mathbf{50.1 \text{ m}^3 * 10^6 / \text{anno} = 52.5 \text{ m}^3 * 10^6 / \text{anno}}$$

che differiscono tra loro di soli $2.4 \text{ m}^3 * 10^6 / \text{anno}$, vale a dire meno del **5%** (l'uguaglianza del bilancio idrogeologico si assume verificata ottimalmente quando lo scarto tra i rispettivi valori di input e output è dell'ordine del +/-10% (Celico, 1986).

Anno	Portata misurata sorgente Ermicciolo		Coefficiente medio C_r	DEFLUSSO SOTTERRANEO CALCOLATO ACQUIFERO M. Amiata	
	l/sec	Mmc/anno		l/sec	Mmc/anno
1939	193,8	6,1	9,96	1930,5	60,9
1940	197,3	6,2	9,96	1964,6	62,0
1941	253,0	8,0	9,96	2519,9	79,5
1942	187,3	5,9	9,96	1865,0	58,8
1943	176,9	5,6	9,96	1762,1	55,6
1944	180,0	5,7	9,96	1792,8	56,5
1945	188,0	5,9	9,96	1872,5	59,1
1946	161,7	5,1	9,96	1610,2	50,8
1947	192,0	6,1	9,96	1912,3	60,3
1948	217,3	6,9	9,96	2163,8	68,2
1949	147,8	4,7	9,96	1471,6	46,4
1950	144,3	4,5	9,96	1436,7	45,3
1951	247,0	7,8	9,96	2460,1	77,6
1952	176,8	5,6	9,96	1761,2	55,5
1953	154,3	4,9	9,96	1536,3	48,4
1954	175,0	5,5	9,96	1743,0	55,0
1955	163,6	5,2	9,96	1629,3	51,4
1956	164,6	5,2	9,96	1639,2	51,7
1957	167,0	5,3	9,96	1663,3	52,5
1958	158,0	5,0	9,96	1573,7	49,6
1959	155,8	4,9	9,96	1551,3	48,9
1960	260,1	8,2	9,96	2590,4	81,7
1961	204,8	6,5	9,96	2039,3	64,3
1962	194,4	6,1	9,96	1936,4	61,1
1963	187,9	5,9	9,96	1871,7	59,0
1964	159,1	5,0	9,96	1584,4	50,0
1965	181,5	5,7	9,96	1807,7	57,0
1966	171,4	5,4	9,96	1707,3	53,8
1967	164,2	5,2	13,07	2145,7	67,7
1968	195,0	6,1	13,07	2548,7	80,4
1969	171,9	5,4	13,07	2246,5	70,8
1970	171,7	5,4	13,07	2243,6	70,8
1971	128,9	4,1	13,07	1685,1	53,1
1972	124,3	3,9	13,07	1624,1	51,2
1973	137,7	4,3	13,07	1799,7	56,8
1974	119,1	3,8	13,07	1556,9	49,1
1975	97,1	3,1	13,07	1268,7	40,0
1976	84,9	2,7	13,07	1109,3	35,0
1977	148,3	4,7	13,07	1937,8	61,1
1978	142,0	4,5	13,07	1855,9	58,5
1979	157,0	5,0	13,07	2051,7	64,7
1980	140,3	4,4	13,07	1833,5	57,8
1981	123,4	3,9	13,07	1613,2	50,9
1982	81,9	2,6	13,07	1071,0	33,8
1983	124,8	3,9	13,07	1631,1	51,4
1984	99,0	3,1	13,07	1293,9	40,8
1985	140,0	4,4	13,07	1829,1	57,7
1986	96,6	3,0	13,07	1262,6	39,8
1987	84,6	2,7	13,07	1105,1	34,8
1988	104,9	3,3	13,07	1371,4	43,2
1989	75,9	2,4	13,07	991,5	31,3
1990	55,7	1,8	13,07	728,1	23,0
1991	69,0	2,2	13,07	902,3	28,5
1992	79,4	2,5	13,07	1038,1	32,7
1993	84,3	2,7	13,07	1102,3	34,8
1994	79,3	2,5	13,07	1036,6	32,7
1995	72,7	2,3	13,07	950,5	30,0
1996	92,5	2,9	13,07	1209,0	38,1
1997	96,5	3,0	13,07	1261,3	39,8
1998	126,7	4,0	13,07	1655,4	52,2
1999	141,4	4,5	13,07	1848,7	58,3
2000	136,2	4,3	13,07	1780,4	56,1
2001	140,2	4,4	13,07	1831,8	57,8
2002	122,2	3,9	13,07	1597,1	50,4
2003	134,0	4,2	13,07	1751,2	55,2
2004	114,6	3,6	13,07	1497,8	47,2
2005	132,1	4,2	13,07	1727,1	54,5
2006	152,8	4,8	13,07	1996,4	63,0
2007	110,0	3,5	13,07	1438,1	45,4
N	69	69		69,0	69,0
MA	145,1	4,6		1664,1	52,5
SQM	44,8	1,4		398,6	12,6
CV	0,309	0,309		0,2	0,2
SQM/R	3,7%	3,7%		0,0	0,0

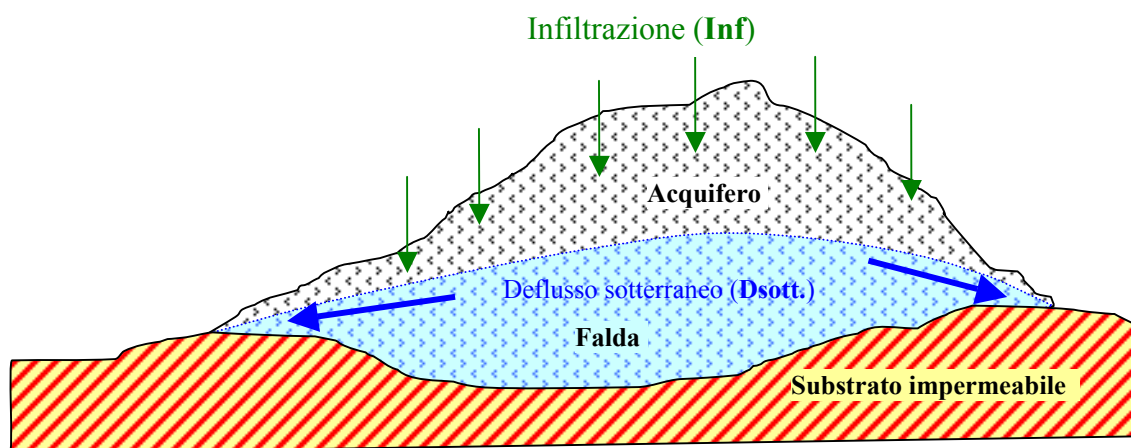
Tab. 2.10 – Risultati ottenuti con il metodo dei coefficienti di correlazione nella stima della risorsa idrica rinnovabile del M. Amiata.

3. CONFRONTI TRA INFILTRAZIONE E DEFLUSSO SOTTERRANEO

Dopo aver affrontato separatamente le problematiche connesse alle valutazioni dell'infiltrazione (Cap. 1) e del Deflusso sotterraneo (Cap. 2), rispettivamente *input* e *output* del Bilancio idrogeologico, occorre ora verificare se tali processi sono tra loro correlati secondo l'equazione:

$$\text{Inf} = \text{Dsott.}$$

per la quale si assume verificata ottimalmente l'uguaglianza quando lo scarto tra i rispettivi valori è dell'ordine del 10% (Celico, 1986; vedi anche lo schema semplificato sotto riportato).



Nella tabella 3.1 vengono riepilogati tutti i dati di base e quelli derivati, necessari sia alla valutazione dell'infiltrazione (Inf.) sia alla determinazione del deflusso sotterraneo (Qamia). Sono altresì riportate le portate sistematicamente misurate dal 1939 ad oggi della Sorgente Ermicciolo e quelle dell'insieme delle due gallerie drenanti di S. Fiora (sistematicamente misurate solo a partire dal 1990). Infine sono anche riepilogati i valori annuali dei giorni piovosi e delle piogge medie nei giorni piovosi relativamente alla stazione di Castel del Piano, l'unica ad avere misure continuative per tutto l'anno idrologico analizzato, vale a dire dal 1939 al 2007 per un totale di 67 anni.

Acquifero M. Amiata - BILANCIO IDROGEOLOGICO: INFILTRAZIONE = DEFLUSSO SOTTERRANEO - Correlazioni

		SUPERFICIE (km²) = 80.5				Inf Annuo	Q Ermi		Qamia	Qamia	Q Fiora Tot	CASTEL DEL PIANO		
		QUOTA MEDIA (m s.l.m.) = 1043.0				0.90	Q Ermi	Qerm/Inf	Coef med	2 coeff		gg piov	Pmed/gg piov	
ANNI	PTOT	ER	PE	Q Ermi	Q Fiora Tot	m³*10⁹/anno	m³*10⁹/anno		12.6		m³*10⁹/anno			
1939	1191.8	518.6	673.3	193.83		48.8	6.1	12.5%	76.9	60.9		100	9.0	
1940	1225.6	514.5	711.1	197.25		51.5	6.2	12.1%	78.3	62.0		87	10.5	
1941	1259.9	518.9	740.9	253.00		53.7	8.0	14.9%	100.4	79.5		82	12.1	
1942	1398.3	549.6	848.7	187.25		61.5	5.9	9.6%	74.3	58.8		82	13.8	
1943	1181.6	552.0	629.7	176.92		45.6	5.6	12.2%	70.2	55.6		90	9.6	
1944	1236.0	527.0	709.1	180.00		51.4	5.7	11.1%	71.4	56.5		82	11.0	
1945	561.3	427.1	134.3	188.00		9.7	5.9	60.9%	74.6	59.1		48	8.8	
1946	1478.8	555.2	923.7	161.67		66.9	5.1	7.6%	64.1	50.8		72	14.5	
1947	1906.0	590.6	1315.3	192.00		95.3	6.1	6.4%	76.2	60.3		94	16.5	
1948	1215.8	542.3	673.6	217.25		48.8	6.9	14.0%	86.2	68.2		82	11.1	
1949	1163.4	549.9	613.6	147.75		44.5	4.7	10.5%	58.6	46.4		66	13.9	
1950	1561.8	583.4	978.4	144.25		70.9	4.5	6.4%	57.2	45.3		79	13.1	
1951	2014.9	576.9	1438.1	247.00		104.2	7.8	7.5%	98.0	77.6		116	13.5	
1952	1247.9	545.5	702.4	176.83		50.9	5.6	11.0%	70.2	55.5		89	8.5	
1953	1216.3	540.8	675.5	154.25		48.9	4.9	9.9%	61.2	48.4		72	13.2	
1954	1203.9	524.8	679.0	175.00	517.6	49.2	5.5	11.2%	69.4	55.0	16.3	33.2%	82	9.5
1955	1329.0	542.7	786.3	163.58	522.9	57.0	5.2	9.1%	64.9	51.4	16.5	28.9%	93	10.7
1956	1350.7	521.9	828.8	164.58	489.9	60.0	5.2	8.6%	65.3	51.7	15.5	25.7%	90	11.3
1957	1171.3	549.2	622.1	167.00		45.1	5.3	11.7%	66.3	52.5		84	11.0	
1958	1151.4	547.1	604.3	158.00		43.8	5.0	11.4%	62.7	49.6		90	10.4	
1959	1719.3	565.9	1153.4	155.75		83.6	4.9	5.9%	61.8	48.9		106	13.2	
1960	1772.8	567.6	1205.3	260.08		87.3	8.2	9.4%	103.2	81.7		121	11.1	
1961	1544.2	572.1	972.1	204.75	646.24	70.4	6.5	9.2%	81.2	64.3	20.4	28.9%	88	13.3
1962	1376.2	549.3	826.9	194.42	728.42	59.9	6.1	10.2%	77.1	61.1	23.0	38.3%	90	11.3
1963	1470.2	549.4	920.9	187.92	727.40	66.7	5.9	8.9%	74.6	59.0	22.9	34.4%	108	10.8
1964	1727.2	567.5	1159.7	159.08	814.21	84.0	5.0	6.0%	63.1	50.0	25.7	30.6%	95	14.4
1965	1492.3	547.7	944.6	181.50	915.93	68.4	5.7	8.4%	72.0	57.0	28.9	42.2%	102	11.7
1966	1665.2	551.6	1113.6	171.42	955.21	80.7	5.4	6.7%	68.0	53.8	30.1	37.3%	105	12.2
1967	1159.1	534.7	624.5	164.17	952.5	45.2	5.2	11.4%	65.1	67.7	30.0	66.4%	73	11.7
1968	1407.7	519.1	888.7	195.00		64.4	6.1	9.6%	77.4	80.4			98	9.6
1969	1417.7	528.2	889.6	171.88		64.5	5.4	8.4%	68.2	70.8			102	10.2
1970	954.0	504.4	449.6	171.66	1124.7	32.6	5.4	16.6%	68.1	70.8	35.5	108.9%	79	8.8
1971	996.1	510.1	486.0	128.93		35.2	4.1	11.5%	51.1	53.1			67	10.9
1972	1276.3	528.7	747.6	124.26		54.2	3.9	7.2%	49.3	51.2			96	9.7
1973	786.8	484.1	302.6	137.70		21.9	4.3	19.8%	54.6	56.8			69	7.6
1974	958.2	521.0	437.2	119.12		31.7	3.8	11.9%	47.3	49.1			78	8.9
1975	804.3	476.6	327.7	97.07		23.7	3.1	12.9%	38.5	40.0			62	8.1
1976	1181.6	507.8	673.8	84.87		48.8	2.7	5.5%	33.7	35.0			97	8.1
1977	1123.7	510.6	613.1	148.26		44.4	4.7	10.5%	58.8	61.1			93	9.2
1978	1496.0	516.8	979.2	142.00		70.9	4.5	6.3%	56.3	58.5			108	10.8
1979	1744.1	538.2	1205.9	156.98		87.4	5.0	5.7%	62.3	64.7			98	13.6
1980	1521.6	513.9	1007.7	140.28		73.0	4.4	6.1%	55.7	57.8			94	12.7
1981	1042.7	498.5	544.2	123.43		39.4	3.9	9.9%	49.0	50.9			80	9.8
1982	1268.5	542.1	726.4	81.94		52.6	2.6	4.9%	32.5	33.8			79	12.0
1983	932.3	493.4	439.0	124.80		31.8	3.9	12.4%	49.5	51.4			66	10.9
1984	1407.4	515.8	891.6	99.00		64.6	3.1	4.8%	39.3	40.8			98	10.5
1985	840.1	485.7	354.4	139.95		25.7	4.4	17.2%	55.5	57.7			69	8.4
1986	1230.7	521.2	709.5	96.60		51.4	3.0	5.9%	38.3	39.8			67	13.6
1987	1287.1	528.8	758.3	84.55		54.9	2.7	4.9%	33.5	34.8			68	13.0
1988	843.0	484.4	358.6	104.93		26.0	3.3	12.7%	41.6	43.3			69	9.1
1989	1059.7	535.5	524.2	75.86		38.0	2.4	6.3%	30.1	31.3			70	12.1
1990	959.8	517.2	442.6	55.71	682.3	32.1	1.8	5.5%	22.1	23.0	21.5	67.1%	68	9.6
1991	1218.4	528.0	690.4	69.03	649.7	50.0	2.2	4.4%	27.4	28.5	20.5	41.0%	78	10.4
1992	1241.5	542.2	699.3	79.43	672.0	50.7	2.5	4.9%	31.5	32.7	21.2	41.8%	83	10.2
1993	757.3	465.3	292.0	84.34	707.8	21.2	2.7	12.6%	33.5	34.8	22.3	105.5%	64	8.7
1994	825.7	505.1	320.6	79.31	687.8	23.2	2.5	10.8%	31.5	32.7	21.7	93.4%	65	9.9
1995	822.0	481.2	340.8	72.73	643.4	24.7	2.3	9.3%	28.9	30.0	20.3	82.2%	76	7.5
1996	1296.4	524.0	772.4	92.50	626.2	56.0	2.9	5.2%	36.7	38.1	19.7	35.3%	95	10.2
1997	1008.0	496.3	511.7	96.50	662.0	37.1	3.0	8.2%	38.3	39.8	20.9	56.3%	68	11.1
1998	868.1	489.7	378.4	126.66	693.0	27.4	4.0	14.6%	50.2	52.2	21.9	79.7%	72	9.1
1999	1085.0	537.5	547.5	122.70	685.5	39.7	3.9	9.8%	48.7	50.6	21.6	54.5%	86	9.4
2000	1360.1	571.8	788.3	118.17	660.1	57.1	3.7	6.5%	46.9	48.7	20.8	36.5%	91	12.0
2001	817.1	509.4	307.8	121.58	679.2	22.3	3.8	17.2%	48.2	50.1	21.4	96.1%	67	9.2
2002	1056.0	544.8	511.2	122.20	689.0	37.0	3.9	10.4%	48.5	50.4	21.7	58.7%	31	27.1
2003	955.4	538.0	417.4	116.23	649.3	30.2	3.7	12.1%	46.1	47.9	20.5	67.7%	56	11.3
2004	1220.5	544.8	675.7	114.59	620.9	49.0	3.6	7.4%	45.5	47.2	19.6	40.0%	88	10.6
2005	1298.7	513.4	785.3	132.14	633.3	56.9	4.2	7.3%	52.4	54.5	20.0	35.1%	85	11.5
2006	934.2	492.5	441.7	152.75	676.4	32.0	4.8	15.1%	60.6	63.0	21.3	66.7%	71	10.2
2007	734.2	459.1	275.1	110.03	675.4	19.9	3.5	17.4%	43.7	45.4	21.3	106.9%	69	8.1

Tab. 3.1

3.1. CORRELAZIONI VALORI ANNUALI

Il confronto sistematico tra i singoli dati annuali di Infiltrazione e di Deflusso sotterraneo è di per se poco indicativo dato che non esiste una immediata corrispondenza tra Input ed Output e questo almeno per tre principali motivi:

1. Il primo e più importante è quello connesso alla velocità di spostamento dell'acqua all'interno dell'acquifero della quale, ovviamente, non si hanno determinazioni. Supponendo che questa possa essere dell'ordine di $1 \cdot 10^{-4} / 5 \cdot 10^{-4}$ m/sec si può valutare che per compiere 1 chilometro nel sottosuolo in condizioni di saturazione e supponendo che la superficie piezometrica (anch'essa ignota) abbia mediamente un gradiente idraulico pari alla porosità efficace della roccia serbatoio, una particella d'acqua ci impieghi in media da 60 a quasi 120 giorni (questo non considerando il tempo di transito nel non saturo, vale a dire dalle superficie topografica a quella piezometrica, che è di diverse centinaia di metri, dove appunto in virtù della suzione, la velocità di spostamento dell'acqua può essere anche 10-100 volte inferiore a quella relativa al mezzo saturo). Se pensiamo che l'acquifero del Monte Amiata ha in affioramento un diametro di circa 10 Km, possiamo ipotizzare che una particella d'acqua che si infiltri al suo centro, debba percorrere i 5 Km che la separano dalla sorgente in 300-600 giorni, quindi in 1 o 2 anni circa.

Prendendo come riferimento, invece degli ipotetici, per quanto realistici, valori di velocità di spostamento, i reali valori dei tempi di esaurimento (tempo intercorrente tra il valore max ed il valore min. di portata misurata ad una sorgente) ricavati dall'elaborazione in regime non influenzato delle portate realmente misurate (vedi cap. 2), si ricava:

- per la sorgente *Fiora* : tempo di esaurimento medio pari a 852 gg cioè ca. 2,4 anni con un min di 791 gg (2,2 anni) ed un max di 973 gg (2,7 anni)
- per la sorgente *Ermicciolo*: tempo di esaurimento medio pari a 212 gg cioè >7 mesi con un min di 60-90 gg (2-3 mesi) ed un max di 531 gg (ca. 18 mesi o 1,5 anni)

che come si vede rendono difficile correlare l'infiltrazione di un anno con il deflusso sotterraneo dell'anno medesimo.

2. In un acquifero montuoso come il M. Amiata non è infrequente (almeno in passato, oggi un po' meno) che le precipitazioni siano in parte a carattere nevoso, almeno nei mesi invernali. Questo tipo di afflusso non dà subito luogo ad infiltrazione, ma tale fenomeno subisce un ritardo stagionale che è funzione del periodo in cui la neve si scioglie. Non è infrequente, infatti, rilevare nelle portate della sorgente Ermicciolo, misurazioni dei massimi mensili di

portata nella tarda primavera o addirittura in estate (vedi cap. 2) con uno sfasamento che va da un autunno-inverno di un anno alla primavera dell'anno successivo.

3. Terzo ed ultimo fattore è che non sempre la stessa quantità di precipitazioni da luogo alla stessa entità di infiltrazione poiché il rapporto tra quanto piove e quanto si infila è funzione sia delle perdite per evapotraspirazione, sia delle modalità con cui avviene la precipitazione stessa. Infatti, ad esempio, una stessa entità di pioggia può affluire in un'ora o in un giorno e questo comporta che nel primo caso si avrà una minore infiltrazione ed un maggior ruscellamento superficiale che nella seconda ipotesi.

Usare quindi valori medi annuali (relativi a finestre temporali di 20, 30, ecc. ..anni) invece di quelli semplicemente annuali, garantisce una mediazione tra le varie condizioni di afflusso che rende più realistiche le valutazioni dell'infiltrazione che da queste derivano.

Nonostante ciò, è però possibile trovare una relazione tra i valori delle medie annuali di Infiltrazione e di Deflusso sotterraneo, non singolarmente, ma nel loro insieme.

Nel grafico di fig. 3.1a è riportato l'andamento di detti parametri nel periodo 1939-2007.

Quello che è interessante notare non è tanto la non corrispondenza tra i valori annuali che non può esistere (per i motivi prima detti), quanto i risultati dell'analisi della loro tendenza. Come si può vedere il trend dei due parametri è del tutto simile: -0,4 per l'Infiltrazione, -0,3 per il Deflusso sotterraneo il che dimostra come ad una diminuzione del primo (input) corrisponda tendenzialmente una diminuzione dell'altro (output) dello stesso ordine di grandezza.

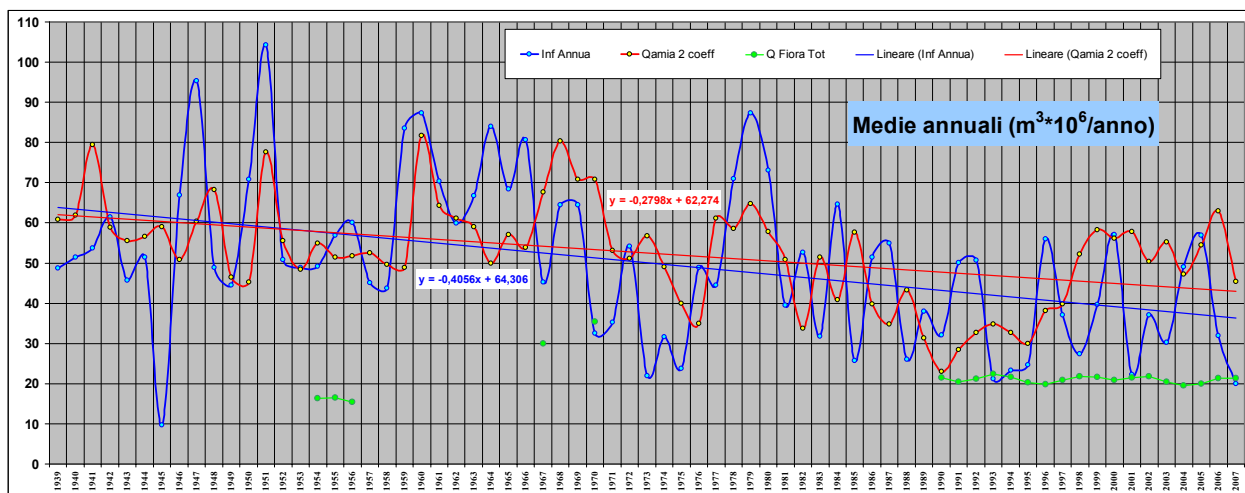


Fig. 3.1a

Nel grafico di fig. 3.1b è invece riportato l'andamento nel tempo dell'infiltrazione a confronto con la serie temporale delle portate misurate alla sorgente Ermicciolo. Come si può notare la tendenza è dello stesso segno negativo e, anche se apparentemente può non sembrare vero, dello stesso ordine di grandezza. Infatti pur avendo l'infiltrazione un trend pari a -0,4 e le portate

dell'Ermicciolo un trend pari a $-0,05$ (vale a dire 10 volte inferiore), è pur vero che l'Ermicciolo rappresenta, mediamente, circa il 9% del Deflusso sotterraneo amiatino e quindi dell'Infiltrazione (vedi tab. 3.3); risulta quindi facile dedurre che la variazione tendenziale di delle potate di questa sorgente, pur dieci volte inferiore alla variazione tendenziale dell'infiltrazione che è la ricarica di tutto l'acquifero, sia a quest'ultima, fortemente correlata.

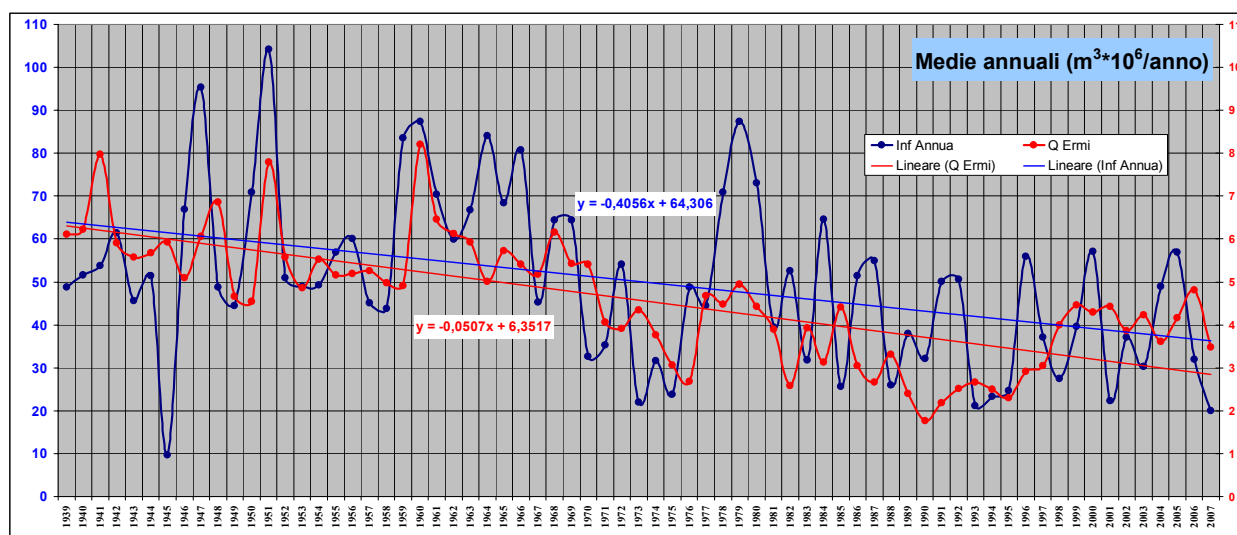


Fig. 3.1b

3.2. CORRELAZIONI VALORI MEDI VARI ANNI IDROLOGICI MEDI (A.I.)

Se dall'analisi dei dati annuali si passa ad un confronto tra l'Infiltrazione ed il Deflusso sotterraneo relativamente ai valori medi riferiti ad A.I. diversi, si ottengono i risultati riportati in Tab. 3.2. In questa tabella si ritrovano gli stessi parametri di tab. 3.1 però con i valori medi riferiti a finestre temporali (Anni Idrologici medi) diverse, vale a dire:

1. Tutto il periodo esaminato (69 anni);
2. Dal 1949 al 2007 (59 anni);
3. Dal 1959 al 2007 (49 anni);
4. Dal 1969 al 2007 (39 anni);
5. Dal 1979 al 2007 (29 anni);
6. Dal 1989 al 2007 (19 anni).

STATISTICHE		Acquifero Amiata (mm)			Q Ermi	Q Fiora Tot	Inf Amiata	Q Ermi	Qerm/Inf	Qamia Coff. Sorgenti	Q Fiora Tot	CASTEL DEL PIANO		
PERIODO 1939-2007	PTOT	ER	PE	ls	ls	m ³ /10 ⁶ anno	ls	Qerm/Inf	Coeff med	2 coeff	Q F tot	Q F tot/Inf	gg piv	Pmed/gg piv
N (-)	69	69	69	69	29	29	69	69	69	69	29	29	69	69
MA (mm:°C)	1217,8	526,2	691,6	144,1	703,0	50,1	4,5	9,1%	57,2	52,0	22,2	44,2%	82,4	11,1
MAX (mm:°C)	2014,9	590,6	1438,1	260,1	1124,7	104,2	8,2		103,2	81,7	35,5		121,0	27,1
MIN (mm:°C)	561,3	427,1	134,3	55,7	489,9	9,7	1,8		22,1	23,0	15,5		31,0	7,5
SQM (mm:°C)	295,3	30,4	271,4	45,2	133,0	19,7	1,4		17,9	12,5	4,2		15,9	2,7
CV (-)	0,242	0,058	0,392	0,314	0,189	0,392	0,314		0,314	0,241	0,189		0,193	0,243
SQMMR (%)	2,9%	0,7%	4,7%	3,8%	3,5%	4,7%	3,8%		3,8%	2,9%	3,5%		2,5%	3,5%

Tab. 3.2

Come si può evincere dal riepilogo delle determinazioni medie, esiste una corrispondenza, a volte impressionante, tra le valutazioni medie, relative ai vari A.I. esaminati, di Infiltrazione e di Deflusso sotterraneo, soprattutto in relazione al fatto che queste grandezze derivano da analisi diverse che partono da dati di base completamente diversi gli uni dagli altri.

Si ha infatti:

Valori in m ³ *10 ⁶	Infiltrazione Media annua (Inf)	Deflusso sotterraneo medio annuo (Ds=Qamia 2 coeff.)	Differenze Ds-Inf	
A.I. 1939-2007	50	52	+2	Pari al 4%
A.I. 1949-2007	50	50	-	Pari al 0%
A.I. 1959-2007	48	50	+2	Pari al 4%
A.I. 1969-2007	42	47	+5	Pari al 10%
A.I. 1979-2007	42	44	+2	Pari al 4%
A.I. 1989-2007	37	42	+5	Pari al 10%

Si noti come le differenze tra le due valutazioni siano sempre minori o uguali al 10%, il che definisce ottima la corrispondenza tra input ed output, nonché la verifica della bontà dei calcoli del bilancio idrogeologico (Cap. 1 e 2), nei termini riportati all'inizio di questo capitolo.

Tale ottima corrispondenza tra input ed output del sistema acquifero amiatino, è ancora più evidente nelle correlazioni statistiche tra questi valori medi riportati in fig. 3.2a.

Da queste si ricava un coefficiente di correlazione (o di determinazione lineare) r^2 , tra input ed output è tra 0,93 e 0,94; il che significa l'esistenza di una più che ottima correlabilità tra le 2 variabili (si ricorda che: la correlazione perfetta si ritrova per $r^2 = 1$, l'assenza correlazione si ritrova per $r^2 = 0$).

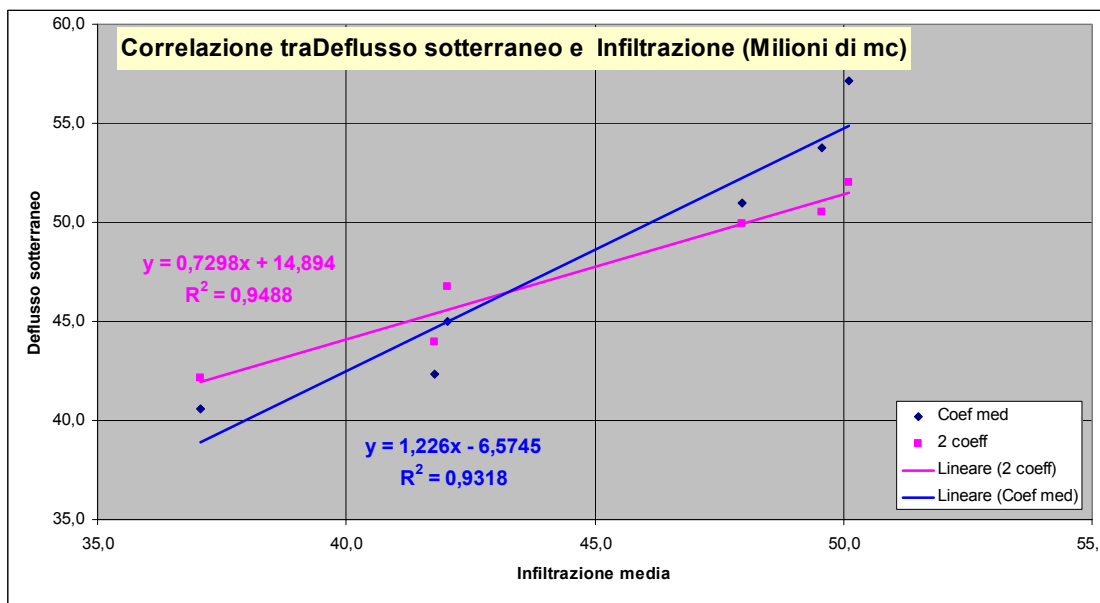


Fig.3.2a

3.3. CORRELAZIONI TRA INFILTRAZIONE, DEFLUSSO SOTTERRANEO E GIORNI PIOVOSI

Nei vari periodi medi analizzati si riscontra una diminuzione dell'Infiltrazione e quindi del Deflusso sotterraneo con la stessa tendenza media alla diminuzione dei giorni piovosi (fig. 3.2b) confermata dall'ottima correlazione statistica tra i due parametri (fig. 3.2c) dato che $r^2 = 0,94$.

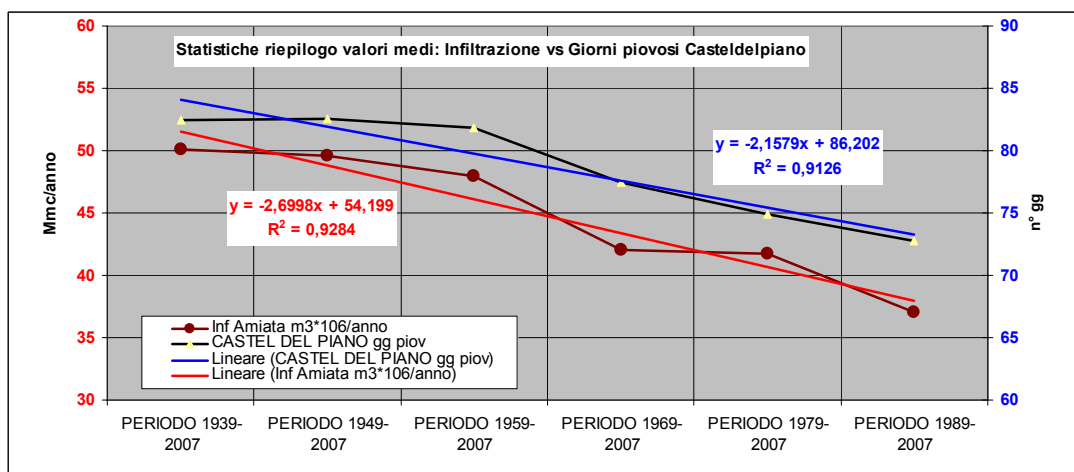


Fig.3.2b

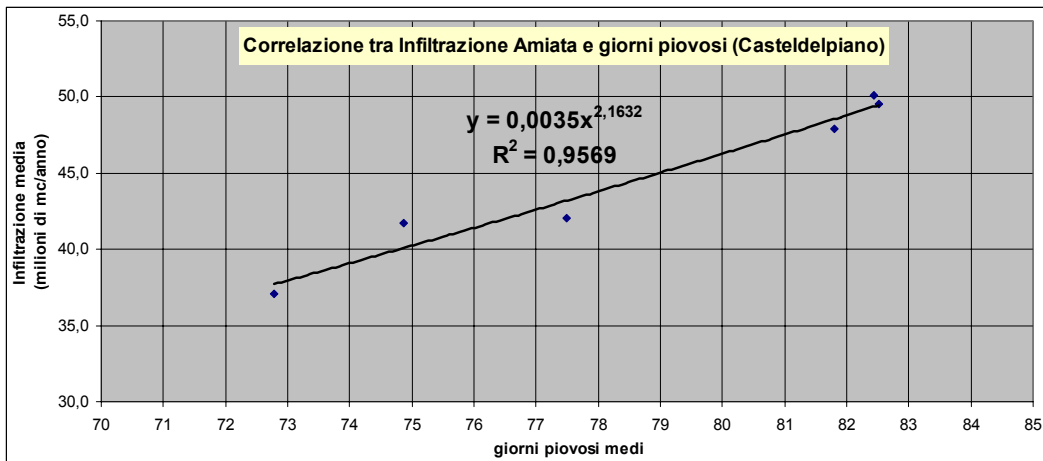


Fig. 3.2c

Stesse considerazioni possono trarsi dalle figure 3.3a e 3.3b dove viene ancora una volta verificata l'ottima correlazione statistica tra il numero dei giorni piovosi registrati a Castel del Piano con le portate misurate alla sorgente Ermicciolo ricavando, per questa, un coefficiente di correlazione $r^2 = 0,94$ a dimostrazione che quanti più giorni mediamente piove, tanto maggiore è l'infiltrazione e quindi il Deflusso sotterraneo.

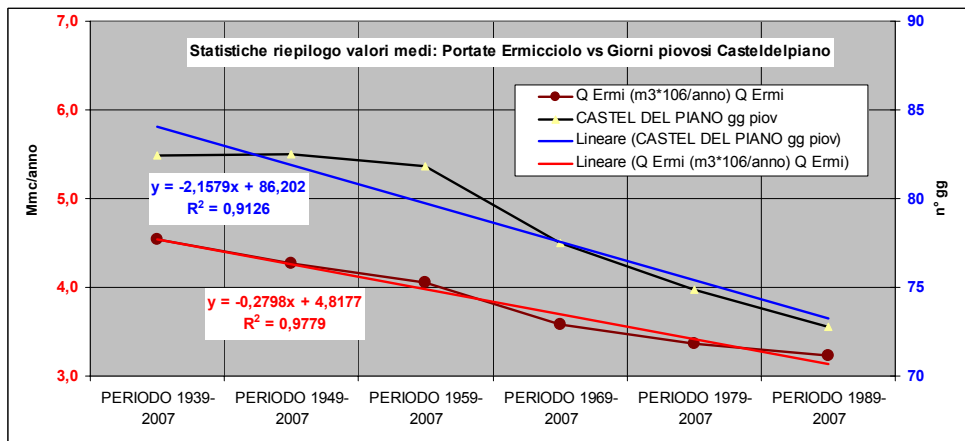


Fig.3.3a

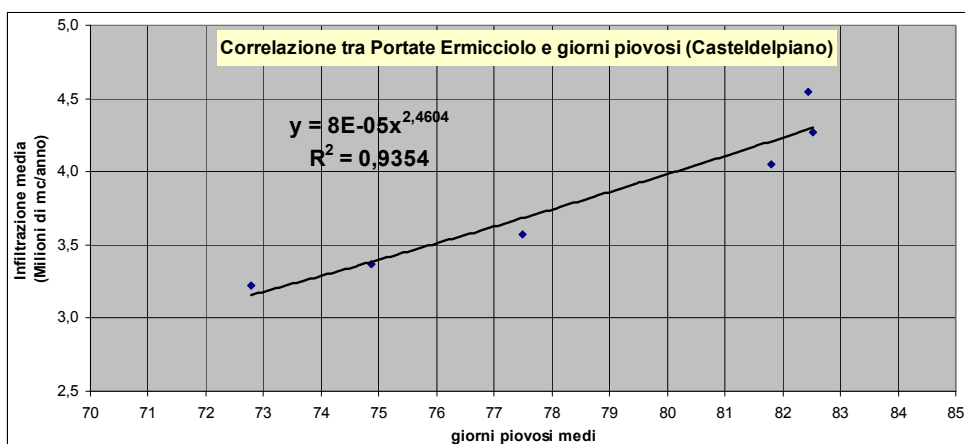


Fig.3.3b

3.4. CORRELAZIONI TRA INFILTRAZIONE, DEFLUSSO SOTTERRANEO CON I VALORI MEDI LISCIATI

Nelle tabelle e nelle figure che seguono si è passati dall'analisi dei dati annuali a quella dei valori medi lisciati con la tecnica delle medie mobili di vario ordine.

Questa tecnica assegna ad un determinato istante il valore medio relativo agli n anni precedenti. Così facendo vengono ad essere smussati i valori annuali che, per i parametri analizzati, risultano molto fluttuanti (vale a dire estremamente variabili intorno alla media), per così meglio definire le analogie tra i regimi delle variabili analizzate, anche se così facendo si riduce, ovviamente, il numero dei dati da analizzare.

Nel nostro caso e per le variabili di interesse, si sono ricavati i dati relativi a:

- Medie mobili di ordine 10 (anni) Tab. 3.3;
- Medie mobili di ordine 20 (anni) Tab. 3.4;
- Medie mobili di ordine 30 (anni) Tab. 3.5;

CORRELAZIONI INFILTRAZIONE vs DEFLUSSO SOTTERRANEO : MEDIE MOBILI DECENN

		PE 10 anni mm/anno	Inf Med 10 0,90 m ³ *10 ⁶ /anno	Q Ermi		Qamia	Qamia	Q Fiora Tot		CASTEL DEL PIANO	
				Q Ermi	Qerm/Inf	Coef med	2 coeff	Q Fiora	QFiora/Inf	gg piov	Pmed/gg piov
		m ³ *10 ⁶ /anno									
1939 - 1948		736,0	53,3	6,1	11,5%	77,2	61,2			81,9	11,7
1940 - 1949		730,0	52,9	6,0	11,3%	75,4	59,7			78,5	12,2
1941 - 1950		756,7	54,8	5,8	10,6%	73,3	58,0			77,7	12,5
1942 - 1951		826,4	59,9	5,8	9,7%	73,1	57,9			81,1	12,6
1943 - 1952		811,8	58,8	5,8	9,8%	72,7	57,5			81,8	12,1
1944 - 1953		816,4	59,1	5,7	9,6%	71,8	56,8			80,0	12,4
1945 - 1954		813,4	58,9	5,7	9,7%	71,6	56,7			80,0	12,3
1946 - 1955		878,6	63,7	5,6	8,8%	70,6	55,9			84,5	12,4
1947 - 1956		869,1	63,0	5,6	8,9%	70,7	56,0			86,3	12,1
1948 - 1957		799,8	57,9	5,5	9,6%	69,7	55,2			85,3	11,6
1949 - 1958		792,8	57,4	5,4	9,3%	67,4	53,3			86,1	11,5
1950 - 1959		846,8	61,4	5,4	8,8%	67,7	53,6			90,1	11,4
1951 - 1960		869,5	63,0	5,7	9,1%	72,3	57,2			94,3	11,2
1952 - 1961		822,9	59,6	5,6	9,4%	70,6	55,9			91,5	11,2
1953 - 1962		835,4	60,5	5,7	9,4%	71,3	56,5			91,6	11,5
1954 - 1963		859,9	62,3	5,8	9,3%	72,6	57,5			95,2	11,3
1955 - 1964		908,0	65,8	5,7	8,7%	72,0	57,0			96,5	11,8
1956 - 1965		923,8	66,9	5,8	8,6%	72,7	57,6			97,4	11,9
1957 - 1966		952,3	69,0	5,8	8,4%	73,0	57,8			98,9	11,9
1958 - 1967		952,5	69,0	5,8	8,4%	72,9	57,3			97,8	12,0
1959 - 1968		981,0	71,1	5,9	8,3%	74,3	62,4			98,6	11,9
1960 - 1969		954,6	69,2	6,0	8,6%	75,0	64,6			98,2	11,6
1961 - 1970		879,0	63,7	5,7	8,9%	71,5	63,5			94,0	11,4
1962 - 1971		830,4	60,2	5,4	9,0%	68,5	62,4			91,9	11,2
1963 - 1972		822,5	59,6	5,2	8,8%	65,7	61,4			92,5	11,0
1964 - 1973		760,6	55,1	5,1	9,2%	63,7	61,2			88,6	10,7
1965 - 1974		688,4	49,9	4,9	9,9%	62,1	61,1			86,9	10,1
1966 - 1975		626,7	45,4	4,7	10,3%	58,8	59,4			82,9	9,8
1967 - 1976		582,7	42,2	4,4	10,4%	55,3	57,5			82,1	9,4
1968 - 1977		581,6	42,1	4,3	10,3%	54,7	56,8			84,1	9,1
1969 - 1978		590,6	42,8	4,2	9,8%	52,6	54,6			85,1	9,2
1970 - 1979		622,3	45,1	4,1	9,2%	52,0	54,0			84,7	9,6
1971 - 1980		678,1	49,1	4,0	8,2%	50,8	52,7			86,2	9,9
1972 - 1981		683,9	49,5	4,0	8,1%	50,5	52,5			87,5	9,8
1973 - 1982		681,8	49,4	3,9	7,9%	48,9	50,8			85,8	10,1
1974 - 1983		695,4	50,4	3,8	7,6%	48,4	50,2			85,5	10,4
1975 - 1984		740,9	53,7	3,8	7,0%	47,6	49,4			87,5	10,6
1976 - 1985		743,5	53,9	3,9	7,3%	49,3	51,2			88,2	10,6
1977 - 1986		747,1	54,1	4,0	7,3%	49,7	51,7			85,2	11,1
1978 - 1987		761,6	55,2	3,8	6,8%	47,2	49,0			82,7	11,5
1979 - 1988		699,6	50,7	3,6	7,2%	45,7	47,5			78,8	11,4
1980 - 1989		631,4	45,7	3,4	7,4%	42,5	44,2			76,0	11,2
1981 - 1990		574,9	41,7	3,1	7,5%	39,1	40,7			73,4	10,9
1982 - 1991		589,5	42,7	2,9	6,9%	37,0	38,4			73,2	11,0
1983 - 1992		586,8	42,5	2,9	6,9%	36,9	38,3			73,6	10,8
1984 - 1993		572,1	41,4	2,8	6,8%	35,3	36,7			73,4	10,6
1985 - 1994		515,0	37,3	2,7	7,4%	34,5	35,8			70,1	10,5
1986 - 1995		513,6	37,2	2,5	6,8%	31,8	33,1			70,8	10,4
1987 - 1996		519,9	37,7	2,5	6,7%	31,7	32,9			73,6	10,1
1988 - 1997		495,3	35,9	2,6	7,1%	32,1	33,4			73,6	9,9
1989 - 1998		497,2	36,0	2,6	7,3%	33,0	34,3			73,9	9,9
1990 - 1999		499,6	36,2	2,8	7,7%	34,9	36,2	21,2	58,5%	75,5	9,6
1991 - 2000		534,1	38,7	3,0	7,7%	37,3	38,8	21,1	54,5%	77,8	9,9
1992 - 2001		495,9	35,9	3,1	8,7%	39,4	41,0	21,2	59,0%	76,7	9,7
1993 - 2002		477,1	34,6	3,3	9,5%	41,1	42,7	21,2	61,4%	71,5	11,4
1994 - 2003		489,6	35,5	3,4	9,5%	42,4	44,0	21,1	59,3%	70,7	11,7
1995 - 2004		525,1	38,0	3,5	9,2%	43,8	45,5	20,8	54,8%	73,0	11,8
1996 - 2005		569,6	41,3	3,7	8,9%	46,2	48,0	20,8	50,4%	73,9	12,2
1997 - 2006		536,5	38,9	3,9	9,9%	48,5	50,4	21,0	53,9%	71,5	12,1
1998 - 2007		512,8	37,2	3,9	10,5%	49,1	51,0	21,0	56,5%	71,6	11,9

Tab.3.3

CORRELAZIONI INFILTRAZIONE vs DEFLUSSO SOTTERRANEO : MEDIE MOBILI VENTENNALI

		PE 20 anni mm/anno	Inf Med 20 0,90 $m^3 \cdot 10^6 / \text{anno}$	Q Ermi		Qania	Qania	CASTEL DEL PIANO	
				Q Ermi	Qerm/Inf	Coef med	2 coeff	gg piov	Pmed/gg piov
1939 - 1958		764,4	55,4	5,7	10,4%	72,3	57,3	84,0	11,6
1940 - 1959		788,4	57,1	5,7	10,0%	71,6	56,7	84,3	11,8
1941 - 1960		813,1	58,9	5,8	9,8%	72,8	57,6	86,0	11,8
1942 - 1961		824,7	59,7	5,7	9,6%	71,8	56,9	86,3	11,9
1943 - 1962		823,6	59,7	5,7	9,6%	72,0	57,0	86,7	11,8
1944 - 1963		838,1	60,7	5,7	9,5%	72,2	57,2	87,6	11,8
1945 - 1964		860,7	62,4	5,7	9,2%	71,8	56,8	88,3	12,0
1946 - 1965		901,2	65,3	5,7	8,7%	71,7	56,7	91,0	12,2
1947 - 1966		910,7	66,0	5,7	8,7%	71,9	56,9	92,6	12,0
1948 - 1967		876,1	63,5	5,7	8,9%	71,3	57,3	91,6	11,8
1949 - 1968		886,9	64,3	5,6	8,8%	70,9	57,9	92,4	11,7
1950 - 1969		900,7	65,3	5,7	8,7%	71,3	59,1	94,2	11,5
1951 - 1970		874,3	63,3	5,7	9,0%	71,9	60,4	94,2	11,3
1952 - 1971		826,7	59,9	5,5	9,2%	69,5	59,1	91,7	11,2
1953 - 1972		828,9	60,1	5,4	9,1%	68,5	58,9	92,1	11,3
1954 - 1973		810,3	58,7	5,4	9,2%	68,2	59,3	91,9	11,0
1955 - 1974		798,2	57,8	5,3	9,2%	67,1	59,0	91,7	10,9
1956 - 1975		775,3	56,2	5,2	9,3%	65,7	58,5	90,2	10,8
1957 - 1976		767,5	55,6	5,1	9,2%	64,2	57,6	90,5	10,6
1958 - 1977		767,1	55,6	5,1	9,1%	63,8	58,1	91,0	10,6
1959 - 1978		785,8	56,9	5,0	8,9%	63,5	58,5	91,9	10,6
1960 - 1979		788,4	57,1	5,0	8,8%	63,5	59,3	91,5	10,6
1961 - 1980		778,5	56,4	4,9	8,6%	61,1	58,1	90,1	10,7
1962 - 1981		757,2	54,9	4,7	8,6%	59,5	57,4	89,7	10,5
1963 - 1982		752,1	54,5	4,6	8,4%	57,3	56,1	89,2	10,5
1964 - 1983		728,0	52,7	4,5	8,4%	56,0	55,7	87,1	10,5
1965 - 1984		714,6	51,8	4,4	8,4%	54,8	55,2	87,2	10,3
1966 - 1985		685,1	49,6	4,3	8,6%	54,0	55,3	85,6	10,2
1967 - 1986		664,9	48,2	4,2	8,7%	52,5	54,6	83,7	10,2
1968 - 1987		671,6	48,7	4,0	8,3%	50,9	52,9	83,4	10,3
1969 - 1988		645,1	46,7	3,9	8,4%	49,2	51,1	82,0	10,3
1970 - 1989		626,8	45,4	3,8	8,3%	47,3	49,1	80,4	10,4
1971 - 1990		626,5	45,4	3,6	7,9%	45,0	46,7	79,8	10,4
1972 - 1991		636,7	46,1	3,5	7,5%	43,8	45,5	80,4	10,4
1973 - 1992		634,3	46,0	3,4	7,4%	42,9	44,5	79,7	10,4
1974 - 1993		633,8	45,9	3,3	7,2%	41,8	43,4	79,5	10,5
1975 - 1994		627,9	45,5	3,3	7,2%	41,0	42,6	78,8	10,5
1976 - 1995		628,6	45,5	3,2	7,1%	40,5	42,1	79,5	10,5
1977 - 1996		633,5	45,9	3,2	7,0%	40,7	42,3	79,4	10,6
1978 - 1997		628,4	45,5	3,2	6,9%	39,7	41,2	78,2	10,7
1979 - 1998		598,4	43,4	3,1	7,2%	39,4	40,9	76,4	10,6
1980 - 1999		565,5	41,0	3,1	7,5%	38,7	40,2	75,8	10,4
1981 - 2000		554,5	40,2	3,0	7,6%	38,2	39,7	75,6	10,4
1982 - 2001		542,7	39,3	3,0	7,7%	38,2	39,7	75,0	10,3
1983 - 2002		531,9	38,5	3,1	8,0%	39,0	40,5	72,6	11,1
1984 - 2003		530,8	38,5	3,1	8,0%	38,8	40,4	72,1	11,1
1985 - 2004		520,1	37,7	3,1	8,3%	39,1	40,7	71,6	11,1
1986 - 2005		541,6	39,2	3,1	7,9%	39,0	40,5	72,4	11,3
1987 - 2006		528,2	38,3	3,2	8,3%	40,1	41,7	72,6	11,1
1988 - 2007		504,1	36,5	3,2	8,8%	40,6	42,2	72,6	10,9

Tab. 3.4

CORRELAZIONI INFILTRAZIONE vs DEFLUSSO SOTTERRANEO : MEDIE MOBILI TRENTENNALI

		PE 30 anni mm/anno	Inf Med 30 0,90 $m^3 \cdot 10^6$ /anno	Q Ermi		Qamia	Qamia	CASTEL DEL PIANO	
				Q Ermi	Qerm/Inf	Coef med	2 coeff	gg piov	Pmed/gg piov
1939 - 1968		836,6	60,6	5,8	9,6%	73,0	59,0	88,9	11,7
1940 - 1969		843,8	61,1	5,8	9,5%	72,7	59,3	88,9	11,8
1941 - 1970		835,1	60,5	5,8	9,5%	72,4	59,6	88,7	11,7
1942 - 1971		826,6	59,9	5,6	9,4%	70,7	58,7	88,2	11,7
1943 - 1972		823,2	59,6	5,6	9,3%	69,9	58,5	88,6	11,5
1944 - 1973		812,3	58,9	5,5	9,4%	69,4	58,5	87,9	11,5
1945 - 1974		803,2	58,2	5,5	9,4%	68,6	58,2	87,8	11,4
1946 - 1975		809,7	58,7	5,4	9,1%	67,4	57,6	88,3	11,4
1947 - 1976		801,4	58,1	5,3	9,1%	66,3	57,1	89,1	11,1
1948 - 1977		778,0	56,4	5,2	9,3%	65,8	57,1	89,1	10,9
1949 - 1978		788,1	57,1	5,1	9,0%	64,8	56,8	89,9	10,9
1950 - 1979		807,9	58,5	5,2	8,8%	64,9	57,4	91,0	10,9
1951 - 1980		808,9	58,6	5,2	8,8%	64,8	57,8	91,5	10,9
1952 - 1981		779,1	56,4	5,0	8,9%	63,2	56,9	90,3	10,7
1953 - 1982		779,9	56,5	4,9	8,7%	62,0	56,2	90,0	10,9
1954 - 1983		772,0	55,9	4,9	8,7%	61,6	56,3	89,8	10,8
1955 - 1984		779,1	56,4	4,8	8,5%	60,6	55,8	90,3	10,8
1956 - 1985		764,7	55,4	4,8	8,6%	60,2	56,0	89,5	10,7
1957 - 1986		760,7	55,1	4,7	8,6%	59,3	55,6	88,7	10,8
1958 - 1987		765,2	55,4	4,6	8,4%	58,3	55,1	88,2	10,9
1959 - 1988		757,1	54,8	4,6	8,3%	57,6	54,8	87,5	10,8
1960 - 1989		736,1	53,3	4,5	8,4%	56,5	54,3	86,3	10,8
1961 - 1990		710,7	51,5	4,3	8,3%	53,8	52,3	84,5	10,7
1962 - 1991		701,3	50,8	4,1	8,1%	52,0	51,1	84,2	10,6
1963 - 1992		697,0	50,5	4,0	7,9%	50,5	50,2	84,0	10,6
1964 - 1993		676,1	49,0	3,9	8,0%	49,1	49,3	82,5	10,5
1965 - 1994		648,1	47,0	3,8	8,1%	48,1	48,8	81,5	10,4
1966 - 1995		628,0	45,5	3,7	8,1%	46,6	47,9	80,6	10,3
1967 - 1996		616,6	44,7	3,6	8,1%	45,6	47,3	80,3	10,2
1968 - 1997		612,8	44,4	3,6	8,0%	44,7	46,4	80,1	10,2
1969 - 1998		595,8	43,2	3,5	8,1%	43,8	45,5	79,3	10,2
1970 - 1999		584,4	42,3	3,4	8,1%	43,1	44,8	78,7	10,1
1971 - 2000		595,7	43,2	3,4	7,8%	42,4	44,1	79,1	10,2
1972 - 2001		589,8	42,7	3,4	7,9%	42,3	44,0	79,1	10,2
1973 - 2002		581,9	42,2	3,4	8,0%	42,3	43,9	77,0	10,8
1974 - 2003		585,7	42,4	3,3	7,9%	42,0	43,6	76,5	10,9
1975 - 2004		593,7	43,0	3,3	7,8%	42,0	43,6	76,9	10,9
1976 - 2005		608,9	44,1	3,4	7,6%	42,4	44,1	77,6	11,1
1977 - 2006		601,2	43,6	3,4	7,9%	43,3	45,0	76,8	11,1
1978 - 2007		589,9	42,7	3,4	8,0%	42,8	44,5	76,0	11,1

Tab. 3.5

Come è possibile notare nelle figure 3.4a, 3.4b e 3.4c si riscontra un'analogia tra i regimi dell'Infiltrazione e del Deflusso sotterranea via via sempre più spinta con l'aumentare dell'ordine della media, ben evidenziata dai relativi trend.

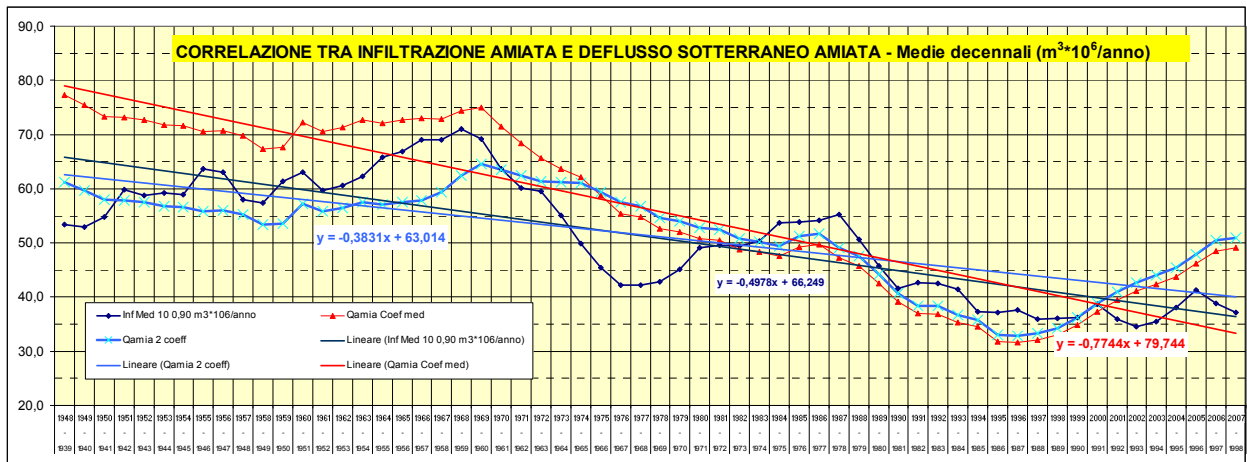


Fig. 3.4°

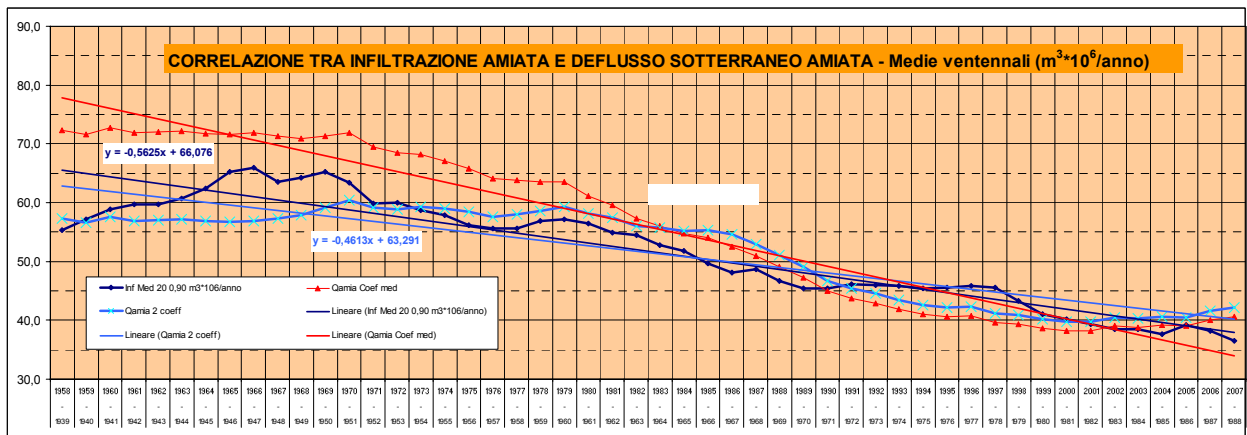


Fig. 3.4b

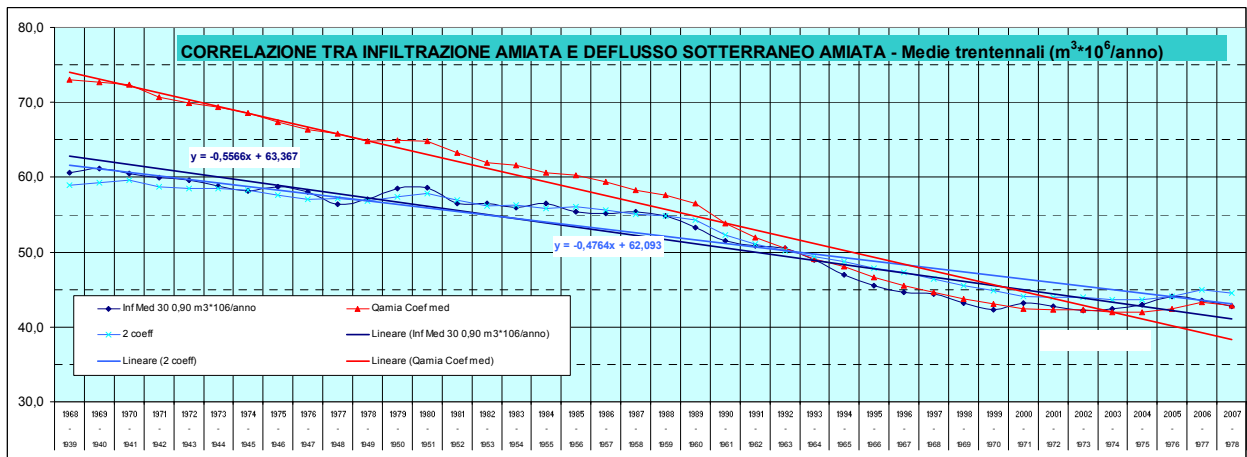


Fig. 3.4c

Infatti per le medie mobili di vario ordine si ricavano i dati seguenti:

Ordine della media mobile	Valore del Trend Infiltrazione	Valore del Trend del Deflusso sotterraneo
10 anni	-0,5	circa -0,57 (-0,38/-0,77)
20 anni	-0,56	circa -0,67 (-0,46/-0,89)
30 anni	-0,56	circa -0,69 (-0,48/-0,91)

La suddetta analogia persiste anche mettendo a confronto l'Infiltrazione totale sull'Amiata con le portate dell'Ermiccio (sempre tenendo presente che queste ultime rappresentano l'8 – 10% del Deflusso sotterraneo amiatino e che quindi il trend risulta in valore assoluto circa 1/10 di quello dell'Infiltrazione) come riscontrabile nelle fig. 3.5a, 3.5b, 3.5c.

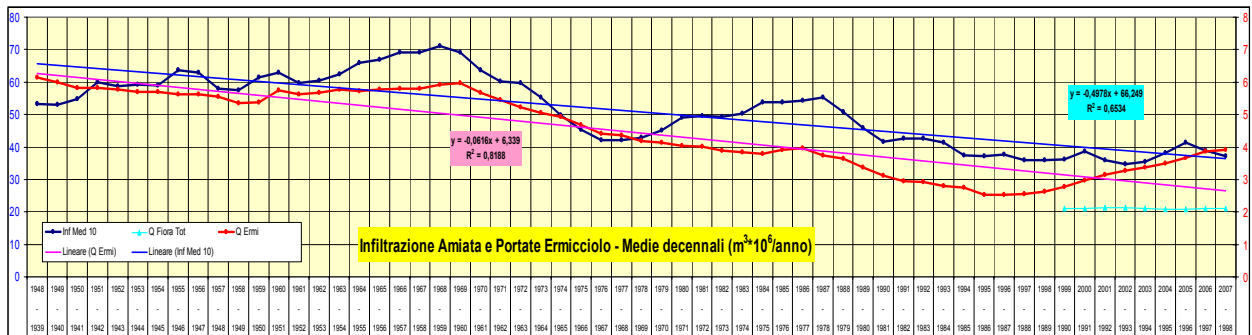


Fig. 3.5a

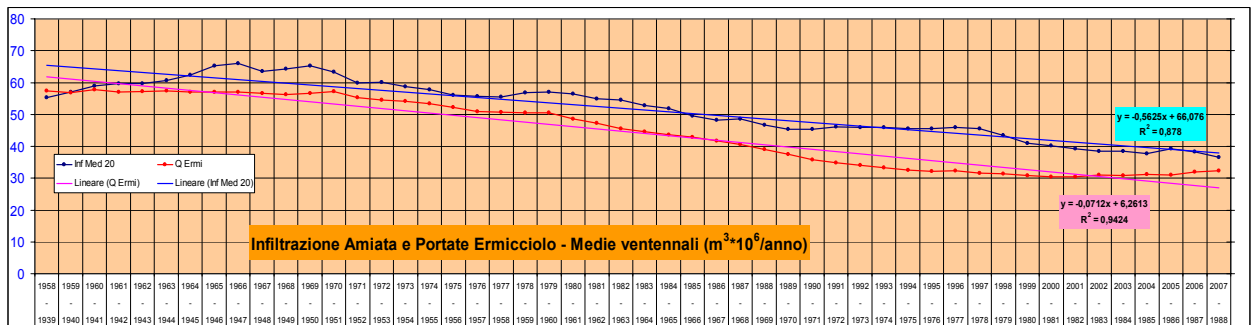


Fig. 3.5b

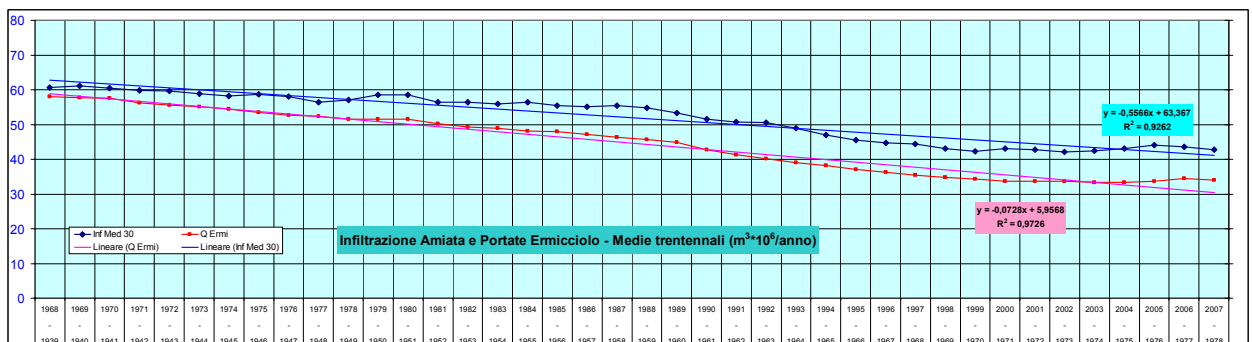


Fig. 3.5c

Infatti, a dimostrazione di fortissimo legame di correlazione tra queste due variabili, risulta quanto segue:

Ordine della media mobile	Valore del Trend Infiltrazione	Valore del Trend delle portate della sorgente Ermiccio
10 anni	-0,5	-0,06 ~ 9% del Trend dell'Infiltrazione
20 anni	-0,56	-0,07 ~ 8% del Trend dell'Infiltrazione
30 anni	-0,56	-0,073 ~ 8% del Trend dell'Infiltrazione

Queste analogie tra input (infiltrazione) ed output (deflusso sotterraneo), che, ricordiamo, sono stati valutati partendo da dati di base completamente diversi, permangono fortemente anche nelle correlazioni statistiche tra i suddetti parametri.

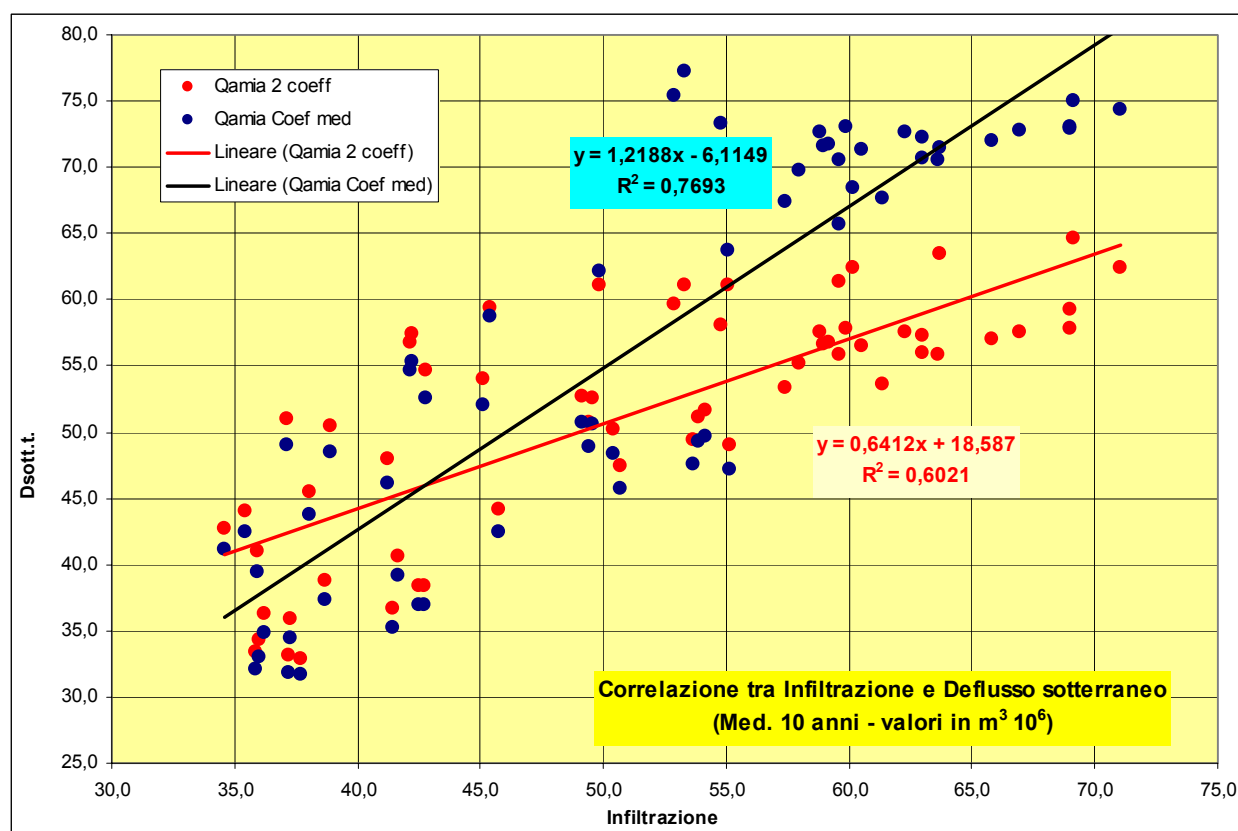


Fig. 3.6a

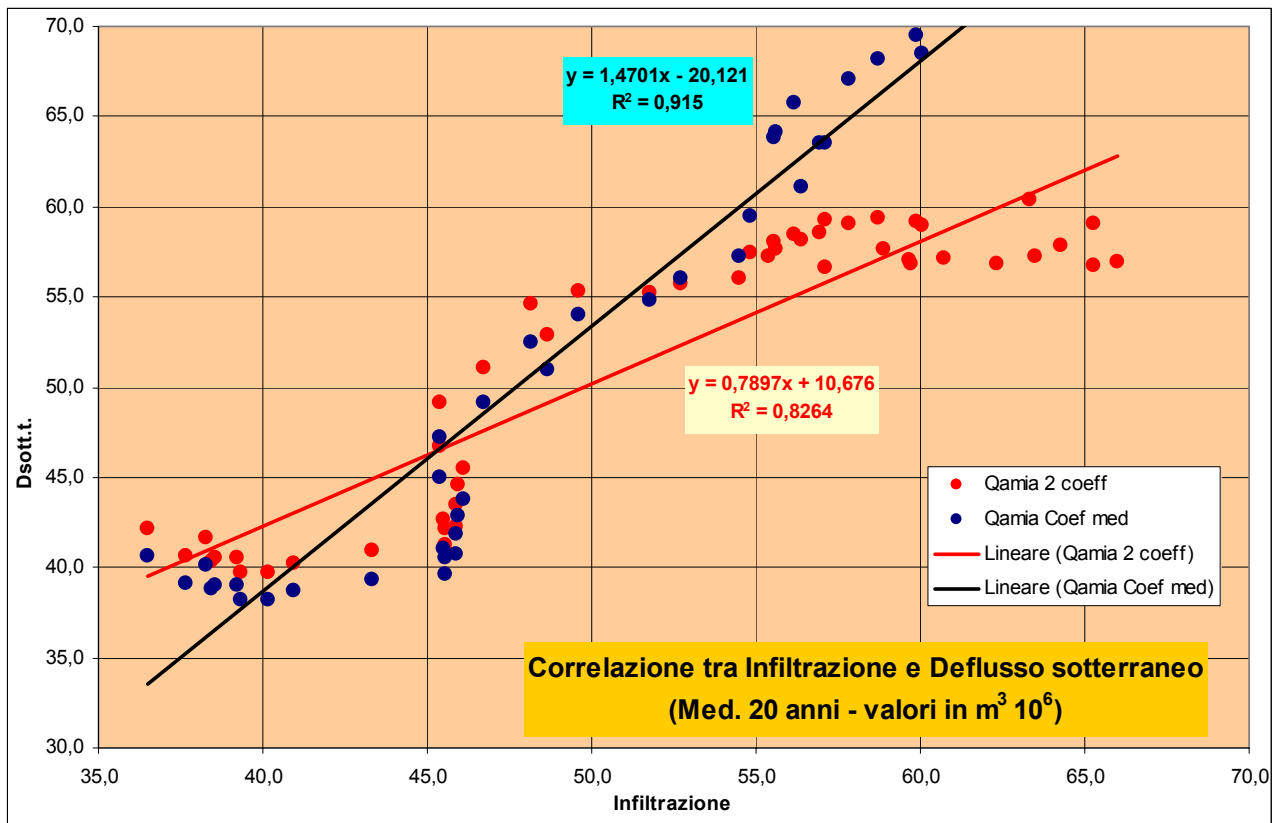


Fig. 3.6b

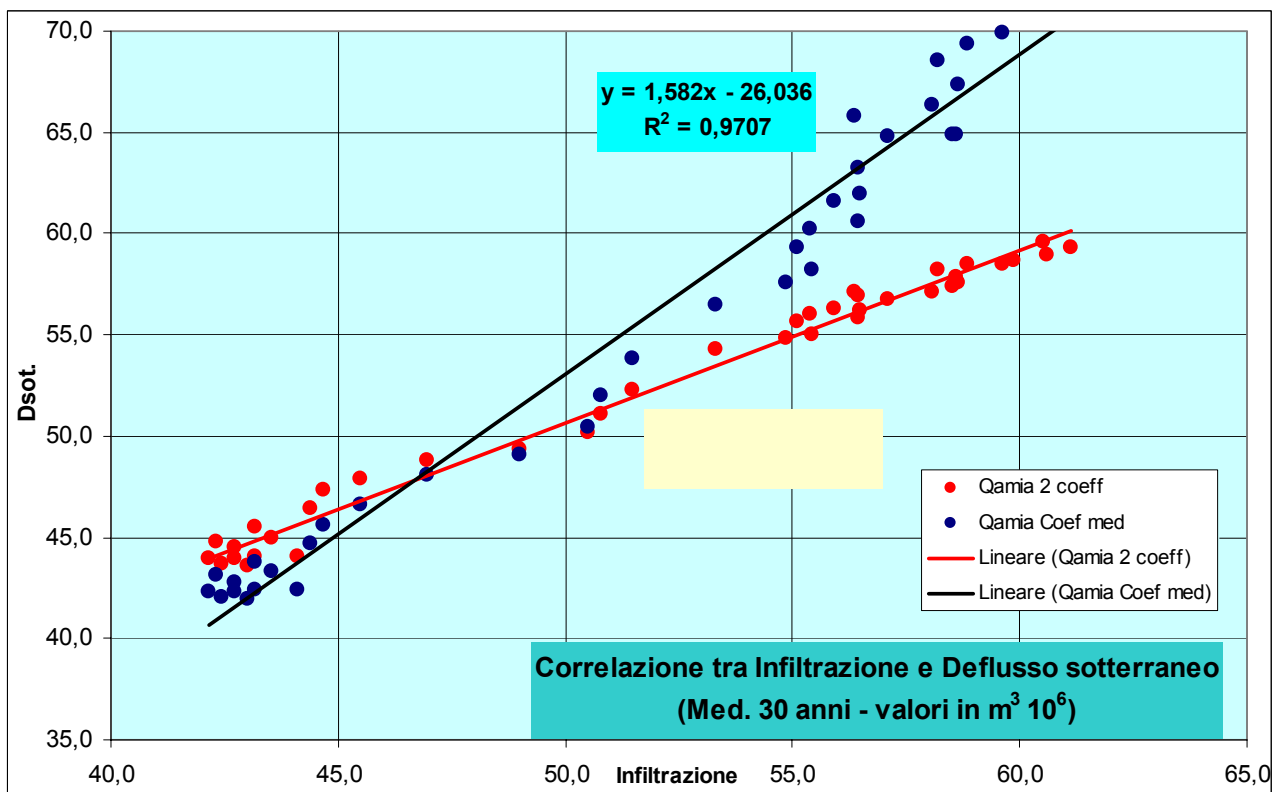


Fig. 3.6c

Infatti nelle precedenti fig. 3.6a, 3.6b, 3.6c, relative alle regressioni lineari tra deflusso ed infiltrazione risulta che:

- per medie mobili di **ordine 10** la correlazione tra i due parametri è **molto buona** risultando per questa un coefficiente di correlazione $r^2 = 0.60-0.77$
- per medie mobili di **ordine 20** la correlazione tra i due parametri è **ottima** risultando per questa un coefficiente di correlazione $r^2 = 0.83-0.92$
- per medie mobili di **ordine 30** la correlazione tra i due parametri è **quasi perfetta** risultando per questa un coefficiente di correlazione $r^2 = 0.97-0.99$

Fortissimo legame che esiste anche quando si correlano le portate dell'Ermiccio con l'Infiltrazione totale amiatina (fig. 3.7a, 3.7b, 3.7c).

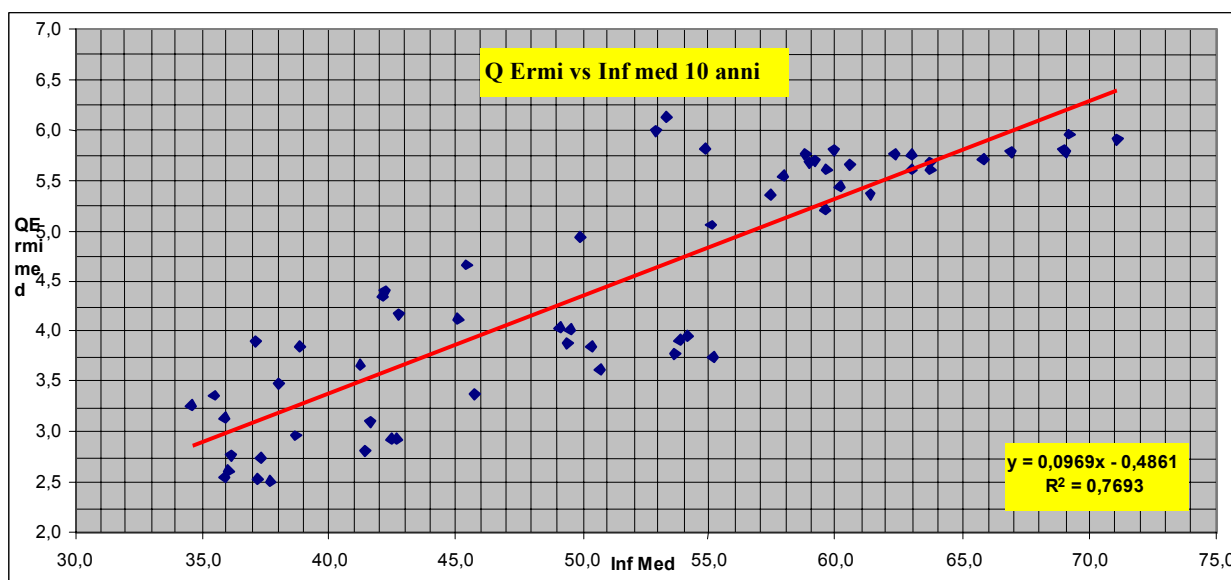


Fig. 3.7a

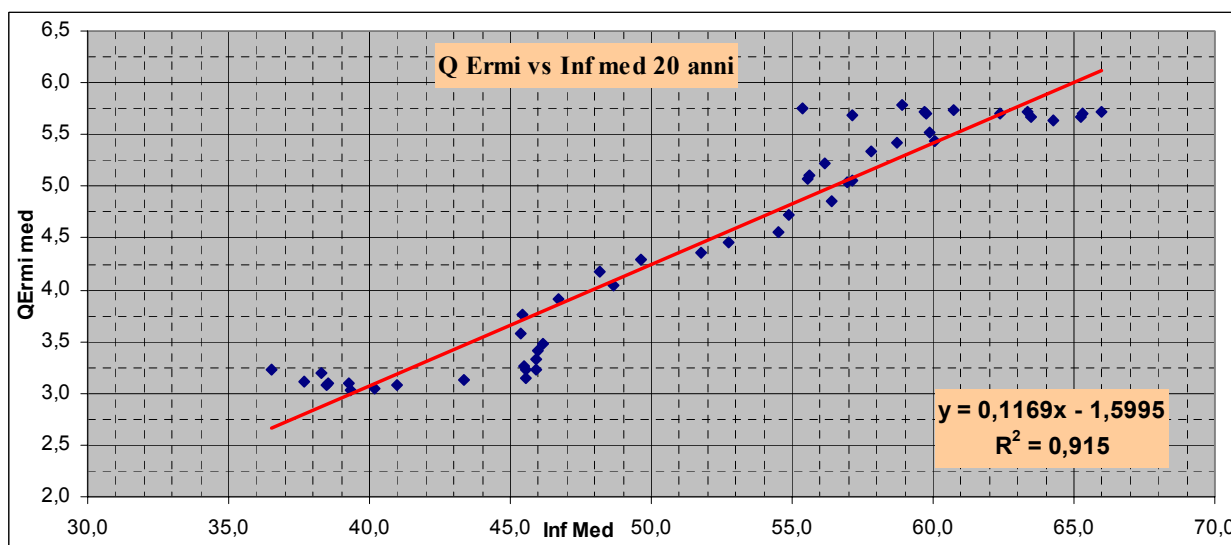


Fig. 3.7b

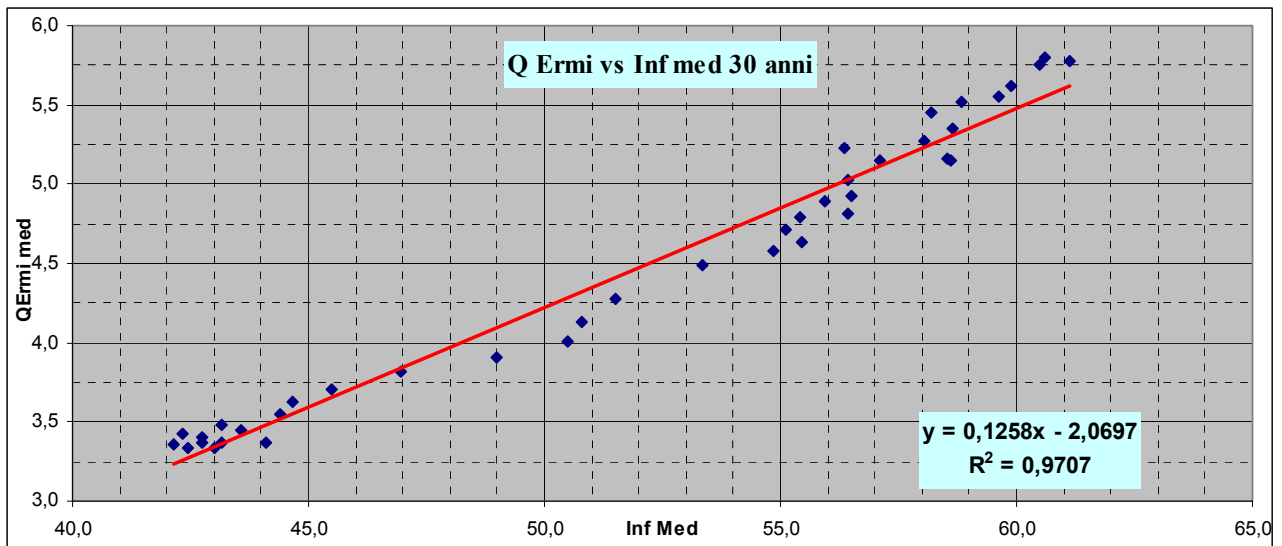


Fig. 3.7c

Dalle suddette analisi di correlazione risulta che:

Ordine della media mobile 10 anni	$r^2 = 0,77$
Ordine della media mobile 20 anni	$r^2 = 0,92$
Ordine della media mobile 30 anni	$r^2 = 0,97$

evidenza oggettiva del fatto che le portate misurate alla sorgente sono perfettamente e direttamente correlate con il valore dell'Infiltrazione che alimenta l'acquifero amiatino e che al variare di questa vi è un'analogha variazione della portata sorgiva, analogia tanto stretta che su tempi medi di 20-30 anni si può ricavare l'una variabile conoscendo l'entità dell'altra, con un errore assai basso dell'ordine del 3-8%.

3.5. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Tutta la mole dei dati trattati relativi ad infiltrazione e deflusso sotterraneo, le loro elaborazioni sia semplici, relative alle analoghe evoluzioni temporali, alle corrispondenze dei corrispettivi trend, sia più complesse come quelle che hanno individuato un alto ed altissimo grado di correlazione statistica tra variabili diversamente valutate (infiltrazione e deflusso sotterraneo) e/o misurate (misure sistematiche di lungo periodo delle portate della sorgente Ermicciolo, di medio periodo delle portate della sorgente Fiora, misure saltuarie delle restanti 150 sorgenti amiatine) dimostrano, pur con i limiti connessi alla carenza di dati misurati evidenziata nei capitoli precedenti, una stretta ed oggettiva interdipendenza tra i valori dell'alimentazione meteorica e quelli del deflusso sotterraneo in uscita dall'acquifero amiatino.

Ogni altra ipotesi fatta o da fare circa altri tipi di impatti sul regime e sull'entità del suddetto deflusso sotterraneo, non trova in questi dati (che sono per ora il massimo della conoscenza possibile) nessuna validazione né qualitativa, né, tanto meno, quantitativa: la diminuzione delle portate delle sorgenti amiatine è in stretta correlazione con la naturale diminuzione degli apporti di ricarica meteorica per infiltrazione come i suddetti dati, di per sé inconfutabilmente, dimostrano.

Altre interpretazioni, pur potendo rientrare nel campo del possibile sono, allo stato attuale delle conoscenze, da ritenersi altamente improbabili.

4. CONFRONTI TRA VAPORE ESTRATTO E REGIME DELLE SORGENTI DEL FIORA

In relazione a quanto affermato da EDRA:

Esiste una correlazione inversa tra portate di vapore geotermico estratto e portata delle sorgenti del Fiora. Cioè, tutte le volte che la portata di vapore aumenta, la portata delle sorgenti diminuisce e viceversa.

si è cercata conferma attraverso le analisi che seguono.

Portate del Fiora e alimentazione dell'acquifero per infiltrazione meteorica

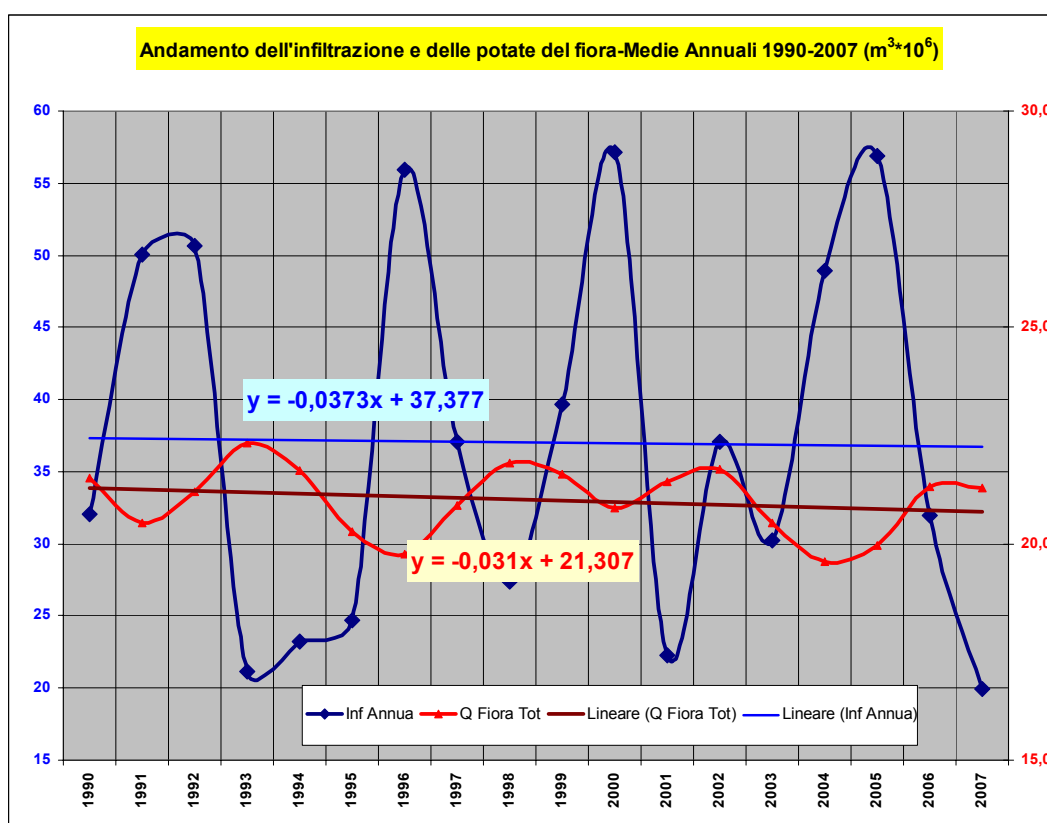


Fig. 4.1

Si noti come l'analisi rappresentata in fig. 4.1, individui quasi lo stesso trend sia relativamente alle portate complessive del Fiora (-0.031) che alla ricarica meteorica per infiltrazione (-0.037) nel periodo per il quale si dispone di dati comuni (1990-2007), nonché sottolinei l'andamento antitetico dei regimi delle 2 variabili a dimostrazione del lento svuotamento dell'acquifero che, come dimostrato nell'analisi dei cicli di esaurimento del Fiora (Cap. 2), ha bisogno di tempi molto lunghi (2-3 anni) e tali risultano quelli che vanno dai valori max di infiltrazione a quelli di max portata del Fiora.

Vapore estratto dai campi geotermici

Nella tab. 4.1, sono riportati i valori mensili del vapore estratto dai campi geotermici amiatino (dal gennaio 2002 al maggio 2007) espressi sia in termini di tonnellate che di chilogrammi al secondo.

mese/ anno	BAGNORE	BAGNORE	PIANCAST.	PIANCAST.	TOT. AMIATA	TOT. AMIATA
	vapore (t)	vapore kg/s	vapore (t)	vapore kg/s	vapore (t)	vapore kg/s
gen-02	84.402	31,51	391.796	146,26	476.198	177,76
feb-02	84.713	36,02	346.190	143,08	430.863	178,10
mar-02	93.584	34,94	361.327	134,90	454.911	169,84
apr-02	90.520	34,92	323.236	124,71	413.756	159,63
mag-02	93.043	34,74	323.844	120,91	416.887	155,65
giu-02	90.654	34,97	296.594	114,41	387.208	149,39
lug-02	92.249	34,44	291.906	108,99	384.155	143,43
ago-02	93.203	34,80	264.342	98,69	357.545	133,49
set-02	90.922	35,08	292.409	112,84	383.411	147,92
ott-02	93.312	34,84	305.538	114,07	398.850	148,91
nov-02	90.098	34,74	329.593	127,16	419.691	161,90
dic-02	93.423	34,88	362.465	135,33	455.888	170,21
gen-03	94.274	35,20	370.401	138,29	464.675	173,49
feb-03	84.048	34,74	307.112	126,95	391.160	161,69
mar-03	92.068	34,37	335.148	125,13	427.216	159,50
apr-03	89.147	34,39	310.216	119,68	399.363	154,08
mag-03	90.748	33,88	311.685	116,37	402.433	150,25
giu-03	87.658	33,82	271.911	104,90	359.569	138,72
lug-03	90.803	33,90	258.755	96,61	349.558	130,51
ago-03	90.729	33,87	259.678	96,95	350.407	130,83
set-03	86.825	33,50	277.311	106,99	364.136	140,48
ott-03	90.471	33,78	293.624	109,70	384.295	143,48
nov-03	51.199	19,75	285.962	110,32	337.161	130,08
dic-03	90.471	33,78	293.624	109,70	384.295	143,48
gen-04	90.722	33,87	334.336	124,83	425.058	158,70
feb-04	85.280	35,25	293.913	121,49	379.193	156,74
mar-04	88.011	32,86	313.933	117,21	401.944	150,07
apr-04	84.285	32,52	302.479	116,70	386.764	149,21
mag-04	88.011	32,86	313.933	117,21	401.944	150,07
giu-04	87.682	33,83	267.011	103,01	354.693	136,84
lug-04	90.699	33,86	211.019	78,79	301.718	112,55
ago-04	91.347	34,11	247.503	92,41	338.850	126,51
set-04	87.704	33,64	271.739	104,84	359.443	139,67
ott-04	90.589	33,81	277.746	103,70	368.305	137,51
nov-04	88.289	34,06	278.450	107,43	366.739	141,49
dic-04	87.641	32,72	310.601	115,97	398.242	148,69
gen-05	91.188	34,03	317.525	118,55	408.683	152,58
feb-05	82.111	33,94	284.770	117,71	366.881	151,65
mar-05	91.211	34,05	305.231	113,96	396.442	148,01
apr-05	87.855	33,89	283.386	109,33	371.241	143,23
mag-05	89.999	33,60	293.836	109,71	383.835	143,31
giu-05	86.215	33,26	259.922	100,24	346.037	133,50
lug-05	90.571	33,82	250.033	93,35	340.604	127,17
ago-05	90.535	33,80	244.529	91,30	335.064	125,10
set-05	85.939	33,16	256.766	99,06	342.707	132,22
ott-05	90.156	33,66	248.053	92,61	338.209	126,27
nov-05	89.526	22,97	294.538	113,63	354.064	136,60
dic-05	80.109	29,91	304.153	113,56	384.262	143,47
gen-06	88.302	32,97	320.039	119,49	408.341	152,46
feb-06	80.455	33,26	295.228	122,04	375.683	155,29
mar-06	88.713	33,12	306.243	114,34	394.956	147,46
apr-06	83.669	32,28	294.098	113,45	377.727	145,73
mag-06	88.033	32,87	290.398	108,42	378.431	141,29
giu-06	84.178	32,48	255.927	98,70	340.005	131,17
lug-06	87.949	32,84	243.512	90,92	331.461	123,75
ago-06	88.275	32,96	237.354	88,62	325.629	121,58
set-06	87.045	33,58	262.205	101,16	349.250	134,74
ott-06	89.367	33,37	240.601	89,83	329.968	123,20
nov-06	84.117	20,88	294.665	113,68	348.782	134,56
dic-06	79.560	29,70	314.487	117,42	394.047	147,12
gen-07	89.020	33,24	312.443	116,65	401.463	149,89
feb-07	79.560	32,89	314.487	130,00	394.047	162,88
mar-07	90.082	33,63	306.259	114,34	396.341	147,98
apr-07	84.589	32,63	275.917	106,45	360.506	139,08
mag-07	90.197	33,68	261.721	97,72	351.918	131,39

Tab. 4.1

Sulla base dei valori riportati in questa tabella e di quelli già riportati precedentemente sulle portate in uscita dalle 2 gallerie drenanti di S. Fiora, sono state eseguite le analisi di seguito illustrate.

Correlazione tra vapore estratto dai campi geotermici e portate Fiora (Galleria Nuova)

Campo di Bagnore

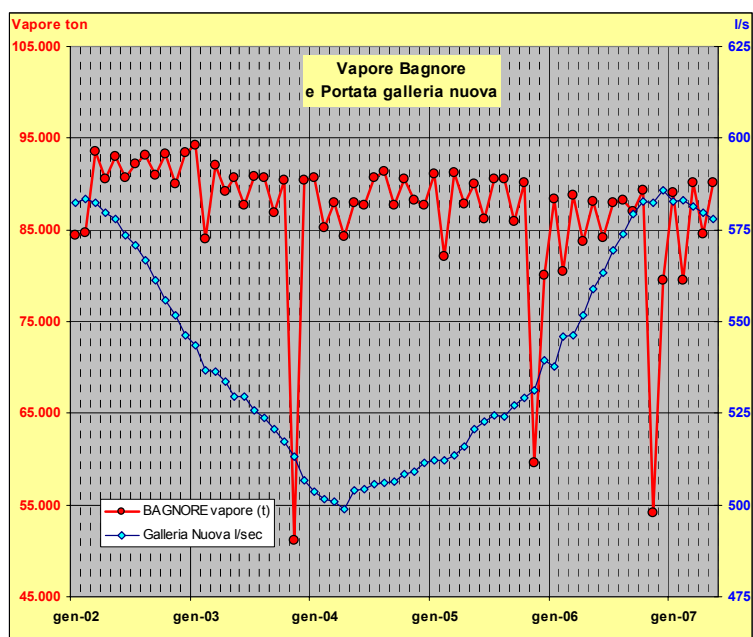


Fig. 4.2a

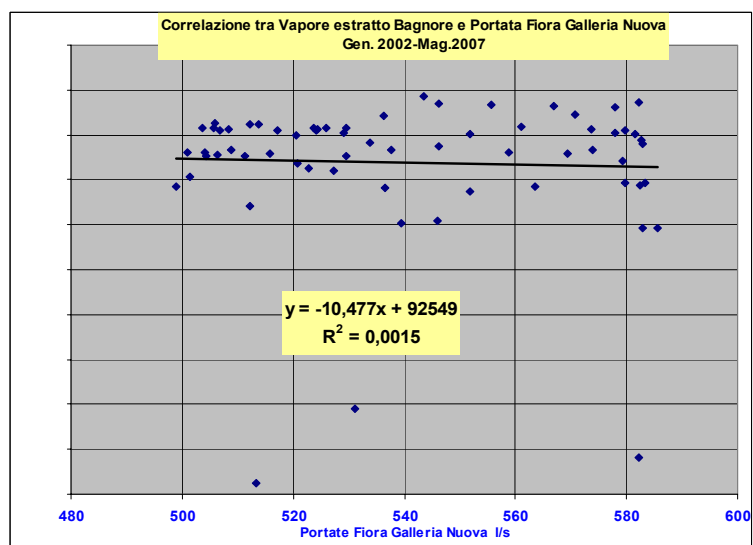


Fig. 4.2b

Il regime delle portate della sorgente risulta del tutto indipendente dalla produzione di vapore del campo (Fig. 4.2a); infatti l'estrazione di vapore risulta, nel periodo esaminato, sostanzialmente costante, mentre le portate uscenti dalla Galleria nuova seguono il naturale andamento del tutto simile a quello riscontrato anche negli anni precedenti, a partire dal 1990. Non si individuano riscontri né qualitativi né quantitativi, neanche in corrispondenza dei 3 picchi di diminuzione dell'estrazione del vapore in concomitanza dei quali si era supposto che le portate della sorgente aumentassero repentinamente. Quanto sopra trova conferma anche nell'assenza di correlazione statistica (Fig. 4.2b) tra le tonnellate di vapore estratto e le relative portate misurate ($r^2 = 0,0015$).

Campo di Piancastagnaio

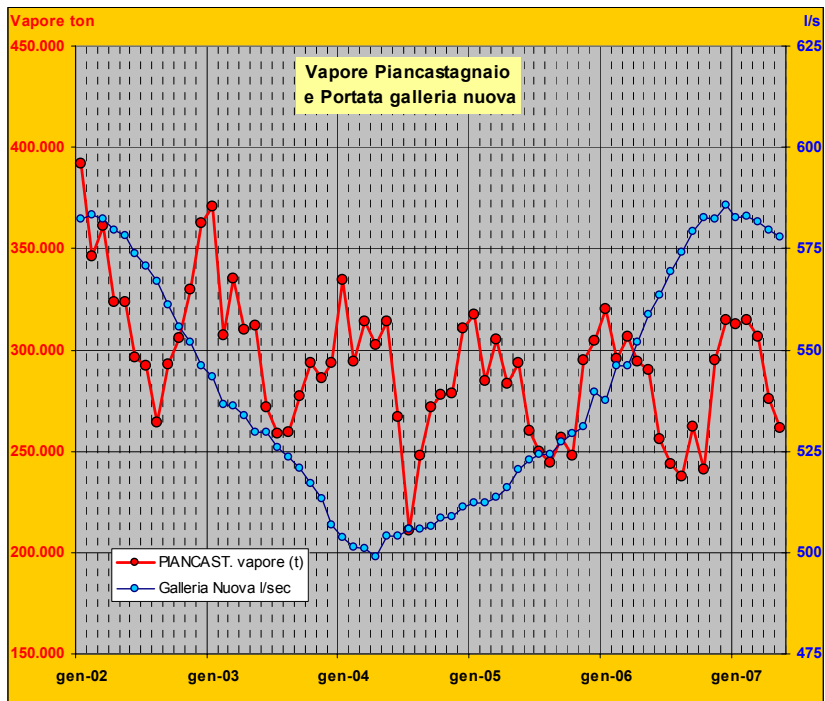


Fig. 4.3a

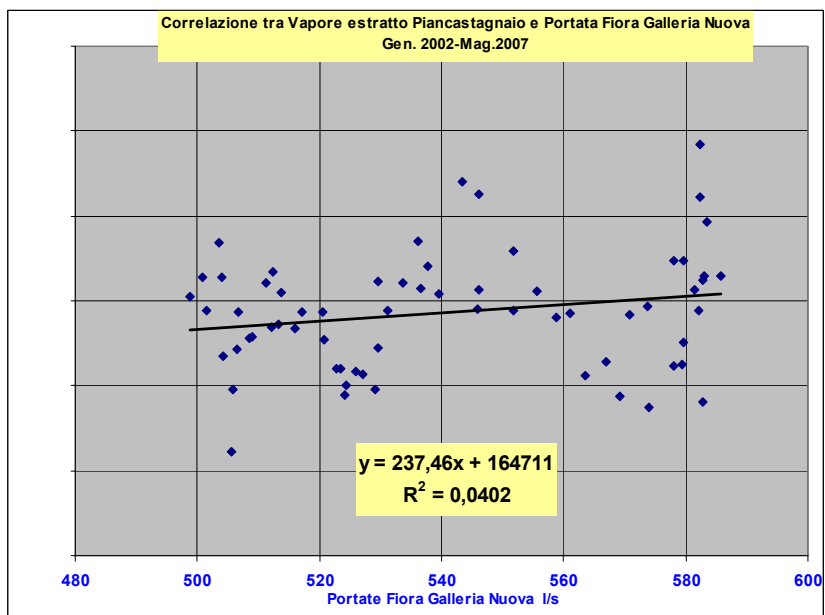


Fig. 4.3b

Il regime delle portate della sorgente risulta del tutto indipendente dalla produzione di vapore del campo; infatti alla notevole variabilità dell'estrazione di vapore, nel periodo esaminato, non corrispondono le variazioni ipotizzate, di segno opposto, nelle portate uscenti dalla Galleria nuova. Questo trova conferma anche nell'assenza di correlazione statistica tra le tonnellate di vapore estratto e le relative portate misurate nella Galleria Nuova ($r^2 = 0,0402$).

Totale Campi Geotermici Amiata

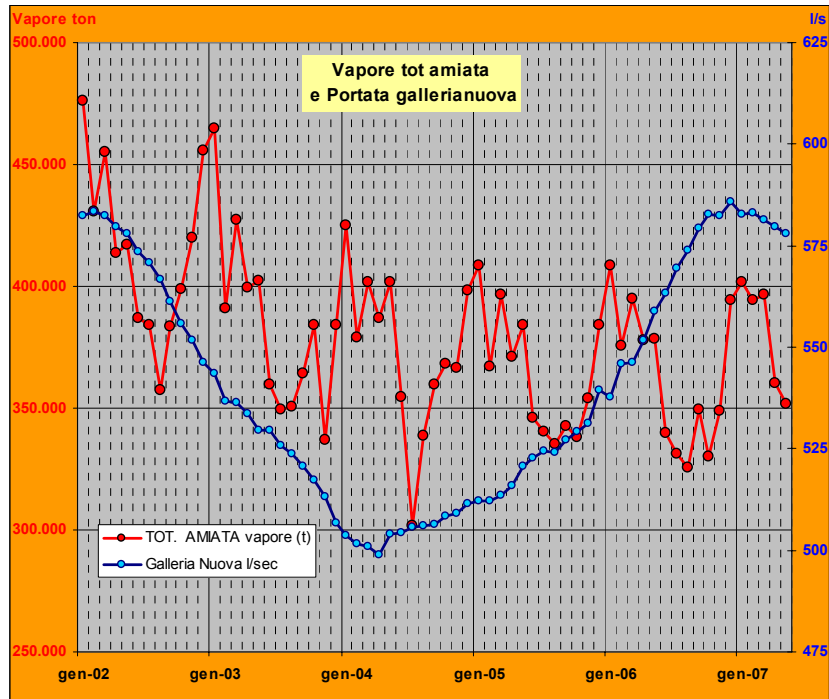


Fig. 4.4a

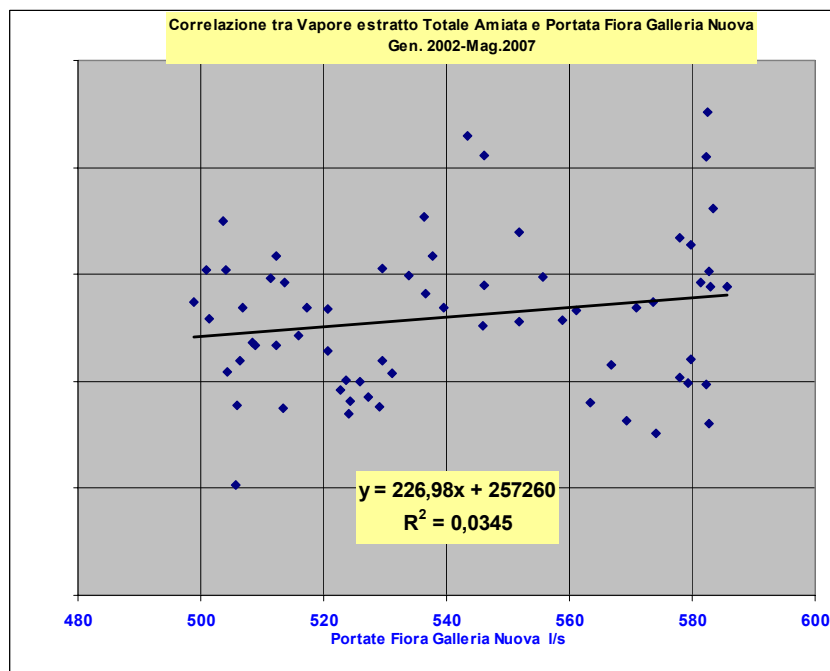


Fig. 4.4b

L'analisi conferma ancora una volta che il regime delle portate della sorgente è del tutto indipendente dalla produzione di vapore dell'intero campo amiatino; infatti alla variabilità dell'estrazione di vapore, nel periodo esaminato, non corrispondono le ipotizzate variazioni di segno opposto nelle portate uscenti dalla Galleria nuova. Quanto sopra trova conferma anche nell'assenza di correlazione statistica tra le tonnellate di vapore estratto e le relative portate misurate ($R^2 = 0,0345$).

Correlazione tra vapore estratto dai campi geotermici e portate Totali sorgenti Fiora

Campo di Bagnore

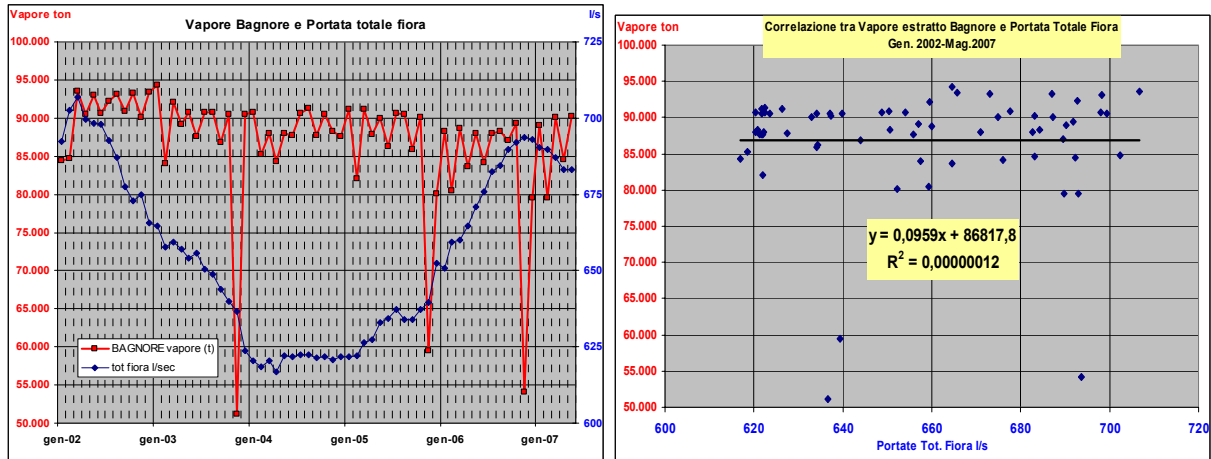


Fig. 4.5

Campo di Piancastagnaio

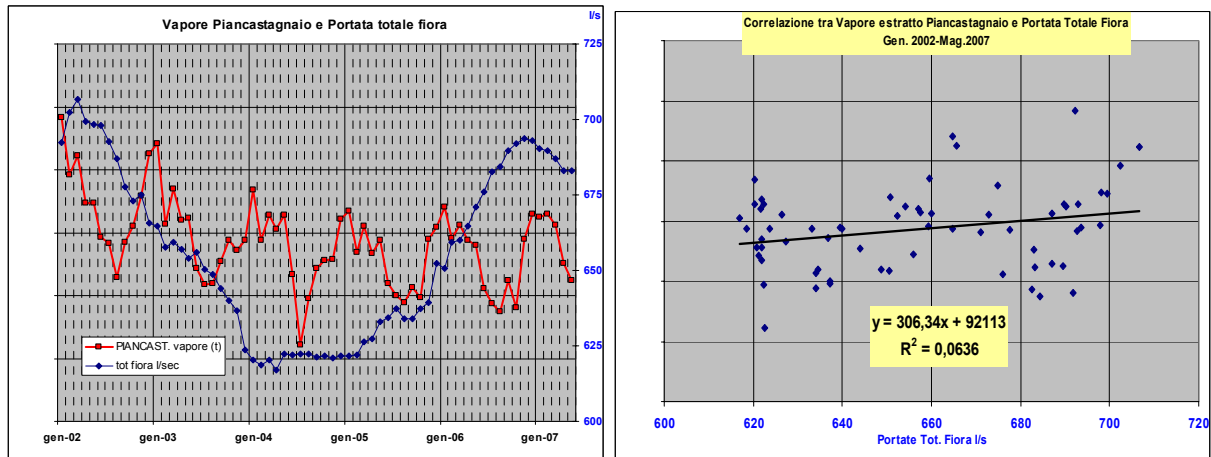


Fig. 4.6

Totale Campi Geotermici Amiata

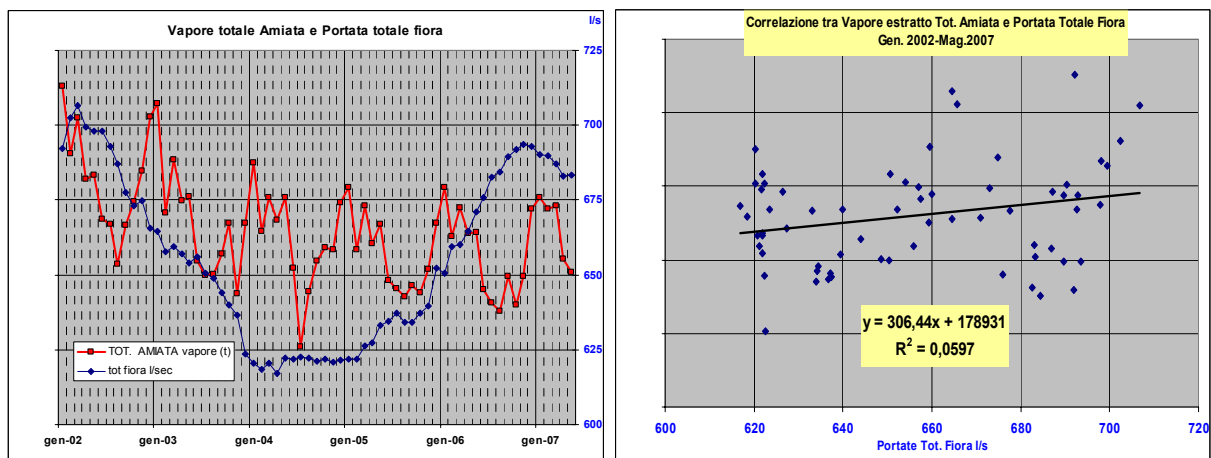


Fig. 4.7

Anche il regime delle portate complessive delle 2 gallerie drenanti di S. Fiora risulta del tutto indipendente dalla produzione di vapore dei 2 campi separati e nel loro insieme; infatti ad una sensibile variabilità dell'estrazione di vapore, nel periodo esaminato, non corrispondono le ipotizzate variazioni di segno opposto nelle portate uscenti dalle 2 Gallerie. Quanto sopra trova ulteriore conferma nell'assenza di correlazione statistica tra le tonnellate di vapore estratto e le relative portate misurate. Si rilevano infatti:

per Bagnore - $R^2= 0,00000012$,

per Piancastagnaio - $R^2= 0,06$,

per Totale campi Amiata - $R^2= 0,06$.

Questi valori indicano tutti un'assenza di relazione causa-effetto tra le due variabili contrariamente a quanto ipotizzato da EDRA che, invece, teorizzava una costante corrispondenza tra la diminuzione della produzione di vapore e un aumento delle portate sorgive del Fiora.

Correlazione tra valori medi annuali di vapore estratto dai campi geotermici e portate

Totali delle sorgenti del Fiora

Oltre che con i dati mensili, si è cercato di verificare l'esistenza di una analogia e di una eventuale correlazione statistica con i valori annuali delle 2 variabili, vapore estratto e portate delle sorgenti di S. Fiora.

	Acquifero Amiata (mm)			Q Ermi	Q Fiora Tot	Acquifero Amiata (m ³ *10 ⁶ /anno)			Inf Amiata	Qamia Coff. Sorgenti		Q Ermi	Q Fiora Tot	Bagnore	Pienc	Tot Amia
	PTOT	ER	PE	l/s	l/s	PTOT	ER	PE	m ³ *10 ⁶ /anno	Coef med	2 coeff	(m ³ *10 ⁶ /anno)	(m ³ *10 ⁶ /anno)	Vap. Ton	Vap. Ton	Vap. Ton
2002	1056,0	544,8	511,2	122,20	689,0	85,0	43,9	41,2	37,0	48,5	50,4	3,9	21,7	1090083	3889200	4979283
2003	955,4	538,0	417,4	133,99	649,3	76,9	43,3	33,6	30,2	53,2	55,2	4,2	20,5	1038441	3575827	4614268
2004	1220,5	544,8	675,7	114,59	620,9	98,3	43,9	54,4	49,0	45,5	47,2	3,6	19,6	1060230	3422663	4482893
2005	1298,7	513,4	785,3	132,14	633,3	104,5	41,3	63,2	56,9	52,4	54,5	4,2	20,0	1025385	3342644	4368029
2006	934,2	492,5	441,7	152,75	676,4	75,2	39,6	35,6	32,0	60,6	63,0	4,8	21,3	999663	3354617	4354280
2007	734,2	459,1	275,1	110,03	675,4	59,1	37,0	22,1	19,9	43,7	45,4	3,5	21,3			
STATISTICHE	Acquifero Amiata (mm)			Q Ermi	Q Fiora Tot	Acquifero Amiata (m ³ *10 ⁶ /anno)			Inf Amiata	Qamia Coff. Sorgenti		Q Ermi	Q Fiora Tot	Bagnore	Pienc	Tot Amia
PERIODO 2002-2006	PTOT	ER	PE	l/s	l/s	PTOT	ER	PE	m ³ *10 ⁶ /anno	Coef med	2 coeff	(m ³ *10 ⁶ /anno)	(m ³ *10 ⁶ /anno)	Vap. Ton	Vap. Ton	Vap. Ton
N (°)	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
MA (mm;°C)	1093,0	526,7	566,3	131,1	653,8	88,0	42,4	45,6	41,0	52,0	54,1	4,1	20,6	1042760	3516990	4559751
MAX (mm;°C)	1298,7	544,8	785,3	152,8	689,0	104,5	43,9	63,2	56,9	60,6	63,0	4,8	21,7	1090083	3889200	4979283
MIN (mm;°C)	934,2	492,5	417,4	114,6	620,9	75,2	39,6	33,6	30,2	45,5	47,2	3,6	19,6	999663	3342644	4354280
SQM (mm;°C)	144,3	20,7	141,9	12,9	25,6	11,6	1,7	11,4	10,3	5,1	5,3	0,4	0,8	30732,9	203794,6	229722,4
CV (°)	0,132	0,039	0,251	0,098	0,039	0,132	0,039	0,251	0,251	0,098	0,098	0,098	0,039	0,029	0,058	0,050

Tab. 4.2

I risultati di questi confronti e correlazioni sono evidenziati nelle figure di seguito riportate.

Campo di Bagnore

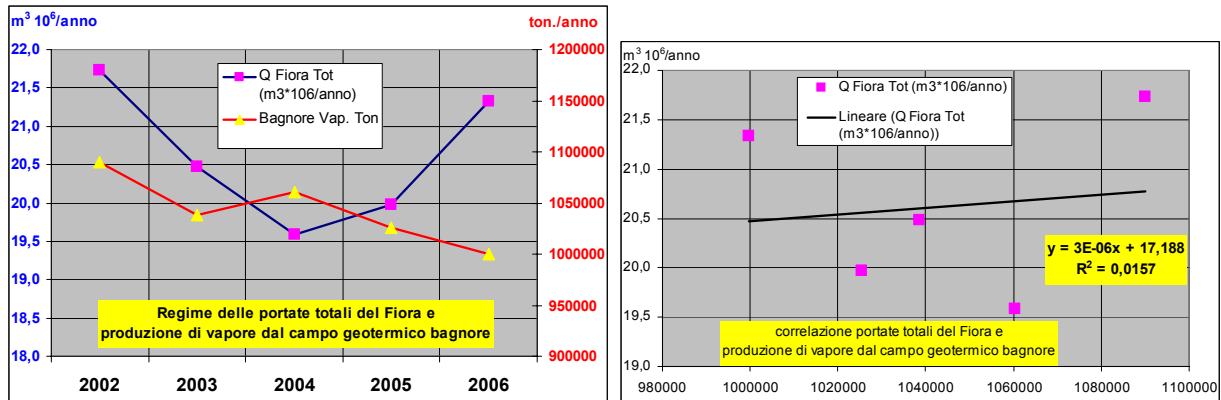


Fig. 4.8

Campo di Piancastagnaio

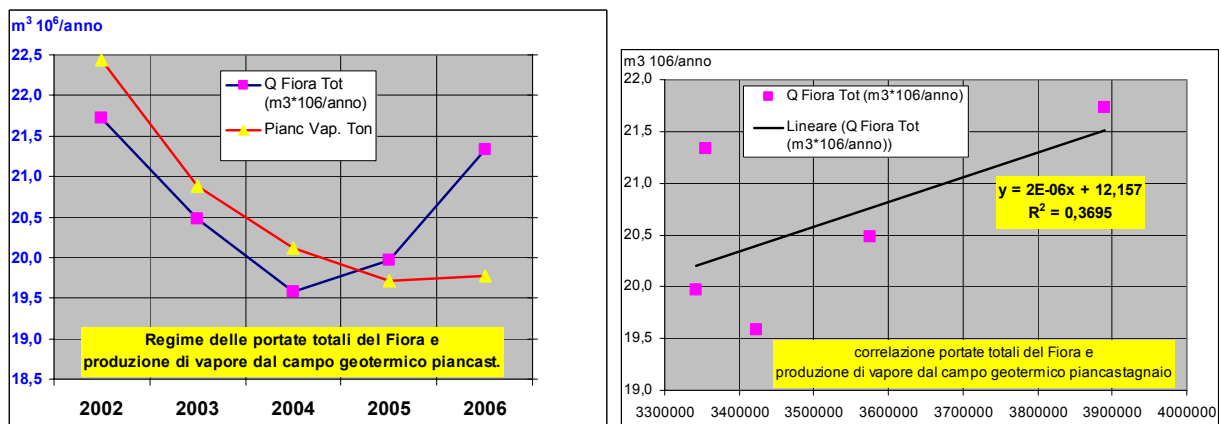


Fig. 4.9

Totale Campi Geotermici Amiata

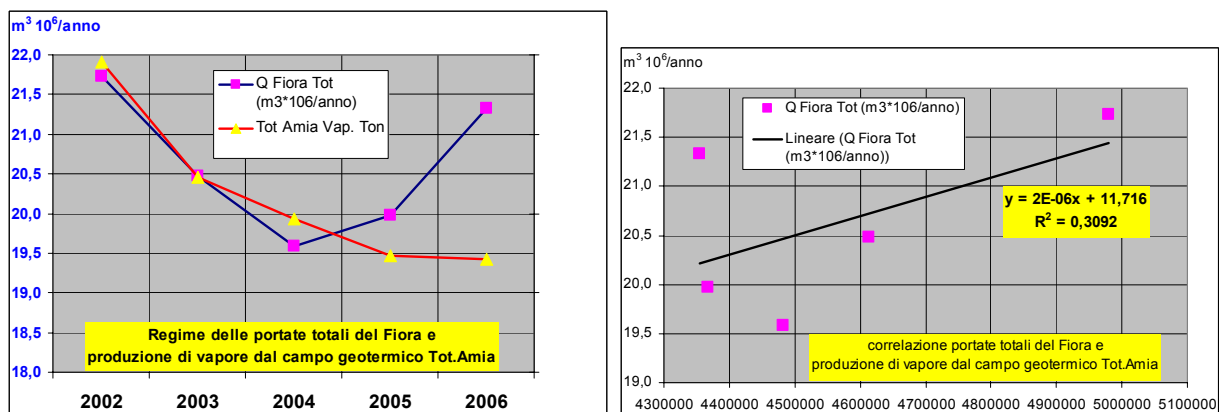


Fig. 4.10

Da queste valutazioni si evince, come per quelle relative ai valori mensili, che non vi è una correlazione plausibile tra volumi annui di vapore estratto e portate del Fiora. Si ricava, altresì, che la pessima correlazione (sarebbe meglio dire non correlazione) tra queste due variabili è

comunque diretta (a pendenza positiva: aumento del vapore estratto = aumento delle portate del Fiora) e non inversa (a pendenza negativa: aumento del vapore estratto = diminuzione delle portate del Fiora) come invece ipotizzato da EDRA.

Analoghe considerazioni possono essere sviluppate anche qualora si analizzassero tutti i dati disponibili nella storia geotermica amiatina (figg.4.11, 4.12 e 4.13). Da queste ultime, in particolare, emerge ancor più marcata l'assenza di correlazione tra vapore estratto e portate della sorgente Fiora; si ricava infatti (in relazione al periodo 1990-2007, fig. 4.13) un $r^2 = 0,02$.

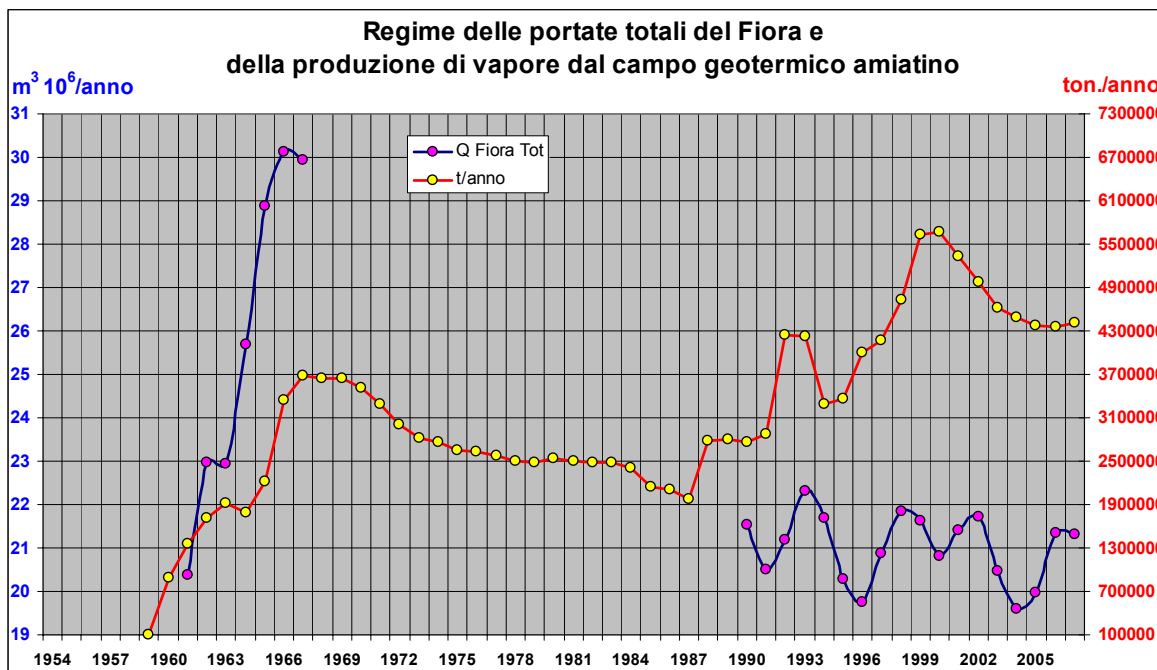


Fig. 4.11

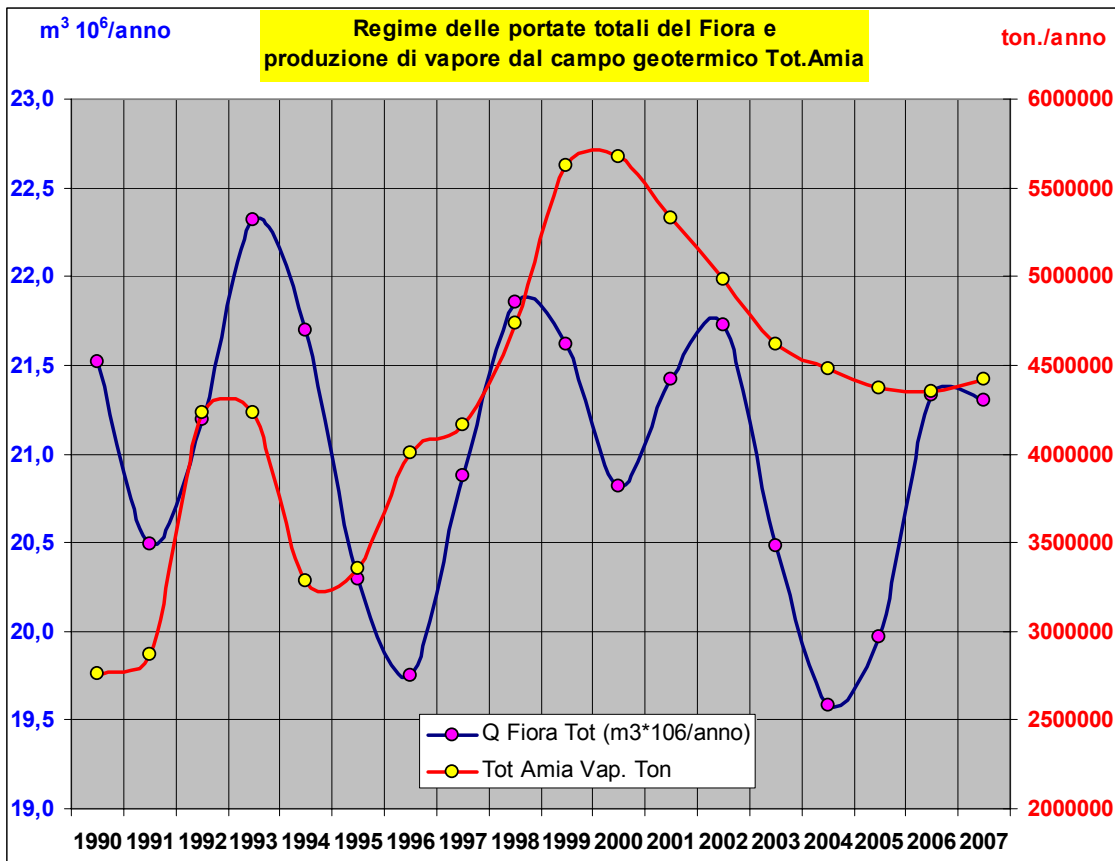


Fig. 4.12

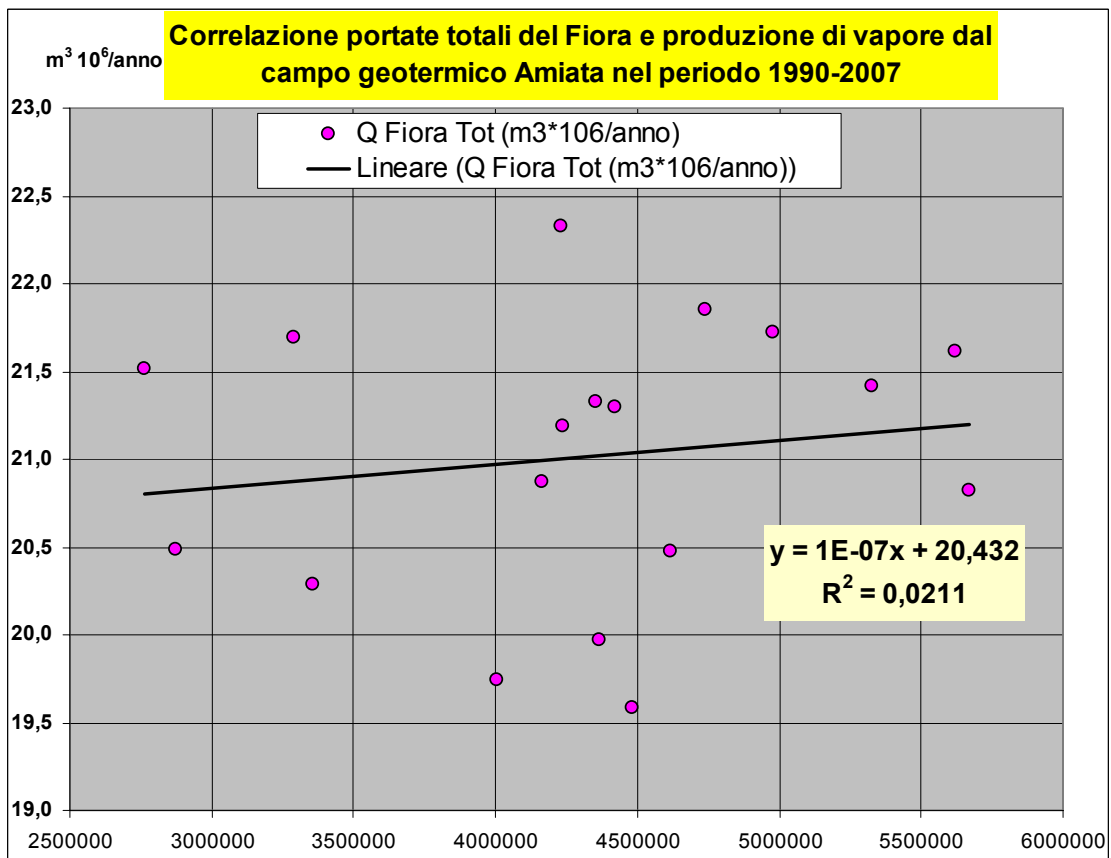


Fig. 4.13

Valutazione degli impatti ipotizzati da EDRA

Considerazioni sui rapporti tra impatti ipotizzati ed i risultati del bilancio idrico delle vulcaniti

In relazione a quanto affermato da EDRA:

I dati indicano che a Bagnore ad 1 Kg/s di vapore estratto corrispondono 7,5/15 l/s di portata mancante alle sorgenti del Fiora. Ne consegue che, qualora non siano sopraggiunti o sopraggiungano elementi di isteresi ed irreversibilità nell'interrelazione tra acquifero geotermico ed acquifero freatico, la portata originaria delle sorgenti del Fiora, pari a circa 900/1300 l/s, potrebbe con probabilità essere recuperata riducendo adeguatamente lo sfruttamento del campo geotermico.

si è cercata conferma, verificandone la sostenibilità naturale attraverso il confronto con i dati di bilancio, sviluppando le valutazioni che seguono.

mese/anno	ACQUA SOTTRATTA DA BAGNORE AL FIORA (Borgia)						ACQUA SOTTRATTA DA Piancastagnaio AL FIORA (Borgia)						ACQUA SOTTRATTA DA Geotermia Amiata AL FIORA (Borgia)					
	7,5		15		Mmc/anno min	Mmc/anno max	7,5		15		Mmc/anno min	Mmc/anno max	7,5		15		Mmc/anno min	Mmc/anno max
	l/s	Mmc	l/s	Mmc			l/s	Mmc	l/s	Mmc			l/s	Mmc				
gen.02	236,3	0,633	472,7	1,266			1097,0	2,938	2194,0	5,876			1333,3	3,571	2666,7	7,142		
feb.02	262,6	0,635	525,3	1,271			1073,1	2,596	2146,3	5,192			1335,8	3,231	2671,5	6,463		
mar.02	262,1	0,702	524,1	1,404			1011,8	2,710	2023,6	5,420			1273,8	3,412	2547,7	6,824		
apr.02	261,9	0,679	523,8	1,358			935,3	2,424	1870,6	4,849			1197,2	3,103	2394,4	6,206		
mag.02	260,5	0,698	521,1	1,396			906,8	2,429	1813,6	4,858			1167,4	3,127	2334,7	6,253		
giu.02	262,3	0,680	524,6	1,360			858,1	2,224	1716,2	4,448			1120,4	2,904	2240,8	5,808		
lug.02	258,3	0,692	516,6	1,384			817,4	2,189	1634,8	4,379			1075,7	2,881	2151,4	5,762		
ago.02	261,0	0,699	522,0	1,398			740,2	1,983	1480,4	3,965			1001,2	2,682	2002,4	5,363		
set.02	263,1	0,682	526,2	1,364			846,3	2,194	1692,6	4,387			1109,4	2,876	2218,8	5,751		
ott.02	261,3	0,700	522,6	1,400	Mmc/anno min	Mmc/anno max	855,6	2,292	1711,1	4,583	Mmc/anno min	Mmc/anno max	1116,9	2,991	2233,7	5,983	Mmc/anno min	Mmc/anno max
nov.02	260,6	0,675	521,2	1,351			953,7	2,472	1907,4	4,944			1214,3	3,147	2428,5	6,295		
dic.02	261,6	0,701	523,2	1,401	8,176	16,351	1015,0	2,718	2029,9	5,437	29,169	58,338	1276,6	3,419	2553,1	6,838	37,345	74,689
gen.03	264,0	0,707	528,0	1,414			1037,2	2,778	2074,4	5,566			1301,2	3,485	2602,3	6,970		
feb.03	260,6	0,630	521,1	1,261			952,1	2,303	1904,2	4,607			1212,7	2,934	2425,3	5,867		
mar.03	257,8	0,691	515,6	1,381			938,5	2,514	1876,9	5,027			1196,3	3,204	2392,6	6,408		
apr.03	257,9	0,669	515,9	1,337			897,6	2,327	1795,2	4,653			1155,6	2,995	2311,1	5,990		
mag.03	254,1	0,681	508,2	1,361			872,8	2,338	1745,5	4,675			1126,9	3,018	2253,8	6,036		
giu.03	253,6	0,657	507,3	1,315			786,8	2,039	1573,6	4,079			1040,4	2,697	2080,8	5,394		
lug.03	254,3	0,681	508,5	1,362			724,6	1,941	1449,1	3,881			978,8	2,622	1957,7	5,243		
ago.03	254,1	0,680	508,1	1,361			727,1	1,948	1454,3	3,895			981,2	2,628	1962,4	5,256		
set.03	251,2	0,651	502,5	1,302			802,4	2,080	1604,8	4,160			1053,6	2,731	2107,3	5,462		
ott.03	253,3	0,679	506,7	1,357	Mmc/anno min	Mmc/anno max	822,8	2,204	1645,5	4,407	Mmc/anno min	Mmc/anno max	1076,1	2,882	2152,2	5,764	Mmc/anno min	Mmc/anno max
nov.03	148,1	0,384	296,3	0,768			827,4	2,145	1654,9	4,289			975,6	2,529	1951,2	5,057		
dic.03	253,3	0,679	506,7	1,357	7,788	15,577	822,8	2,204	1645,5	4,407	26,819	53,637	1076,1	2,882	2152,2	5,764	34,607	69,214
gen.04	254,0	0,680	508,1	1,361			936,2	2,508	1872,4	5,015			1190,2	3,188	2380,5	6,376		
feb.04	264,4	0,640	528,8	1,279			911,2	2,204	1822,4	4,409			1175,6	2,844	2351,1	5,888		
mar.04	246,4	0,660	492,9	1,320			879,1	2,354	1758,1	4,709			1125,5	3,015	2251,0	6,029		
apr.04	243,9	0,632	487,8	1,264			875,2	2,269	1750,5	4,537			1119,1	2,901	2238,2	5,801		
mag.04	246,4	0,660	492,9	1,320			879,1	2,354	1758,1	4,709			1125,5	3,015	2251,0	6,029		
giu.04	253,7	0,658	507,4	1,315			772,6	2,003	1645,2	4,005			1026,3	2,680	2052,6	5,320		
lug.04	254,0	0,680	507,9	1,360			590,9	1,583	1181,8	3,165			844,9	2,263	1689,7	4,526		
ago.04	255,8	0,685	511,6	1,370			693,1	1,856	1386,1	3,713			948,8	2,541	1897,7	5,083		
set.04	253,8	0,658	507,5	1,316			786,3	2,038	1572,6	4,076			1040,1	2,696	2080,1	5,392		
ott.04	253,6	0,679	507,2	1,358	Mmc/anno min	Mmc/anno max	777,7	2,083	1555,5	4,168	Mmc/anno min	Mmc/anno max	1031,3	2,752	2062,6	5,525	Mmc/anno min	Mmc/anno max
nov.04	255,5	0,662	510,9	1,324			805,7	2,088	1611,4	4,177			1061,2	2,751	2122,3	5,501		
dic.04	245,4	0,657	490,8	1,315	7,952	15,903	869,7	2,330	1739,5	4,659	25,670	51,340	1115,1	2,987	2230,3	5,974	33,622	67,243
gen.05	255,3	0,684	510,5	1,367			889,1	2,381	1778,3	4,763			1144,4	3,065	2289,8	6,130		
feb.05	254,6	0,616	509,1	1,232			893,9	2,136	1765,7	4,272			1137,4	2,752	2274,8	5,503		
mar.05	255,4	0,684	510,8	1,368			854,7	2,289	1709,4	4,578			1110,1	2,973	2220,2	5,947		
apr.05	254,2	0,659	508,4	1,318			820,0	2,125	1640,0	4,251			1074,2	2,784	2148,4	5,569		
mag.05	252,0	0,675	504,0	1,350			822,8	2,204	1645,6	4,408			1074,8	2,879	2149,6	5,758		
giu.05	249,5	0,647	498,9	1,293			751,8	1,949	1503,6	3,897			1001,3	2,595	2002,5	5,181		
lug.05	253,6	0,679	507,2	1,359			700,1	1,875	1400,3	3,750			953,8	2,555	1907,5	5,109		
ago.05	253,5	0,679	507,0	1,358			684,7	1,834	1369,5	3,668			938,2	2,513	1876,5	5,026		
set.05	248,7	0,645	497,3	1,289			743,0	1,926	1485,9	3,852			991,6	2,570	1983,3	5,141		
ott.05	252,5	0,676	504,9	1,352	Mmc/anno min	Mmc/anno max	694,6	1,860	1389,2	3,721	Mmc/anno min	Mmc/anno max	947,0	2,537	1894,1	5,073	Mmc/anno min	Mmc/anno max
nov.05	172,2	0,446	344,5	0,893			852,3	2,209	1704,5	4,418			1024,5	2,655	2049,0	5,311		
dic.05	224,3	0,601	448,6	1,202	7,690	15,381	851,7	2,281	1703,4	4,562	25,070	50,140	1076,0	2,882	2152,0	5,764	32,760	65,520
gen.06	247,3	0,662	494,5	1,325			896,2	2,400	1792,3	4,801			1143,4	3,063	2286,9	6,125		
feb.06	249,4	0,603	498,9	1,207			915,3	2,214	1830,5	4,428			1164,7	2,818	2329,4	5,635		
mar.06	248,4	0,665	496,8	1,331			857,5	2,297	1715,1	4,594			1105,9	2,962	2211,9	5,924		
apr.06	242,1	0,628	484,2	1,255			850,9	2,205	1701,7	4,411			1093,0	2,833	2185,9	5,666		
mag.06	246,5	0,660	493,0	1,320			813,2	2,178	1626,3	4,356			1059,7	2,838	2119,3	5,676		
giu.06	243,6	0,631	487,1	1,263			740,2	1,919	1480,5	3,837			983,8	2,550	1967,6	5,100		
lug.06	246,3	0,660	492,5	1,319			681,9	1,826	1363,8	3,653			928,2	2,486	1856,3	4,972		
ago.06	247,2	0,662	494,4	1,324			664,6	1,780	1329,3	3,560			911,8	2,442	1823,6	4,884		
set.06	251,9	0,653	503,7	1,306			758,7	1,967	1517,4	3,933			1010,6	2,619	2021,1	5,239		
ott.06	250,2	0,670	500,5	1,341	Mmc/anno min	Mmc/anno max	673,7	1,805	1347,5	3,609	Mmc/anno min	Mmc/anno max	924,0	2,475	1847,9	4,950	Mmc/anno min	Mmc/anno max
nov.06	156,6	0,406	313,2	0,812			852,6	2,210	1705,2	4,420			1009,2	2,616	2018,4	5,232		
dic.06	222,8	0,597	445,6	1,193	7,497	14,995	880,6	2,359	1761,2	4,717	25,160	50,319	1103,4	2,955	2208,8	5,911	32,657	65,314
gen.07	249,3	0,668	498,5	1,335			874,9	2,343	1749,8	4,687			1124,2	3,011	2248,3	6,022		
feb.07	246,7	0,597	493,3	1,193			975,0	2,359	1949,9	4,717			1221,6	2,955	2443,2	5,911		
mar.07	252,2	0,676	504,5	1,351	Mmc/anno min	Mmc/anno max	857,6	2,297	1715,2	4,594	Mmc/anno min	Mmc/anno max	1109,8	2,973	2219,7	5,945	Mmc/anno min	Mmc/anno max
apr.07	244,8	0,634	489,5	1,269			798,4	2,069	1596,7	4,139			1043,1	2,704	2086,3	5,408		
mag.07	252,6	0,676	505,1	1,353	3,251	6,502	732,9	1,963	1465,7	3,926	11,031	22,062	985,4	2,639	1970,9	5,279	14,282	28,564
tot (Mmc)		42,354	84,709	42,4	84,7		142,918	285,837	142,9	285,8			185,273	370,545	185,3	370,5		
med (l/s)	248,0	496,1	7,1	14,1	837,2	1674,4	285,837	142,9	285,8	23,8	47,6	1085,2	2170,4	370,545	185,3	370,5	30,9	61,8

Tab. 4.3

Nella tabella che precede (Tab. 4.3) è riportata la valutazione degli impatti ipotizzati da EDRA ed indotti, a suo avviso, della coltivazione geotermica sulle sorgenti del Fiora. Secondo le analisi

effettuate in questo lavoro (capitoli 1 e 2) l'acqua erogata dalle sorgenti anzidette rappresenta circa il 45% del deflusso sotterraneo in uscita dall'acquifero amiatino attraverso le oltre 150 sorgenti censite. A partire da questa valutazione e sulla base degli impatti che, secondo EDRA, subirebbero tali sorgenti, è possibile estrapolare il supposto impatto all'intero acquifero per ricavare così a quanto dovrebbero ammontare i volumi di deflusso sotterraneo in assenza della supposta interferenza geotermica. Nella tabella che segue (Tab. 4.4) sono esplicitate numericamente le valutazioni suddette le quali, per una verifica della sostenibilità naturale, sono confrontate con i valori ricavati di pioggia e di ricarica per infiltrazione, valutati attraverso i calcoli relativi al bilancio idrico effettuato sull'area di alimentazione dell'acquifero amiatino (vedi Cap. 1).

Impatti ipotizzati da Borgia e confronti con bilancio idrogeologico amiata A.I. 2002-2006							
Q Fiora mis	Impatti ipotesi Borgia	Qfiora senza impatti Bagnore	Qamia senza impatti Bagnore (Qfiora/0.45)	Qfiora senza impatti Piancastagn.	Qamia senza impatti Piancastagn. (Qfiora/0.45)	Qfiora senza impatti Geot. Amiata	Qamia senza impatti Geot. Amiata (Qfiora/0.45)
l/s	l/s	l/s	l/s	l/s	l/s	l/s	l/s
656,3	7,5	904	2010	1494	3319	1741	3870
	15	1152	2561	2331	5179	2827	6281
Mmc/anno		Mmc/anno	Mmc/anno	Mmc/anno	Mmc/anno	Mmc/anno	Mmc/anno
20,70	7,5	29	63	47	105	55	122
	15	36	81	74	163	89	198
Qamia Impatti medi			72		134		160
Bilancio Amiata		Mmc/anno	Differenze Ptot amiata - Qamia impatti medi				
Ptot med		88,0	16		-46		-72
Er med		42,4	Differenze PE amiata - Qamia impatti medi				
PE med		45,6	-26,5		-88,4		-114,5

Tab. 4.4

Da queste valutazioni e dal confronto con i dati di bilancio, se ne conclude che gli impatti previsti (quelli medi), anche qualora fossero limitati solo all'interferenza del campo Bagnore, non sono sostenibili in quanto sarebbero necessarie entità di afflusso meteorico pari ad oltre il 130% di quelle stimate.

Se invece considerassimo come impattanti tutti e 2 i campi, dovremmo avere sull'Amiata un afflusso meteorico pari a quasi il 230% di quello stimato (e ciò supponendo invariati i valori di evapotraspirazione reale, che invece con l'aumento non realistico delle piogge, tenderebbero anch'essi ad aumentare).

Se, invece, si confrontano i volumi in uscita dall'Amiata nelle ipotesi di impatto previste da EDRA con i valori di pioggia efficace (PE, che alimenta, per ca. il 90% del suo valore, l'infiltrazione e quindi la ricarica naturale dell'acquifero), se ne ricava che in nessuna delle ipotesi di impatto, l'infiltrazione, calcolata con il bilancio idrico delle vulcaniti amiatine, sarebbe in grado di offrire una quantità di alimentazione atta a sostenerle.

5. CONCLUSIONI

In base a quanto emerso nel presente studio (Sezione 2: Studio idrogeologico dell'apparato vulcanico amiatino) sono riportate di seguito le risposte ed i commenti ad alcune argomentazioni della Società EDRA, contenute nello studio datato 16 novembre 2006 dal titolo "Rilievo geostrutturale preliminare dell'apparato vulcanico del Monte Amiata" (argomentazioni 5 e 6 riportate in premessa) e nella lettera successiva, inviata al DG Dr Grassi, del 17 marzo 07 (argomentazioni alle lettere a e b riportate in premessa).

5) *"L'acquifero freatico del Vulcano Amiata, a causa dei forti gradienti topografici nel basamento subvulcanico e dell'alta permeabilità delle lave risulta essere particolarmente fragile tendendo a "svuotarsi" facilmente qualora non si alimentato in modo sufficiente dalla ricarica o qualora sia artificialmente estratta acqua da esso"*

COMMENTO - Al di là del fatto che non si conosce il reale andamento della morfologia del substrato, questa, comunque, può indurre direzioni preferenziali del deflusso sotterraneo, ma non condizionare, in generale, il regime delle sorgenti e della falda che le alimenta. Tale regime è invece fortemente correlato alla morfologia della superficie piezometrica (in particolare dal gradiente idraulico della medesima), che è a sua volta "condizionata" dalle modalità e dalle entità dell'infiltrazione che alimenta la falda.

In assenza di dati veri sulla piezometria si può far riferimento all'analisi dei cicli di esaurimento delle sorgenti misurate, tramite le quali individuare tempi e coefficienti di esaurimento. In sintesi, dette analisi su Ermicciolo e Fiora (galleria nuova) individuano:

- per la sorgente Fiora : tempo di esaurimento medio pari a 852 gg, cioè ca. 2.4 anni con un minimo di 791 gg (2.2 anni) ed un massimo di 973 gg (2.7 anni);
- per la sorgente Ermicciolo: tempo di esaurimento medio pari a 212 gg, cioè >7 mesi con un minimo di 60-90 gg (2-3 mesi) ed un massimo di 531 gg (ca. 18 mesi o 1.5 anni)

Questi dati indicano, al contrario di quanto supposto, un lento svuotamento; in pratica sono necessari tempi lunghi, ed a volte lunghissimi (circa tre anni) perchè le sorgenti alimentate dall'acquifero esauriscano l'input di ricarica per infiltrazione.

6) *"La superficie di falda rappresentata dal modello numerico rispecchia quella pubblicata nel lavoro di Calamai et al. (1970), ma è molto diversa dalla*

superficie recentemente misurata con metodi di geoelettrica e magnetotellurica (Manzella 2006). Quest'ultima superficie è caratterizzata da una serie di depressioni della falda che implicano un abbassamento della stessa di circa 500 m rispetto a quella originaria misurata prima dello sfruttamento dell'energia geotermica. Tale abbassamento registra la ricarica del campo geotermico da parte dell'acquifero superficiale. Esso è talmente spinto da costituire una situazione di rischio effettivo di inquinamento della falda acquifera idropotabile superficiale, particolarmente rispetto alle sorgenti del Fiora”.

COMMENTO - Le affermazioni sopra riportate destano molta perplessità, o meglio non appaiono fondate su dati reali o elementi oggettivi. Ora se prendiamo a riferimento (come fa EDRA) i dati di Calamai *et al.* (1970), ritroviamo:

1. che la quota media della base dell'acquifero risulta intorno ai 740 m s.l.m.
2. che la quota media della superficie piezometrica risulta intorno ai 940 m s.l.m.

Ciò significa che lo spessore saturo dell'acquifero deducibile da queste valutazioni indirette è di circa 200 m; quindi supporre come ipotizzato un abbassamento di 500 m è mediamente inammissibile.

Quanto detto diventa inammissibile anche se prendessimo a riferimento il valore massimo di detta piezometria (1200 m s.l.m.), che con l'abbassamento ipotizzato verrebbe ad essere di 700 m, di circa 40 metri sotto la quota media del substrato impermeabile di indicato da Calamai *et al.* (1970). Ora con questa ipotesi la sorgente Ermicciolo (980 m s.l.m.) dovrebbe essere secca e il Fiora (680 m s.l.m.) quasi; ma così non è.

Analizzando invece i dati di Manzella (2006) si rilevano i dati sotto riportati:

m slm	Manzella 1	Manzella 2	Manzella 3	Manzella 4	Manzella 5	Manzella 6	CALAMAI 75
Piezometria media	915	930	930	973	972	944	942
Substrato medio	783	798	830	855	828	847	740
Spessore saturo medio	132	132	100	118	144	97	202

Come si può notare, tali prospezioni individuano spessori saturi di circa la metà di quello di Calamai *et al.* (1970), ed ancora una volta viene da domandarsi dove sono ubicabili i 500 m di abbassamento piezometrico.

Premesso che i dati derivanti da prospezioni geofisiche sono sempre e comunque da prendersi con moltissima cautela (l'errore di queste è stimabile in circa il 10% della profondità investigata), e che non sono quindi idonei per effettuare valutazioni

quantitative, viene da domandarsi come si possano da questi trarre deduzioni così precise. Come si può notare nelle misure di Manzella (2006), non solo la piezometria è variabile da prospezione a prospezione (cosa teoricamente possibile anche se non di quella entità: si può ragionevolmente dire che l'entità della ricarica media annua valutata, ca. $50 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, indurrebbe una variazione media della superficie piezometrica di ca. 6-7 m), ma anche il substrato impermeabile varia notevolmente da una prospezione all'altra ed è a quote maggiori, anche di oltre 100 m, rispetto a quelle indicate da Calamai *et al.* (1970).

La realtà è che, in assenza di prospezioni e misure dirette, non si conosce né la reale morfologia del substrato né la reale morfologia della superficie piezometrica, e quindi tutto ciò che si dice a proposito è ipotetico; non appare quindi corretto utilizzare dati estremamente variabili ed incerti per basarvi precise valutazioni quantitative.

Se infatti applichiamo le teorie idrodinamiche in regime transitorio alle ipotesi degli abbassamenti ipotizzati da EDRA, ricaviamo i seguenti risultati:

Valutazioni idrodinamiche sulle ipotesi di impatto della geotermia sull'acquifero superficiale supposte da EDRA		Ipotetico Drenaggio Geotermia	ricarica calcolata Infiltrazione	saldo Infiltr.-Dren.Geot.	IMPATTI
Parametri idrodinamici		$\text{m}^3 \cdot 10^6 / \text{anno}$			impatto in 1 anno
Q (m ³ /s)	2,25	71,0	40	-31	nell'ipotesi di uscita 0 da sorgenti considerando la reale uscita $40 \text{m}^3 \cdot 10^6$ da sorg.
T (m ² /s)	0,01			-71	
S	0,10	$\text{m}^3 \cdot 10^6$			impatto in 20 anni
t (sec)	630720000	1419		-619	nell'ipotesi di uscita 0 da sorg. considerando la reale uscita 40 da sorg.
x (m)	0,01			-1419	
Δh (m)	500	h saturo (m)	200		volume immagazzinato nell'acquifero secondo dati Calamai et Al.: Situazione di partenza
Valutazioni in regime transitorio (parametri idrodinamici medi da letteratura per quella tipologia di roccia)		S	0,1		
		Sup (kmq)	80,5		
		Volume acqua immagazzinata		1610	
		Saldo Infiltr.-Dren.Geot. ($\text{m}^3 \cdot 10^6$)		191	Ipotetica situazione ad oggi
		h saturo residuo (m)		24	

Da queste valutazioni si evince che per creare l'ipotetico cono di depressione con Δh 500 m, l'acquifero geotermico dovrebbe drenare dall'acquifero superficiale una portata di 2.25 m³/s (2250 l/s) ininterrottamente per 20 anni, con ciò inducendo una diminuzione dell'acqua immagazzinata nell'acquifero pari a circa $-70 \cdot 10^6 \text{ m}^3 / \text{anno}$ che, alla fine dei 20 anni, assommerebbe a circa $-1400 \cdot 10^6 \text{ m}^3$.

Dato che, in relazione ai dati desumibili da Calamai *et al.* (1970), nell'acquifero superficiale erano inizialmente immagazzinati circa $1600 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, questo avrebbe fatto sì che oggi dovremmo trovare nell'acquifero solo circa $191 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, i quali

Valutazione del Raggio del cono di depressione indotto nell'acquifero superficiale dall'ipotetico impatto supposto da EDRA	
Q (m ³ /s)	2,25
T (m ² /s)	0,01
S	0,10
t (sec)	630720000
x (m)	11900
Δh (m)	0,04

corrisponderebbero ad uno spessore saturo di appena 24 m. Inoltre il cono di depressione causato da questo ipotetico impatto, non sarebbe stato circoscritto, ma avrebbe avuto un raggio di circa 12 km, di 2 km maggiore

del diametro medio dell'Amiata.

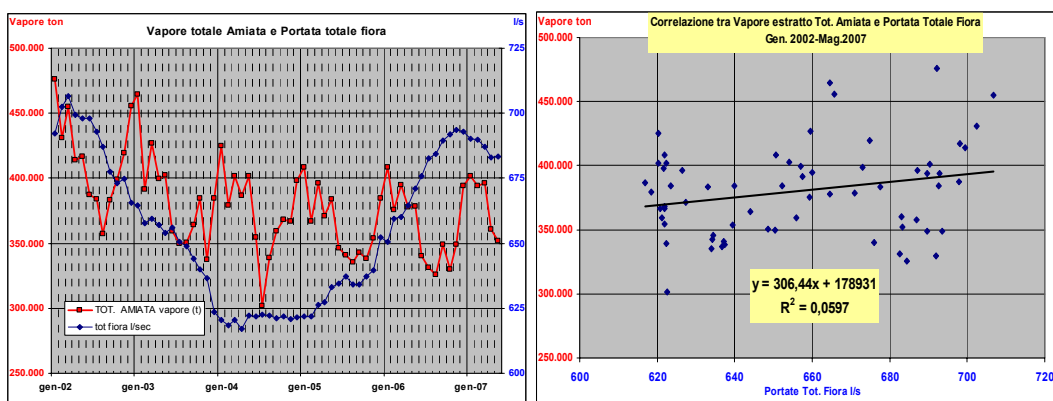
Tutto quanto sopra esposto dimostra, pur con i limiti derivanti dall'assenza di dati idrodinamici certi, che tale supposizione non è in alcun modo compatibile con la realtà idrogeologica amiatina perché, se fosse stata realistica, avrebbe in pratica portato allo svuotamento pressoché completo dell'acquifero superficiale e le sorgenti, che da esso si alimentano, oggi non dovrebbero più esistere.

Ma queste esistono (e le misure reali di portata lo dimostrano) e quindi esiste anche l'acquifero la cui falda, se eroga meno acqua oggi che in passato, è semplicemente perché è diminuita di circa il 25% la ricarica naturale per infiltrazione a causa della diminuzione delle piogge sull'area di alimentazione dell'acquifero amiatino.

Nella lettera del 17 marzo 2007 trasmessa al DG della Regione Toscana Dr Grassi, EDRA conclude:

a) Esiste una correlazione inversa tra portate di vapore geotermico estratto e portata delle sorgenti del Fiora; cioè, tutte le volte che la portata di vapore aumenta, la portata delle sorgenti diminuisce e viceversa.

COMMENTO - Le analisi fatte evidenziano che non è riscontrabile nessun grado di correlazione, né qualitativa né tanto meno matematico-statistica (vedi figure seguenti), tra il regime delle portate delle sorgenti del Fiora (peraltro assai stabile con variazione massima, nel periodo 1990-2007, di circa $\pm 5\%$ intorno al valore medio) e l'entità di vapore geotermico estratto singolarmente o complessivamente dai campi geotermici amiatini.



Difatti il coefficiente di correlazione statistica tra queste 2 variabili è bassissimo ($r^2 = 0.06$). Comunque sia, questa pessima correlazione rilevata non mostra una pendenza negativa (aumento vapore estratto = diminuzione portate delle sorgenti del Fiora), ma positiva il che significa, in generale, che tale non-correlazione è semmai diretta

(aumento vapore estratto = aumento portate Fiora) e non inversa come, invece, ipotizzato da EDRA.

b) I dati indicano che a Bagnore ad 1 Kg/s di vapore estratto corrispondono 7,5/15 l/s di portata mancante alle sorgenti del Fiora. Ne consegue che, qualora non siano sopraggiunti o sopraggiungano elementi di isteresi ed irreversibilità nell'interrelazione tra acquifero geotermico ed acquifero freatico, la portata originaria delle sorgenti del Fiora, pari a circa 900/1300 l/s, potrebbe con probabilità essere recuperata riducendo adeguatamente lo sfruttamento del campo geotermico.

COMMENTO - Come è possibile evincere dalla tabella sotto riportata, tale ipotesi non è in alcun modo sostenibile sulla base dei dati relativi alle piogge efficaci alimentanti l'acquifero. Infatti, nel periodo analizzabile, sulla base dei dati comuni disponibili, gli impatti medi previsti indurrebbero volumi di acqua in uscita dall'acquifero notevolmente maggiori delle piogge efficaci (ca $46 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{anno}$), ma anche maggiori (tranne nel prevedere l'impatto solo del campo di Bagnore, dove bisognerebbe supporre che evapotraspirazione reale e ruscellamento incidano complessivamente per soli $16 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{anno}$ e non, come valutato con questo studio in $47 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{anno}$, 42 inf.+ 5 rusc.) della pioggia totale media sulle vulcaniti amiatine.

Impatti ipotizzati da Borgia e confronti con bilancio idrogeologico amiatina A.I. 2002-2006							
Q Fiora mis	Impatti ipotesi Borgia	Qfiora senza impatti Bagnore	Qamia senza impatti Bagnore (Qfiora/0.45)	Qfiora senza impatti Piancastagn.	Qamia senza impatti Piancastagn. (Qfiora/0.45)	Qfiora senza impatti Geot. Amiata	Qamia senza impatti Geot. Amiata (Qfiora/0.45)
l/s	l/s	l/s	l/s	l/s	l/s	l/s	l/s
656,3	7,5	904	2010	1494	3319	1741	3870
	15	1152	2561	2331	5179	2827	6281
Mmc/anno		Mmc/anno	Mmc/anno	Mmc/anno	Mmc/anno	Mmc/anno	Mmc/anno
20,70	7,5	29	63	47	105	55	122
	15	36	81	74	163	89	198
Qamia Impatti medi			72		134		160
Bilancio Amiata		Mmc/anno	Differenze Ptot amiata - Qamia impatti medi				
Ptot med		88,0	16		-46		-72
Er med		42,4	Differenze PE amiata - Qamia impatti medi				
PE med		45,6	-26,5		-88,4		-114,5

Da queste valutazioni e dal confronto con i dati di bilancio, si può concludere che gli impatti previsti (quelli medi), anche qualora fossero limitati solo all'interferenza del campo Bagnore, non sono sostenibili in quanto sarebbero necessarie entità di afflusso meteorico pari a oltre il 130% di quelle valutate. Se invece più correttamente confrontiamo i volumi in uscita dall'Amiata, nelle ipotesi degli impatti previsti da EDRA, con i valori di pioggia efficace (PE, che alimenta, per circa il 90% del suo

valore, l'infiltrazione e quindi la ricarica naturale dell'acquifero), si ricava che in nessuna ipotesi di impatto vi sarebbe un realistico valore di infiltrazione in grado di offrire una quantità di alimentazione atta a sostenerle.

Quanto emerso nello studio condotto ci porta infine a concludere che un'analisi risolutiva circa i rapporti tra geotermia e acquifero superficiale avrebbe dovuto svolgersi attraverso un accurato studio idrogeologico con il quale arrivare alla definizione spaziale dell'acquifero, del campo di moto dell'acqua, con misure reali della superficie piezometrica (in pozzi e piezometri), e delle sue fluttuazioni nel tempo, nonché delle caratteristiche idrodinamiche dell'acquifero (conducibilità idraulica, trasmissività e coefficiente di immagazzinamento, da ricavarsi attraverso prove *in situ*).

Quanto invece analizzato attraverso varie campagne di indagine indirette di tipo geofisico [da Calamai *et al.* (1970) fino a Manzella (2006)] non può considerarsi quantitativamente attendibile dal punto di vista idrogeologico, vuoi per l'imprecisione di tali valutazioni (spesso maggiori del 10% della profondità investigata, soprattutto in assenza di tarature basate su dati reali), vuoi per il fatto che comunque questo tipo di indagini possono evidenziare superfici di separazione aventi tutt'altra natura rispetto a quelle che si intende individuare, soprattutto in assenza di reali conoscenze dirette (stratigrafie, piezometrie) attraverso le quali "aggiustare" queste prospezioni indirette. E' forse opportuno ricordare che, almeno in parte, l'esigenza sopra ricordata era contenuta nei programmi del protocollo d'intesa tra Regione Toscana ed altri enti, siglato nel 2001, che doveva portare, in tempi brevi, a definire il bilancio idrico ed idrogeologico dell'acquifero amiatino. Ad oggi, tuttavia:

- non risultano misurate in continuo le portate di tutte le sorgenti amiatine, nemmeno di quelle captate per uso idropotabile (oltre 30);
- non sono stati predisposti apparati di misura delle portate dei torrenti legati al rilievo del monte Amiata, utili a definire l'entità delle portate relative alle sorgenti non captate;
- non sono state messe in opera centraline climatiche sul rilievo amiatino atte a fornire dati termo-pluvio reali su di esso, dati sino ad oggi assenti; anzi, a tal proposito, dal 2000 in poi sono state spostate le stazioni pluvio che erano utili allo scopo, interrompendo così la loro serie storica e rendendole inutilizzabili per almeno dieci anni fino appunto a quando non avremo una nuova serie storica statisticamente significativa;

- non sono stati realizzati piezometri;
- non sono stati eseguiti *test* idrodinamici diretti sull'acquifero.

Sono state invece, pur con assoluta competenza, effettuate indagini indirette che dovevano essere eseguite, semmai, dopo tutto quanto sopra detto, magari utilizzando tecniche di prospezione geofisica diverse da quelle usate e più adatte allo studio delle tipologie di rocce presenti nell'area amiatina. Queste indagini indirette non solo non hanno dato nessuna nuova certezza scientifica, ma non hanno aggiunto nulla al già modesto quadro conoscitivo in cui ci troviamo ad operare.

La situazione amiatina è paradigmatica nel dimostrare che la non conoscenza scientifica non genera tranquillità, ma incertezze; non genera consapevolezza delle scelte, ma casualità operativa, e, soprattutto, non offre strumenti adeguati per assicurare un corretto governo del territorio.

BIBLIOGRAFIA

- ANGELINI P. & DRAGONI W. (1993) – *Studio idrogeologico sulla sorgente di Bagnora: curva di esaurimento e risposta alle variazioni climatiche*. Acque sotterranee, 40; pp. 21-27.
- BARAZZUOLI P. & SALLEOLINI M. (1992) – *Evaluation of surface water and groundwater resources in watershed planning: comparison between various estimation methods*. Mem. Soc. Geol. It., 48 (3); pp. 813-817.
- BARAZZUOLI P. & SALLEOLINI M. (1994a) - *Modelli di valutazione della risorsa idrica rinnovabile del M. Amiata (Toscana meridionale)*. Quaderni di Geologia Applicata, Pitagora Ed., Bologna, 2; pp. 171-185.
- BARAZZUOLI P. & SALLEOLINI M. (1994b) - *Variabilità climatica e trend delle risorse idriche rinnovabili nella Toscana meridionale*. Quaderni di Tecniche di Protezione Ambientale, Sezione "Protezione delle acque sotterranee", Pitagora Ed., Bologna, 49, 329-337.
- BARAZZUOLI P., BIANCHI S., MOCENNI B., NOCCHI M., PRATESI T., RIGATI R., SALLEOLINI M. (2004) – *Studio idrogeologico per la Valutazione della Vulnerabilità all’Inquinamento dell’Acquifero Vulcanico del M. Amiat*. Studio per conto dell’Amministrazione Provinciale di Grosseto. –C&P Adver effigi, Arcidosso.
- BARAZZUOLI P., GUASPARRI G. & SALLEOLINI M. (1993) - *Il clima*. In: “*La storia naturale della Toscana meridionale*”, Pizzi Editore, Milano; pp. 141-171.
- BARAZZUOLI P., IZZO S., MICHELUCCHINI M & SALLEOLINI M. (1987) – *L’uso della carta dei coefficienti di deflusso nella gestione del territorio*. Atti del VI Congresso Nazionale O.N.G., Venezia, 25-27 settembre 1987; pp. 375-382.
- BARAZZUOLI P., MICHELUCCHINI M., SALLEOLINI M. & SALVADORI L. (1986) – *Valutazione delle risorse idriche nella Toscana meridionale: 1) Applicazione del “Metodo Kennessy” al bacino del Torrente Farma (Province di Siena e Grosseto) e sua verifica con I calcoli di bilancio*. Boll. Soc. Geol. It., 105; pp. 333-350.
- BARAZZUOLI P., RAPPUOLI D. & SALLEOLINI M. (1995b) - *Identification and comparison of peren-nial yield estimation models using Mt. Amiata aquifer (southern Tuscany) as an example*. Environmental Geology, 25 (2), 86-99.
- BAZZURRO F., CHIODINI G., GIAQUINTO S., MATTIOLI B. & ZANZARI A. (1986) - *Metodologie idrogeologiche ed idrogeochimiche applicate alla prospezione geotermica: stima del flusso di calore nell’area del M. Amiata*. CNR-PFE, SPEG, SI-4, Roma; pp. 307-350.
- BONI C.F., BONO P. & CAPELLI G. (1986) – *Schema idrogeologico dell’Italia centrale*. Mem. Soc. Geol. It., 35; pp. 991-1012.
- BORGIA A., DELCROIX C., BROWN K., VERCELLINO A, GREICO G., MORATTI G. (2006) – *Rilievo geostrutturale preliminare dell’apparato vulcanico del Monte Amiata*. Convenzione tra EDRA e Regione Toscana, relazione tecnica inedita.
- CALAMAI A., CASTALDI R., SQUARCI R., TAFFI L. (1970) - *Geology, geophysics and hydrogeology of the Monte Amiata geothermal fields: I-Maps and comments, Geothermics, special issue, 1; pp. 1-11.*

- CASTANY G.** (1982) – *Idrogeologia: principi e metodi*. Diario Flaccovio Editore, Palermo.
- CELICO P.** (1988) - *Prospezioni idrogeologiche*. Voll. I e II, Liguori Editore, Napoli.
- CELICO P., GAUDENZI E. & SARACA G.** (1988) - *Lineamenti idrogeologici del bacino del Fiora (Toscana-Lazio)*. Boll. Serv. Geol. It., 107; pp. 73-130.
- CIVITA M.** (1972) - *Schematizzazione idrogeologica delle sorgenti normali e delle relative opere di presa*. Mem. e Note Ist. Geol. Appl. Napoli, 12; pp. 1-34.
- DE FELICE A.M. & DRAGONI W.** (1994) – *Considerazioni su variazioni climatiche e disponibilità idriche in alcune località dell’Italia centrale*. Il Quaternario, 7 (1); pp.357-364.
- FOCACCI G.A., MADRUCCI W., NENCI D.** (1993) - *Studio e pianificazione delle risorse idriche nel territorio della Comunità Montana del Monte Amiata* Comunità Montana del Monte Amiata.
- MANZELLA A.** (2006) – *Convenzione tra la Regione Toscana e l’Istituto di Geoscienze e Georisorse del CNR per la realizzazione della campagna geofisica triennale tramite elettromagnetismo relativa all’acquifero dell’edificio vulcanico del Monte Amiata*. Convenzione tra IGG e Regione Toscana: campagna di misure magnetoteluriche sul Monte Amaita, relazione tecnica inedita.
- MINISTERO LL.PP.** - Servizio Idrografico - *Annali Idrologici*. Istituto Poligrafico dello Stato, Roma, Anni vari, Parte I.
- PALMIERI F., SIANI A.M. & D’AGOSTINO** (1992) – *Tendenze evolutive della temperatura e delle piogge in Italia negli ultimi cento anni con osservazioni su una serie storica di precipitazioni nevose*. Geog. Fis. Dinam. Quat., 15; pp. 135-142.
- PENTA F.** (1954) – *Acquedotto del Fiora. Opere di presa alle sorgenti. Rilievo geognostico della zona e indagini consigliate*; Ente Maremma e Fucino, rel. Inedita.
- PENTA F., DI RICCO G., EVOLA G., RACCUGLIA G. & GIUDICE E.** (1957) – *Relazione conclusiva sui risultati delle indagini fatte eseguite dalla Commissione per la sorveglianza dei lavori di captazione delle sorgenti del Fiora*. Ente Maremma e Fucino, rel. inedita.
- RAMELLA F. & BALDINI M.T.** (1966) – *La captazione delle acque delle Sorgenti di Santa Fiora per l’approvvigionamento idrico della Maremma Toscana*. Provincia di Grosseto, Quaderno 9, Suppl. Boll. Stampa n.5, pp.1-51
- RAPETTI F. & VITTORINI S.** (1991) – *Studio di serie pluviometriche secolari in Toscana*. In: “Le variazioni recenti del clima (1800-1900) e le prospettive per il XXI secolo”, Proceedings of the Italian Geographical Society Conference, Roma 5-6 aprile 1990, Mem. Soc. Geogr. Ital., 46; pp. 457-478.
- RAPPUOLI D.** (1990) – *L’acquifero del Monte Amiata: criteri di valutazione della risorsa idrica rinnovabile*. Tesi di laurea inedita, Dipartimento di Scienze della Terra dell’Univer-sità degli Studi di Siena, A.A. 1990-1991.
- THIESSEN A.H.** (1911) – *Precipitation average for large areas*. Montly Wather Rew.

- THORNTHWAITE C.W. & MATHER J.R.** (1957) - *Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance*. Thornthwaite Associates, Laboratory of Climatology, Centerton, N. J.
- TONINI D.** (1983) - *Elementi di idrografia ed idrologia*. Voll. I e II, Ed. Libreria Cortina, Padova.
- TREVISAN L.** (1964) – *Completamento della galleria di derivazione delle sorgenti di Santa Fiora. Relazione geologica*. Uff. Genio Civile di Grosseto, rel. Inedita.
- TURC L.** (1954) – *Le bilan d'eau des sols: relations entre les precipitations, l'évaporation et l'écoulement*. La Houille blanche, 3 journées de l'hydraulique de la Société Hydrotechnique de France, Paris; pp. 36-44.
- VANNOZZI P.** (1963) – *Variabilità climatica e trend delle risorse idriche rinnovabili nella Toscana*. Tesi di laurea inedita, Dipartimento di Scienze della Terra dell'Università degli studi di Siena, A.A. 1993-1994.

www.agrometeo.arsia.toscana.it

www.idrografico.roma.it,

www.idropisa.it

**CENSIMENTO DELLE SORGENTI
DELL'AREA AMIATINA**

Censimento Sorgenti

Sigla	Nome	TIPO	PROVINCIA	COMUNE	QUOTA	GB_E	GB_N	N_SEZIONE	Campionate	Captata	UTILIZZATO
001	Acque Arbure	SOR	GR	Castel del Piano	850	1711183.742840	4753084.735270	320080	SI		
002	Polle Flamini	SOR	GR	Castel del Piano	894	1711338.287200	4753082.442240	320080	NO		
003	Bugnano	SOR	GR	Castel del Piano	934	1711653.752310	4753431.654650	320080	SI	SI	Acquedotto del Fiora
004	Muscino	SOR	GR	Seggiano	890	1711559.000000	4753758.000000	320080	NO		
005	Nocchietti	SOR	GR	Seggiano	792	1711503.790340	4754834.430340	320080	NO		
006	Fonte Vecchia	SOR	GR	Seggiano	917	1711807.702400	4753838.526790	320080	NO		
007	Case Marchi	SOR	GR	Seggiano	917	1711730.125000	4754319.000000	320080	NO		
008	Grognolo	SOR	GR	Seggiano	960	1712049.429930	4754107.189940	320080	NO		
009	Piana Buia	SOR	GR	Seggiano	816	1711665.625000	4754910.500000	320080	NO		
010	Fonte della Frasca	SOR	GR	Seggiano	838	1711873.125000	4755059.500000	320080	NO		
011	Trevene	SOR	GR	Seggiano	892	1712153.246800	4755118.307680	320080	NO		
012	Fonte Malerba	SOR	GR	Seggiano	880	1712125.149190	4754890.490480	320080	NO	SI	Acquedotto del Fiora
013	Case del Pacciolo	SOR	GR	Seggiano	726	1711877.506810	4756190.038630	320080	NO		
014	Creto	SOR	GR	Seggiano	1107	1712678.000000	4753769.500000	320080	NO		
015	Fonte di Perde Capra	SOR	GR	Seggiano	1331	1713453.800050	4752727.160160	320120	NO		
016	Capovetrina	SOR	GR	Seggiano	1075	1713376.300050	4754448.890140	320080	NO		
017	Capovetra	SOR	GR	Seggiano	1081	1713542.074380	4754474.643010	320080	SI	SI	Acquedotto del Fiora
018	Sambuca	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	1070	1713995.901510	4754589.597090	320080	NO		
019a	Acqua Gialla 2	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	1057	1714563.129880	4754852.180180	320080	SI	SI	Acquedotto del Fiora
019b	Acqua Gialla 3	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	1049	1714502.134400	4754836.616640	320080	SI	SI	Acquedotto del Fiora
020	Sambuchino	SOR	GR	Seggiano	1060	1713766.100240	4754557.344000	320080	NO		
021	Grolla	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	1012	1714429.495510	4754939.328160	320080	NO		
022	Lavinacci	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	994	1714516.039310	4755065.800920	320080	NO		
023	Fonte dell'Oro	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	1015	1714762.859420	4755060.804500	320080	SI	SI	Acquedotto del Fiora
024	Vivaio Forestale	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	949	1714788.556510	4755485.628580	320080	NO		
025	Vivaio Forestale bis	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	926	1714586.762970	4755554.519680	320080	NO		
026	Bovari o Filippino	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	988	1714178.000570	4755169.095960	320080	NO		
027	Fonte Vecchia	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	830	1715168.573100	4757125.038080	320080	NO		
028	Campacci	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	860	1715148.875000	4756091.500000	320080	NO		
029	Canaletto	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	960	1715403.186700	4755696.132010	320080	NO		
030	Emergenza	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	943	1715499.375000	4755833.500000	320080	NO		
031	Molinaccio	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	960	1715695.750000	4755870.000000	320080	NO		
032	Buca della Volpe	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	940	1715943.650710	4756000.003480	320080	NO		
033	Sambuchellina	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	999	1716136.661990	4755877.586380	320080	SI	SI	Acquedotto del Fiora
034	Ermicciole	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	990	1715745.023300	4755729.693860	320080	SI	SI	Acquedotto del Fiora
035	Seragio	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	977	1715941.938910	4755767.873180	320080	SI	SI	Acquedotto del Fiora
036	Sambuchella	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	1000	1716166.431900	4755676.117430	320080	SI	SI	Acquedotto del Fiora
037	Fonte Mascioni 1	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	902	1715903.250000	4756161.500000	320080	NO		
038	Fonte Mascioni 2	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	921	1716018.250000	4756203.500000	320080	NO		
039	Pian dei Renai	POZ	SI	Abbadia San Salvatore	1170	1715427.544480	4754137.691590	320080	NO	SI	Acquedotto del Fiora
040	F. Scodendola	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	1054	1716885.169920	4754362.359860	320080	NO		
041	Podere Casetta	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	798	1715754.000000	4758417.500000	320080	NO		
042	Capmo le Capanne	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	778	1716401.955840	4758476.784320	320080	NO		
043	Fontanella	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	770	1717034.849630	4758271.069910	320080	NO		
044	Bellarici	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	708	1717894.250000	4758124.500000	321050	NO		
045	Acqua Regia	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	1070	1716436.219740	4755390.217810	320080	SI	SI	Acquedotto del Fiora
046	Risola	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	1082	1717310.350100	4755460.795470	320080	NO		
047	Capo la Villa	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	609	1719623.125000	4756818.500000	321050	NO		
048	Podere Carpineto	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	907	1718003.875000	4754664.000000	321050	NO		
049	Fontendrighi	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	984	1717305.500000	4754229.000000	320080	NO		
051	Fonte Magria	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	1000	1716814.889140	4752807.964540	320120	NO		
052	Acqua passante	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	1057	1716536.549800	4752501.389650	320120	NO	SI	Acquedotto del Fiora
053	Galleria Italia	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	780	1718499.579500	4751485.967070	321090	NO		
054	Galleria XI	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	960	1716888.671770	4751515.927410	320120	SI	SI	Acquedotto del Fiora

Censimento Sorgenti

Sigla	Nome	TIPO	PROVINCIA	COMUNE	QUOTA	GB_E	GB_N	N_SEZIONE	Campionate	Captata	UTILIZZATO
055	Galleria VIII	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	990	1716586.392020	4751430.796450	320120	SI	SI	Acquedotto del Fiora
056	Pozzo dell'Acqua Gialla	POZ	SI	Abbadia San Salvatore	990	1716418.982050	4751209.081160	320120	SI		
057	Anna	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	911	1717190.918340	4751385.930580	320120	NO		
058	Altone	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	906	1717634.690880	4750622.444070	320120	SI	SI	Acquedotto del Fiora
059	Piazzale Morini	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	882	1717817.240720	4750583.389890	321090	SI		
060	Pastore	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	880	1717883.261470	4750549.827440	321090	SI	SI	Acquedotto del Fiora
061	Fosso Canali k2	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	843	1718173.875000	4750787.000000	321090	NO		
062	Fossocanali 2	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	838	1718340.500000	4750719.000000	321090	NO	SI	Acquedotto del Fiora
063	Fosso Canali 1	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	850	1718220.451110	4750601.864630	321090	SI	SI	Acquedotto del Fiora
064	Monco	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	880	1718092.303730	4750379.254050	321090	NO		
065	Indovina (Cerro del Tasca)	SOR	SI	Piancastagnaio	851	1717859.190840	4748772.250540	321090	SI	SI	Acquedotto del Fiora
066	Piccini	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	788	1719228.375000	4748620.000000	321090	NO		
067	Fonte di Cerere	SOR	SI	Piancastagnaio	746	1720071.191500	4747889.633440	321090	NO		
068	Polveriera	SOR	SI	Piancastagnaio	732	1720145.712600	4747931.153670	321090	SI		
069	Senza Nome (Piancast)	SOR	SI	Piancastagnaio	754	1719940.681040	4747951.448430	321090	NO		
070	Bagno degli Ebrei	SOR	SI	Piancastagnaio	734	1719893.950190	4748040.959960	321090	NO	SI	Acquedotto del Fiora
071	Voltaia	SOR	SI	Piancastagnaio	737	1719894.310060	4747467.899900	321130	NO		
072	Mugnello	SOR	SI	Piancastagnaio	730	1719784.169300	4747405.576070	321130	NO		
073	Fonte Natali	SOR	SI	Piancastagnaio	741	1719650.579960	4747502.680180	321130	NO		
074	Scoglio del Sessanta	SOR	SI	Piancastagnaio	723	1720083.679570	4747307.453250	321130	NO		
075	Vena Vecchia	SOR	SI	Piancastagnaio	759	1718760.229980	4747476.839840	321130	SI	SI	Acquedotto del Fiora
076	I Troghi	SOR	SI	Piancastagnaio	863	1717635.893150	4747748.794770	320120	NO		
077	Vaccarecce	SOR	SI	Piancastagnaio	779	1717250.438550	4746810.000950	320160	NO		
078	Fonte del Drago	SOR	SI	Piancastagnaio	829	1717045.272720	4746271.849460	320160	NO		
079	Pietralunga Bassa	SOR	SI	Piancastagnaio	854	1716606.290920	4745917.654410	320160	SI	SI	Acquedotto del Fiora
080	Pietralunga Alta	SOR	SI	Piancastagnaio	875	1716451.770320	4745799.346330	320160	SI	SI	Acquedotto del Fiora
081	Saragiolo	SOR	SI	Piancastagnaio	908	1716135.439940	4745875.009770	320160	SI	SI	Acquedotto del Fiora
082	Castellaccio	SOR	SI	Piancastagnaio	887	1715409.841480	4746389.654610	320160	SI	SI	Acquedotto del Fiora
083	La Pianaccia 1	SOR	SI	Piancastagnaio	888	1715961.445960	4745642.996130	320160	NO		
084	La Pianaccia 2	SOR	SI	Piancastagnaio	914	1715715.871960	4745577.804830	320160	NO		
085	Fonte Perino	SOR	GR	Santa Fiora	807	1714205.188760	4746210.048440	320160	NO	SI	Acquedotto del Fiora
086	La Buca	SOR	GR	Santa Fiora	767	1713450.697690	4746157.290600	320160	NO		
087	David 1	SOR	GR	Santa Fiora	804	1712249.667330	4746250.728210	320160	NO		
088	Peschiera	SOR	GR	Santa Fiora	649	1711213.120000	4745287.069820	320160	NO		
089	Carolina	SOR	GR	Santa Fiora	634	1711139.970640	4745217.617230	320160	SI	SI	Acquedotto del Fiora
090	Fiora (Galleria Bassa)	SOR	GR	Santa Fiora	634	1711090.111180	4745237.105870	320150	SI	SI	Acquedotto del Fiora
091	Marmoraio	SOR	GR	Santa Fiora	730	1710931.297010	4745902.022910	320150	NO		
092	Fonte del Saragio	SOR	GR	Santa Fiora	837	1709018.956900	4746522.635260	320150	NO		
093	La Fonte (Lavatoio)	SOR	GR	Santa Fiora	773	1709705.332210	4746983.744690	320150	NO		
094	Antani	SOR	GR	Arcidosso	840	1708693.287010	4747035.705820	320150	NO		
095	Case Rondinelli1	SOR	GR	Arcidosso	811	1706931.125000	4746894.500000	320150	NO		
096	Case Rondinelli2	SOR	GR	Arcidosso	821	1706945.500000	4746832.000000	320150	NO		
097	S. Isidoro	SOR	GR	Arcidosso	800	1706931.125000	4747077.000000	320150	NO		
098	Anguillara (o Le Macchie)	SOR	GR	Arcidosso	825	1705541.970220	4747156.609860	320110	NO		
099	Fonte Canali	SOR	GR	Arcidosso	792	1705007.330080	4747981.779790	320110	NO		
100	Zancona	SOR	GR	Arcidosso	701	1705803.377540	4747838.063150	320110	NO		
101	Casa del Ponte	SOR	GR	Arcidosso	693	1705679.000000	4747922.000000	320110	NO		
102	Salustri	SOR	GR	Arcidosso	720	1705875.654000	4748522.321860	320110	NO		
103	Fontescaglia	SOR	GR	Arcidosso	739	1705087.643180	4748833.518480	320110	NO		
105	Pecorino	SOR	GR	Arcidosso	783	1707273.081130	4748429.213700	320110	NO		
106	Giunco	SOR	GR	Arcidosso	744	1707109.007810	4748793.845340	320110	NO		
107	Fonte del Poeta	SOR	GR	Arcidosso	706	1707606.359860	4748902.480470	320110	NO		
108	Case del Prete	SOR	GR	Arcidosso	690	1706675.625000	4749272.500000	320110	NO		
109	Panardi	SOR	GR	Arcidosso	703	1706517.000000	4749303.500000	320110	NO		

Censimento Sorgenti

Sigla	Nome	TIPO	PROVINCIA	COMUNE	QUOTA	GB_E	GB_N	N_SEZIONE	Campionate	Captata	UTILIZZATO
110	Madonna	SOR	GR	Arcidosso	663	1706746.874090	4749420.987250	320110	NO		
111	La Vena 1	SOR	GR	Arcidosso	722	1708496.569360	4749165.270540	320110	NO	SI	Acquedotto del Fiora
112	La Vena 2	SOR	GR	Arcidosso	710	1708424.900850	4749184.958830	320110	NO	SI	Acquedotto del Fiora
113	Genezia	SOR	GR	Arcidosso	739	1708909.500000	4749284.000000	320110	NO		
114	Ente	SOR	GR	Arcidosso	715	1708863.415250	4749423.990830	320110	SI	SI	Acquedotto del Fiora
115	Senza Nome (Redi)	SOR	GR	Arcidosso	725	1708901.000000	4749504.500000	320110	NO		
116	Senza Nome (Daddo)	SOR	GR	Arcidosso	715	1708796.250000	4749352.000000	320110	NO		
117	Acqua Bona	SOR	GR	Arcidosso	735	1708902.690420	4749731.883690	320110	NO	SI	Acquedotto del Fiora
118	Bagnoli	SOR	GR	Arcidosso	718	1708912.110010	4749464.907070	320110	NO	SI	Acquedotto del Fiora
119	Fonte dei Frati	SOR	GR	Arcidosso	649	1707180.657740	4750943.817870	320110	NO		
120	Munistaldo	SOR	GR	Arcidosso	660	1707353.748650	4750963.538650	320110	SI	SI	Acquedotto del Fiora
121	Fontanella	SOR	GR	Arcidosso	655	1707207.813650	4750986.771900	320110	NO		
122	Corniolo2	SOR	GR	Arcidosso	640	1707101.071770	4750978.476810	320110	SI	SI	Acquedotto del Fiora
123	Del Fossato	SOR	GR	Castel del Piano	640	1706998.875000	4751148.500000	320110	NO		
124	Lamulas	SOR	GR	Arcidosso	577	1706133.554400	4750936.949200	320110	NO		
125	Fonte del Quattrino	SOR	GR	Arcidosso	519	1706042.629880	4751502.040040	320110	NO		
126	Gallaccio	SOR	GR	Castel del Piano	567	1706462.961040	4751686.514870	320110	NO		
127	Podere Marroneto	SOR	GR	Arcidosso	598	1705523.625000	4751620.500000	320110	NO		
129	Lavatoio Begname	SOR	GR	Arcidosso	545	1705687.549810	4752253.969730	320110	NO		
130	Querceta	SOR	GR	Arcidosso	580	1705218.000000	4752978.500000	320070	NO		
131	F. delle Monache	SOR	GR	Castel del Piano	501	1706609.925570	4752375.986120	320110	NO		
132	Arciprete	SOR	GR	Castel del Piano	510	1706685.855070	4752308.053050	320110	NO		
133	Podere nuovo	SOR	GR	Castel del Piano	520	1706944.284040	4752370.256130	320110	NO		
134	Sambucaia	SOR	GR	Castel del Piano	542	1706994.969080	4752346.648330	320110	NO		
135	Podेरuccio	SOR	GR	Castel del Piano	624	1707502.674830	4751582.681020	320110	NO		
136	Campogrande	SOR	GR	Castel del Piano	620	1707476.056910	4751606.274630	320110	NO		
137	Fonte Vecchia	SOR	GR	Castel del Piano	610	1707604.715600	4752008.365470	320110	NO		
138	Fonte Murata	SOR	GR	Castel del Piano	611	1707671.313700	4751952.180330	320110	SI	SI	Acquedotto del Fiora
139	Fonte Bolletta (Murata)	SOR	GR	Castel del Piano	621	1707776.173410	4751880.061770	320110	SI		
140	Fonte Michele	SOR	GR	Castel del Piano	618	1707734.289960	4751923.506010	320110	NO		
141	Rimbassi	SOR	GR	Castel del Piano	640	1707963.179060	4751927.260800	320110	NO		
142	Quarto Cerri	SOR	GR	Castel del Piano	660	1708278.953630	4751981.115170	320110	NO		
143	F. Manilla	SOR	GR	Castel del Piano	640	1708122.949470	4752009.807910	320110	NO		
144	Casella Bassa	SOR	GR	Castel del Piano	610	1707917.517780	4752035.210340	320110	NO		
145	S. Lucia	SOR	GR	Castel del Piano	618	1708066.310230	4752321.347030	320110	NO		
146	Fonte delle Ripe	SOR	GR	Castel del Piano	666	1708546.227260	4752334.664960	320110	NO		
147	Capo Velli	SOR	GR	Castel del Piano	811	1709872.885050	4752303.441370	320110	SI	SI	Acquedotto del Fiora
148	Fusaio	SOR	GR	Seggiano	522	1708466.769530	4754070.500000	320070	SI	SI	Acquedotto del Fiora
149	Burlana	SOR	GR	Seggiano	602	1708937.751340	4753721.136540	320070	SI	SI	Acquedotto del Fiora
150	Indovina	SOR	GR	Seggiano	650	1709762.546530	4753690.073540	320070	NO		
151	Fattoria Il Giardino	SOR	GR	Seggiano	526	1709719.250000	4755390.500000	320070	NO		
152	Podere Amamofoli	SOR	GR	Seggiano	560	1710075.375000	4755912.000000	320070	NO		
153	Fiora (Galleria Nuova)	SOR	GR	Santa Fiora	641	1710751.195000	4745343.735810	320150	SI	SI	Acquedotto del Fiora
154	Sambuco	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	1056	1714467.416110	4754741.897110	320080	NO	SI	Acquedotto del Fiora
155	S. Maria	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	1053	1716540.666090	4753079.810800	320080	NO	SI	Acquedotto del Fiora
156	Innocenti	SOR	GR	Seggiano	770	1711071.750000	4754358.000000	320080	NO		
157	Triaco	SOR	GR	Arcidosso	652	1707783.882120	4750424.205510	320110	NO	SI	Acquedotto del Fiora
157	Pozzo S. Michele1	POZ	SI	Piancastagnaio	819	1718841.905330	4747867.658670	321090	SI	SI	Acquedotto del Fiora
158	Pino (di sopra)	SOR	GR	Arcidosso	650	1707547.755210	4750505.969590	320110	NO		
158	Pozzo S. Michele2	POZ	SI	Piancastagnaio	814	1718855.192760	4747959.256430	321090	NO	SI	Acquedotto del Fiora
159	Canalette	SOR	GR	Seggiano	497	1708008.729980	4754351.830080	320070	NO	SI	Acquedotto del Fiora
160	Pievevecchia	SOR	GR	Santa Fiora	663	1711616.315560	4745330.443100	320160	NO	SI	Acquedotto del Fiora
161	Fonte del Re	SOR	GR	Castel del Piano	781	1710608.914620	4753257.864120	320070	SI	SI	Acquedotto del Fiora
162	Col del Rosso	SOR	GR	Seggiano	685	1710856.639630	4755649.783410	320080	NO		

Censimento Sorgenti

Sigla	Nome	TIPO	PROVINCIA	COMUNE	QUOTA	GB_E	GB_N	N_SEZIONE	Campionate	Captata	UTILIZZATO
163	Ombianco	SOR	GR	Seggiano	775	1711098.863170	4753680.180440	320080	NO	SI	Acquedotto del Fiora
164	Capormena	SOR	GR	Seggiano	800	1711258.791740	4754335.532330	320080	NO	SI	Acquedotto del Fiora
165	Lamapozzali	SOR	GR	Seggiano	830	1711742.093580	4754981.915240	320080	NO		
166	F. del Gobbo	SOR	GR	Seggiano	1050	1713439.431430	4754527.157050	320080	NO		
167	Fonte del Faggio	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	1031	1714737.017200	4755012.419380	320080	NO		
168	Fonte Filippo	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	993	1714650.641360	4755139.293500	320080	NO		
169	Fonte Carraia	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	976	1714441.826390	4755168.927490	320080	NO		
170	F. Vecchia	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	850	1715692.171290	4756841.494890	320080	NO		
171	Sasso della Civetta	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	960	1715708.742240	4755885.322470	320080	NO		
172	Fonte Maschioni	SOR	SI	Castiglion d'Orcia	946	1715985.311850	4756133.162480	320080	NO		
173	Galleria XXII	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	910	1717070.273350	4751582.641590	320120	NO		
174	Bianca	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	827	1718184.492140	4751620.905700	321090	NO		
175	Del Dottore	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	907	1717400.654490	4751063.263300	320120	NO		
176	Galleria di Ribasso	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	510	1720315.006680	4751910.824200	321090	NO		
177	Zona Rocchetto	SOR	SI	Abbadia San Salvatore	866	1718440.954930	4749595.925600	321090	NO		
178	Galleria Drenante	SOR	SI	Piancastagnaio	739	1720068.046520	4747929.743700	321090	NO		
179	La Rota	SOR	SI	Piancastagnaio	717	1720215.925680	4747961.052050	321090	NO		
180	Soglio Sessanta	SOR	SI	Piancastagnaio	741	1720165.464480	4747862.529820	321090	NO		
181	Picherino	SOR	SI	Piancastagnaio	742	1719895.229980	4747492.229980	321130	NO		
182	Rumore	SOR	SI	Piancastagnaio	754	1718717.969970	4747461.140140	321130	NO		
183	Vaccarecce	SOR	SI	Piancastagnaio	838	1717711.373920	4747539.900370	320120	NO		
184	Troghi2	SOR	SI	Piancastagnaio	882	1717597.919880	4747772.144980	320120	NO		
185	Acquacalda	SOR	SI	Piancastagnaio	883	1717537.335790	4747591.174930	320120	NO		
186	Buca di Rocco	SOR	SI	Piancastagnaio	836	1716967.391990	4746563.626030	320160	NO		
187	Tre Case	SOR	SI	Piancastagnaio	812	1717112.584220	4746431.502670	320160	NO		
188	Il Fontanino	SOR	GR	Santa Fiora	907	1715295.080080	4746584.509770	320160	SI		
189	Fontanile C.Fioravanti	SOR	GR	Santa Fiora	921	1714931.960000	4746759.303990	320160	NO		
190	F.dei Fragrai	SOR	GR	Santa Fiora	870	1714640.229230	4746460.439030	320160	NO		
191	Convento	SOR	GR	Santa Fiora	782	1713644.065690	4746204.401860	320160	NO		
192	Fonte Spilli2	SOR	GR	Santa Fiora	809	1713225.349680	4746572.572200	320160	NO		
193	Fonte Spilli	SOR	GR	Santa Fiora	750	1713089.394660	4746342.248160	320160	NO		
194	Casa Baciacchi	SOR	GR	Santa Fiora	766	1712990.705900	4746320.030170	320160	NO		
195	Mormoraio	SOR	GR	Santa Fiora	749	1712651.930410	4746077.779710	320160	NO		
196	Fonte dell'Amore	SOR	GR	Santa Fiora	730	1711755.782370	4745930.008990	320160	NO		
197	Famelico	SOR	GR	Santa Fiora	770	1710144.819980	4747068.605030	320150	NO		
198	Acquaforte di Bagnore	SOR	GR	Santa Fiora	782	1709095.724420	4747317.028540	320110	NO		
199	Le Fontine	SOR	GR	Arcidosso	895	1708187.824010	4747221.793700	320110	NO		
200	Le puzzole	SOR	GR	Arcidosso	822	1708222.276980	4747783.071000	320110	NO		
201a	Gruppo Onazio	SOR	GR	Arcidosso	766	1706367.537700	4747346.520540	320110	NO		
201b	Gruppo Onazio	SOR	GR	Arcidosso	771	1706365.229000	4747319.776150	320110	NO		
201c	Gruppo Onazio	SOR	GR	Arcidosso	776	1706363.007030	4747297.996580	320110	NO		
202	Torricelle di Sopra	SOR	GR	Arcidosso	834	1706951.496720	4748190.310410	320110	NO		
203	Torricelle di Sotto	SOR	GR	Arcidosso	817	1707057.302520	4748306.485540	320110	NO		
204	Fontine	SOR	GR	Arcidosso	739	1708987.510320	4749432.407730	320110	NO		
205	Acqua d'Alto	SOR	GR	Arcidosso	727	1708892.469730	4749417.200200	320110	SI		
206	Sega	SOR	GR	Arcidosso	696	1708736.810500	4749509.290770	320110	NO		
207	Pino (di sotto)	SOR	GR	Arcidosso	650	1707628.529880	4750408.242220	320110	NO		
208	Pozzo Saccone	POZ	GR	Arcidosso	710	1708050.161050	4750739.992580	320110	NO		
209	Pozzo Franceschelli	POZ	GR	Arcidosso	691	1707701.335150	4750834.372140	320110	NO		
210	Pozzo S.Lorenzo	POZ	GR	Arcidosso	669	1707441.376370	4750683.075560	320110	NO		
211	Corniolo1	SOR	GR	Arcidosso	645	1707152.594180	4750978.336940	320110	NO	SI	Acquedotto del Fiora
212	Munistaldo 2	SOR	GR	Arcidosso	650	1707321.073450	4751051.950480	320110	NO		
213	Gualtiere	SOR	GR	Arcidosso	490	1706131.663120	4751906.452540	320110	NO		
214	Rigaglianti	SOR	GR	Arcidosso	490	1706099.559520	4751981.605240	320110	NO		

Censimento Sorgenti

Sigla	Nome	TIPO	PROVINCIA	COMUNE	QUOTA	GB_E	GB_N	N_SEZIONE	Campionate	Captata	UTILIZZATO
215	Balze	SOR	GR	Castel del Piano	483	1706178.583860	4752379.024780	320110	NO		
216	Noceto	SOR	GR	Castel del Piano	479	1706915.963360	4752669.642300	320110	NO		
217	Pozzo Stella	POZ	GR	Castel del Piano	618	1707399.820020	4751856.378430	320110	NO		
218	Pozzo Vichi	POZ	GR	Castel del Piano	630	1707565.236480	4751695.422170	320110	NO		
219	Rimbotti	SOR	GR	Castel del Piano	617	1707923.342330	4752023.124030	320110	NO		
220	Conce	SOR	GR	Castel del Piano	589	1707984.159780	4752397.112050	320110	NO		
221	Capo Velli 2	SOR	GR	Castel del Piano	805	1709794.843970	4752339.297480	320110	NO		
222	Lama	SOR	GR	Seggiano	552	1708960.660280	4754053.144920	320070	NO		
223	Acquarelle	SOR	GR	Seggiano	448	1707665.800230	4754506.812640	320070	NO		
224	Fonte del Piscinello	SOR	GR	Santa Fiora	1189	1713095.088890	4749589.251870	320120	NO		
225	Fonte delle Monache	SOR	GR	Santa Fiora	1200	1713750.525960	4749407.325850	320120	NO		

SEZIONE 3

STUDIO GEOCHIMICO AMBIENTALE

1. PREMESSA

Lo studio geochimico ambientale è stato realizzato per valutare nell'area amiatina l'eventuale interferenza dei fluidi geotermici con le acque della falda, e per verificare l'influenza sull'ambiente di superficie (acqua, aria e suolo) delle attività connesse con lo sfruttamento della risorsa geotermica.

I dati analitici prodotti ed i principali risultati ottenuti sono di seguito riportati secondo la seguente struttura ed organizzazione in capitoli.

A. Materiali e metodi

Descrive per ciascun matrice utilizzata la strategia di campionamento, le procedure di prelievo dei campioni e del loro trattamento in laboratorio, nonché le tecniche e le strumentazioni adoperate per le analisi.

B. Geochimica dei fluidi geotermici e delle acque di falda

Riporta i principali risultati riguardanti la chimica dei fluidi geotermici e delle acque della falda, con l'intento di fornire una risposta circa le relazioni tra i due acquiferi e l'origine delle concentrazioni di arsenico nelle acque ad uso potabile.

C. Geochimica dei suoli e delle acque fluviali

Illustra gli esiti analitici dello studio della geochimica dei suoli e delle acque fluviali finalizzato ad una valutazione dell'impatto sull'ambiente di superficie delle emissioni degli impianti geotermoelettrici.

D. Valutazione della qualità dell'aria

Riporta i principali risultati relativi alla distribuzione in aria del mercurio, attraverso l'utilizzo di trapianti lichenici, e dell'idrogeno solforato, ai fini di una valutazione dell'influenza delle emissioni degli impianti geotermoelettrici.

A. MATERIALI E METODI

1. LE MATRICI AMBIENTALI STUDIATE

Per la realizzazione della presente ricerca sono state selezionate le seguenti matrici:

- fluidi geotermici
- acque di falda
- suoli
- acque fluviali
- licheni trapiantati.

In aggiunta sono state effettuate misure in aria della concentrazione di idrogeno solforato (H₂S).

Le attività di campionamento sono state svolte tra il febbraio ed il giugno del 2008, fatta eccezione per alcuni campioni di suolo che sono stati prelevati in una precedente campagna nell'estate del 2005 (vedi dopo).

Complessivamente sono stati raccolti:

- 30 campioni di fluidi geotermici
- 66 campioni di acque di falda
- 93 campioni di suolo
- 11 campioni di acque fluviali
- 142 campioni di trapianti lichenici.

2. STRATEGIA E PIANIFICAZIONE DEL CAMPIONAMENTO

La prima fase dell'attività svolta nell'area geotermica amiatina è consistita nel definire opportuni schemi per il campionamento dei suoli e delle acque di falda e fluviali, nonché per il posizionamento dei trapianti lichenici e dei campionatori a diffusione per l'idrogeno solforato.

La necessità di individuare un adeguato piano di campionamento e di adottare idonee tecniche di prelievo discende dal fatto che una corretta e quanto più completa ricostruzione della geochimica dell'ambiente/territorio in studio poggia sul concetto di “funzionalità” dei

campioni prelevati. Questi, infatti, devono essere rappresentativi del fenomeno in studio e devono essere in numero congruo in relazione allo stesso.

La scelta dei siti di campionamento relativamente a numero, ubicazione e distribuzione areale, rappresenta, quindi, un momento nodale nell'organizzazione e realizzazione di una ricerca geochimica in campo ambientale. Inoltre la selezione dei punti di prelievo deve ottemperare il più possibile a criteri di validità statistica dei risultati.

Per quanto detto appare evidente l'importanza di realizzare un campionamento ottimale ai fini di una valida caratterizzazione ed una ben fondata interpretazione del fenomeno in studio.

Occorre rammentare che il *campione* costituisce la fondamentale e spesso unica fonte di informazioni sull'ambiente. Un campionamento non corretto non rappresenta in maniera opportuna il sistema in studio e, quindi, diventano inutili l'accuratezza e la precisione in fase di preparazione di laboratorio ed in fase analitica come anche le sofisticate elaborazioni in fase interpretativa.

Nell'ambito di questo lavoro di ricerca, per una prima pianificazione della strategia di campionamento si è tenuto in debito conto dei seguenti aspetti:

- ✓ finalità del lavoro;
- ✓ complessità del fenomeno da studiare;
- ✓ risorse umane ed economiche a disposizione;
- ✓ tempistiche operative.

Di seguito è riportata una descrizione delle strategie e degli schemi di campionamento e di posizionamento adottati nella presente ricerca.

2.1. Fluidi geotermici

I fluidi geotermici sono stati prelevati in corrispondenza di 16 pozzi di alimentazione delle centrali geotermoelettriche dell'ENEL, di cui 14 bifase e 2 monofase (Tab. 1), distribuiti sul territorio amiatino come riportato nelle Figure 1 e 2 relative rispettivamente alla zona di Bagnore ed a quella di Piancastagnaio.

Il campionamento è stato effettuato tra il 18 febbraio ed il 22 marzo del 2008.

Tab. 1. Ubicazione e tipologia dei pozzi geotermici.

Pozzo geotermico	Zona	Easting	Northing	Tipologia
Bagnore 22	Bagnore	710243	4745489	bifase
Bagnore 25/B	Bagnore	708284	4746332	bifase
PC8	Piancastagnaio	720638	4747410	monofase
PC16/A bis	Piancastagnaio	720889	4748216	bifase
PC16/B bis	Piancastagnaio	720889	4748216	bifase
PC25	Piancastagnaio	720465	4746913	monofase
PC27/A	Piancastagnaio	722490	4746954	bifase
PC27/B	Piancastagnaio	722490	4746954	bifase
PC27/C	Piancastagnaio	722503	4746955	bifase
PC33	Piancastagnaio	722290	4747683	bifase
PC33/B	Piancastagnaio	722290	4747683	bifase
PC34/A	Piancastagnaio	721163	4748860	bifase
PC34/B	Piancastagnaio	721163	4748860	bifase
PC34/C	Piancastagnaio	721163	4748860	bifase
PC35	Piancastagnaio	720939	4746106	bifase
PC36	Piancastagnaio	719443	4747141	bifase

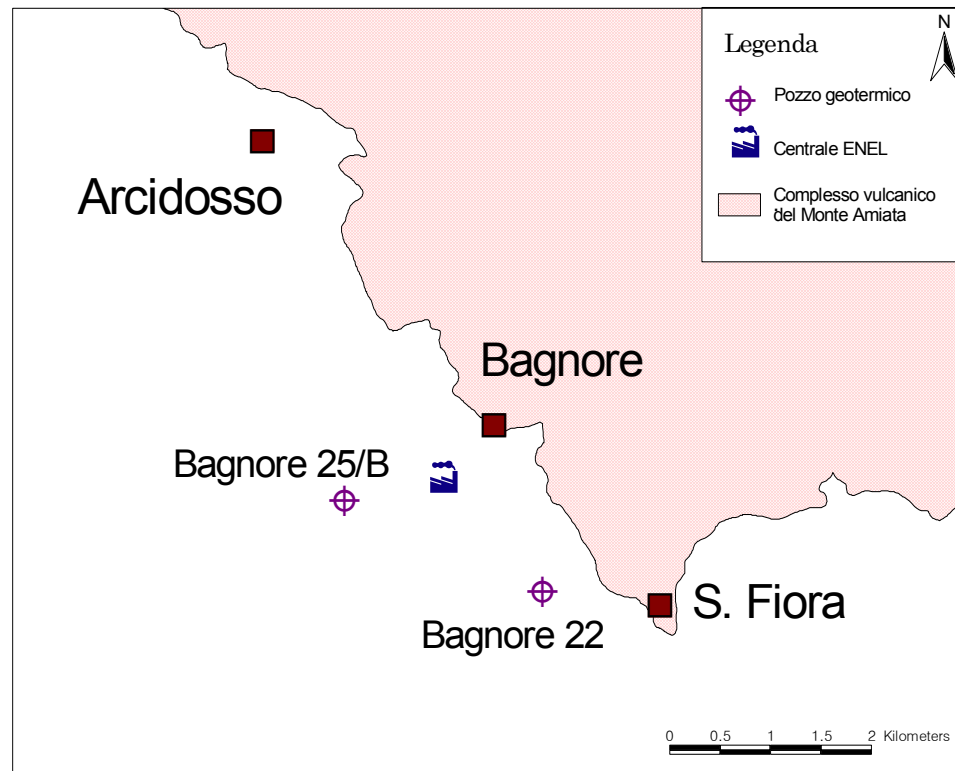


Fig. 1. Localizzazione dei pozzi geotermici campionati nell'area di Bagnore.

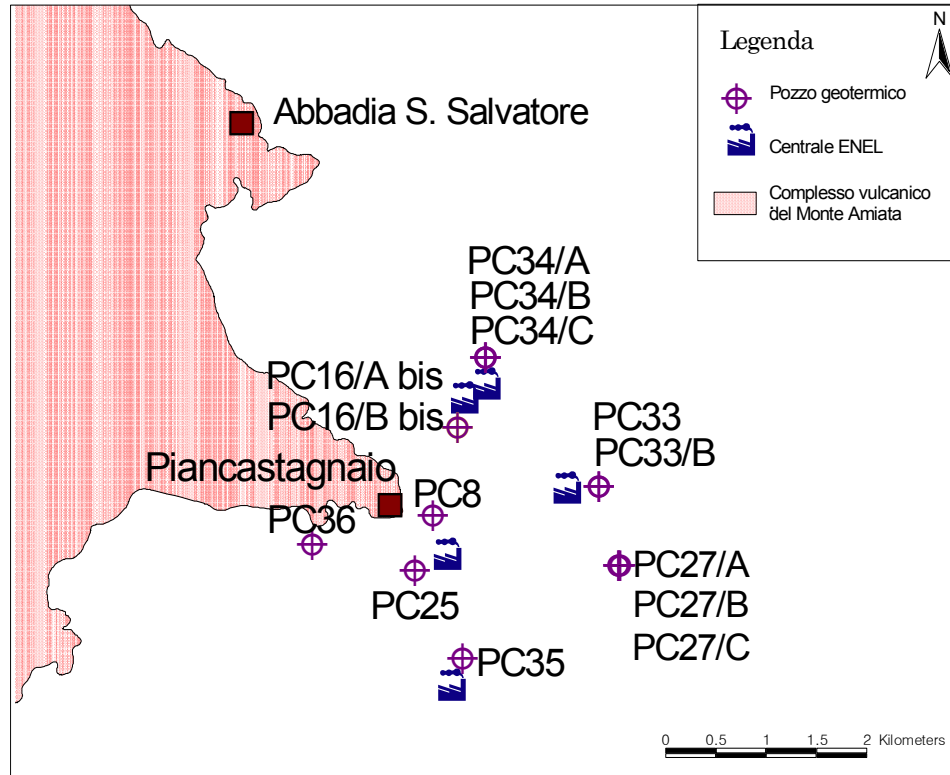


Fig. 2. Localizzazione dei pozzi geotermici campionati nell'area di Piancastagnaio.

2.2. Acque di falda

Sono stati prelevati campioni di acqua dal falda da sorgenti e pozzi in 33 siti, selezionati in base alla loro portata ed alla localizzazione rispetto ai principali lineamenti strutturali ed alle aree di sfruttamento geotermico (Piancastagnaio e Bagnore).

Nel dettaglio, i campioni in oggetto provengono da 29 sorgenti e 4 pozzi, la cui ubicazione con le principali caratteristiche sono riportate in Tabella 2 ed in Figura 3.

Il campionamento è stato effettuato in 2 periodi distinti: il primo tra 1 e 3 di aprile del 2008, il secondo tra 11 e 24 giugno dello stesso anno; complessivamente sono stati raccolti 66 campioni di acque di falda.

Il campionamento delle acque di falda è stato realizzato grazie alla collaborazione dell'Acquedotto del Fiora S.p.A., che gestisce le sorgenti ed i pozzi oggetto di studio.

Tab. 2. Ubicazione e principali caratteristiche delle sorgenti e dei pozzi da cui sono stati prelevati i campioni d'acqua di falda.

Codice	Sito	Zona	Easting	Northing	Caratteristiche
1	Acque Arbure	Castel del Piano	711115	4753228	sorgente
3	Bugnano	Castel del Piano	711661	4753511	sorgente
17	Capovetra	Seggiano	713391	4754555	sorgente
19a	Acque Gialle 1	Castiglione d'Orcia	714457	4754838	sorgente
19b	Acque Gialle 2	Castiglione d'Orcia	714393	4754798	sorgente
23	Fonte dell'Oro	Castiglione d'Orcia	714996	4755232	sorgente
33	Sambuchellina	Castiglione d'Orcia	716091	4755860	sorgente
34	Ermicciolo	Castiglione d'Orcia	715726	4755760	sorgente
35	Saragio	Castiglione d'Orcia	716238	4754922	sorgente
54	Galleria XI	Abbadia S.S.	717038	4751579	pozzo
55	Galleria VIII	Abbadia S.S.	716629	4751485	pozzo
60	Pastore	Abbadia S.S.	717916	4750596	sorgente
63	Fosso Canali 1	Abbadia S.S.	718234	4750682	sorgente
68	Polveriera	Piancastagnaio	720139	4748009	sorgente
75	Vena Vecchia	Piancastagnaio	718806	4747492	sorgente
79	Pietralunga Bassa	Piancastagnaio	716630	4745978	sorgente
80	Pietralunga Alta	Piancastagnaio	716475	4745880	sorgente
82	Castellaccio	Piancastagnaio	715419	4746468	sorgente
89	Carolina	S. Fiora	711100	4745269	sorgente
114	Ente	Arcidosso	708877	4749520	sorgente
118	Bagnoli	Arcidosso	708918	4749511	sorgente
120	Monistaldo	Arcidosso	707387	4751015	sorgente
122	Corniolo	Castel del Piano	707105	4751067	sorgente
138	Fonte Murata	Castel del Piano	707685	4752049	sorgente
139	Fonte del Dazio	Castel del Piano	707685	4752049	sorgente
140	Fonte Michele 1	Piancastagnaio	718869	4747931	pozzo
147	Capovelli	Castel del Piano	709876	4752386	sorgente
148	Fusaio	Seggiano	708419	4754236	sorgente
149	Burlana	Seggiano	708982	4753911	sorgente
153	Fiora Nuova	S. Fiora	710755	4745388	sorgente
161	Fonte del Re	Castel del Piano	710656	4753483	sorgente
162	Fosso delle Pozze	S. Fiora	715330	4746628	sorgente
163	Pozzo Acqua Gialla	Abbadia S.S.	716272	4751273	pozzo

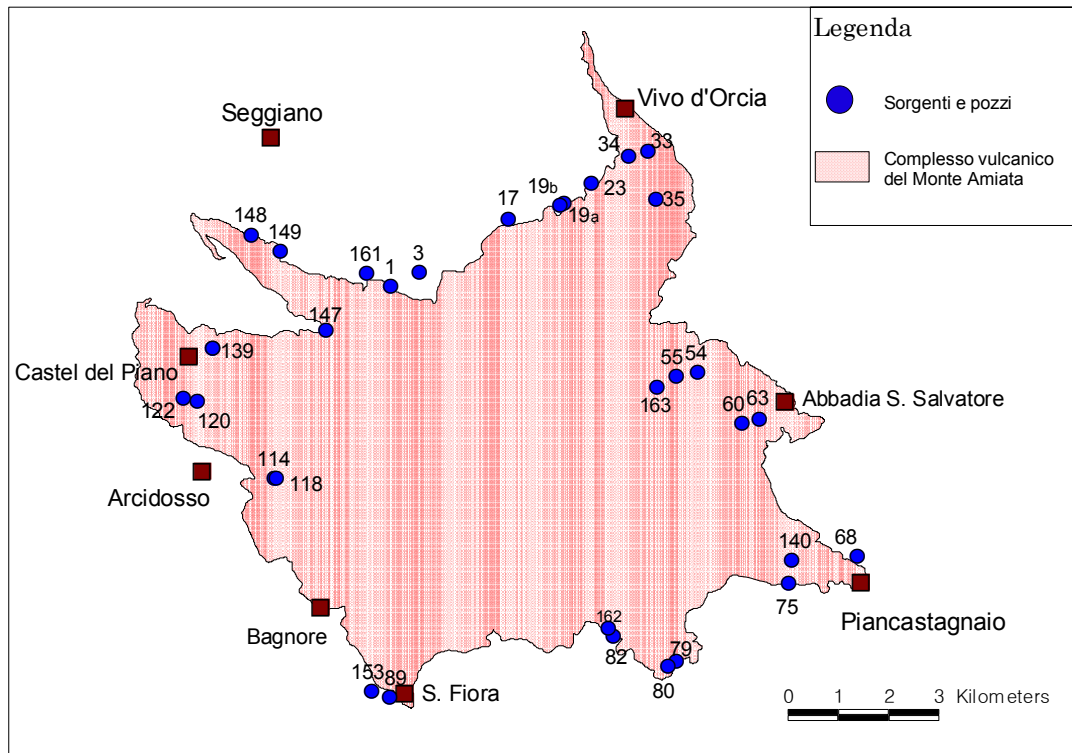


Fig. 3. Localizzazione delle sorgenti e dei pozzi oggetto di studio nell'area amiatina (vedi Tabella 2 per la denominazione delle sorgenti e dei pozzi).

2.3. Acque fluviali

Il campionamento delle acque fluviali è stato effettuato lungo le principali aste che drenano le aree geotermiche di Piancastagnaio e di Bagnore, nonché il settore nord-occidentale dell'area amiatina i cui lineamenti geologici sono analoghi alle suddette zone. In totale sono stati prelevati 11 campioni di *stream water* di cui 3 nel bacino idrografico del fiume Fiora nelle vicinanze della centrale Bagnore, e 5 nella zona di Piancastagnaio lungo il torrente Minestrone ed il fosso Sereno, vicino alle centrali PC4 e PC5, e lungo il torrente Senna ed il fosso la Vena, in prossimità della centrale PC3. I rimanenti 3 siti di campionamento ricadono nel bacino del torrente Ente in una zona non interessata da attività di sfruttamento della risorsa geotermica (Tab. 3; Fig. 4). Il campionamento è stato effettuato tra il 5 ed il 14 maggio del 2008.

Tab. 3. Ubicazione dei siti di prelievo dei campioni di acqua fluviale.

Sito	Zona	Easting	Northing
AM1-SW	Piancastagnaio	721306	4749239
AM2-SW	Piancastagnaio	721647	4748820
AM3-SW	Piancastagnaio	720804	4748566
AM4-SW	Piancastagnaio	720765	4745944
AM5-SW	Piancastagnaio	721711	4745400
AM6-SW	Bagnore	709917	4746813
AM7-SW	Bagnore	709631	4746306
AM8-SW	Bagnore	709032	4747552
AM9-SW	Seggiano	710263	4753960
AM10-SW	Seggiano	706012	4755370
AM11-SW	Seggiano	706109	4759943

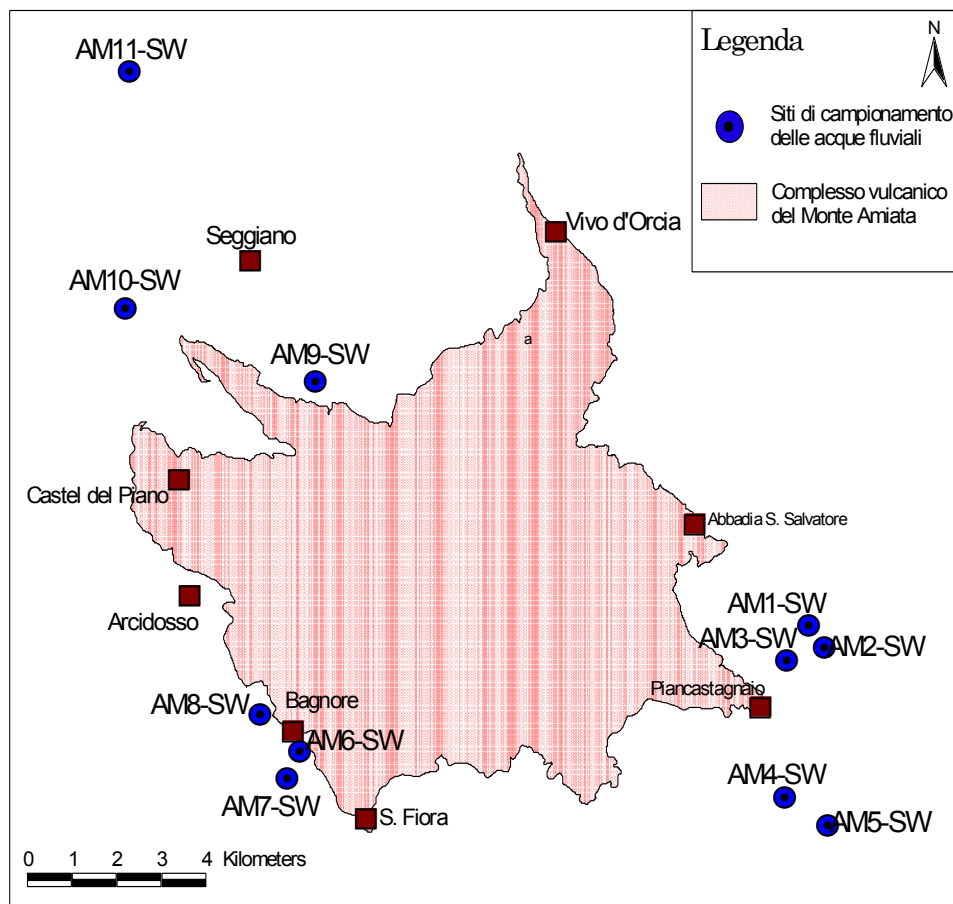


Fig. 4. Localizzazione dei siti di prelievo dei campioni di acqua fluviale nell'area amiatina.

2.4. Suoli

Il campionamento della matrice suolo è stato impostato fondamentalmente lungo transetti, centrati sulle centrali geotermoelettriche Bagnore, PC3, PC4-PC5. Attorno ad ogni centrale sono stati definiti 2 transetti: uno allineato secondo i venti dominanti (SW-NE) e l'altro ortogonale al primo (SE-NW). Lungo ciascun ramo di transetto i suoli sono stati raccolti all'incirca a 100, 300, 750, 1000, 2000 m di distanza dalla centrale geotermoelettrica. I transetti di campionamento definiti nell'area geotermica di Piancastagnaio interessano anche la zona della centrale PC2.

Secondo questo schema sono stati prelevati complessivamente 79 campioni di suolo. Nel dettaglio, 20 campioni ricadono nella zona della centrale di Bagnore (Tab. 4; Fig. 5), e 59 in quella di Piancastagnaio (19 attorno agli impianti PC4-PC5 e 40 alla centrale PC3; Tabb. 4 e 5; Figg. 6, 7a e 7b). Nel dettaglio, 20 campioni di suolo attorno alla centrale PC3 e 19 negli intorni degli impianti PC4 e PC5 sono stati prelevati nell'ambito di una precedente ricerca nel luglio-agosto del 2005. Tra febbraio e giugno del 2008 sono stati raccolti ulteriori campioni di suolo: 20 nella zona della centrale Bagnore e 20 in quella della centrale PC3, questi ultimi nei medesimi siti della campagna 2005.

Tab. 4. Ubicazione dei siti di campionamento del suolo nell'area di Bagnore ed in quella di Piancastagnaio attorno al polo geotermico rappresentato dalle centrali PC4 e PC5.

Sito	Easting	Northing	Sito	Easting	Northing
BG NO100/SL	709147	4746791	PC5-NE100	721198	4748930
BG NO300/SL	709156	4746982	PC5-NE300	721384	4749034
BG NO750/SL	708733	4747195	PC5-NE750	721633	4749301
BG NO1000/SL	708382	4747401	PC5-NE1000	721816	4749721
BG NO2000/SL	707816	4748330	PC5-NE2000	722390	4750083
BG NE100/SL	709304	4746769	PC5-NO300	720853	4749068
BG NE300/SL	709470	4746902	PC5-NO750	720507	4749308
BG NE750/SL	709770	4747334	PC5-NO1000	720336	4749439
BG NE1000/SL	709946	4747482	PC5-NO2000	719550	4750257
BG NE2000/SL	710599	4748127	PC5-SE100	721231	4748652
BG SE100/SL	709302	4746563	PC5-SE300	721355	4748543
BG SE300/SL	709439	4746517	PC5-SE750	721612	4748173
BG SE750/SL	709728	4746280	PC5-SE1000	721812	4747995
BG SE1000/SL	709808	4746049	PC5-SE2000	722590	4747389
BG SE2000/SL	710642	4745300	PC5-SO100	720921	4748545
BG SO100/SL	709086	4746562	PC5-SO300	720732	4748360
BG SO300/SL	708944	4746446	PC5-SO750	720341	4748032
BG SO750/SL	708711	4746171	PC5-SO1000	720261	4748023
BG SO1000/SL	708395	4745899	PC5-SO2000	719629	4747171
BG SO2000/SL	708787	4745219			

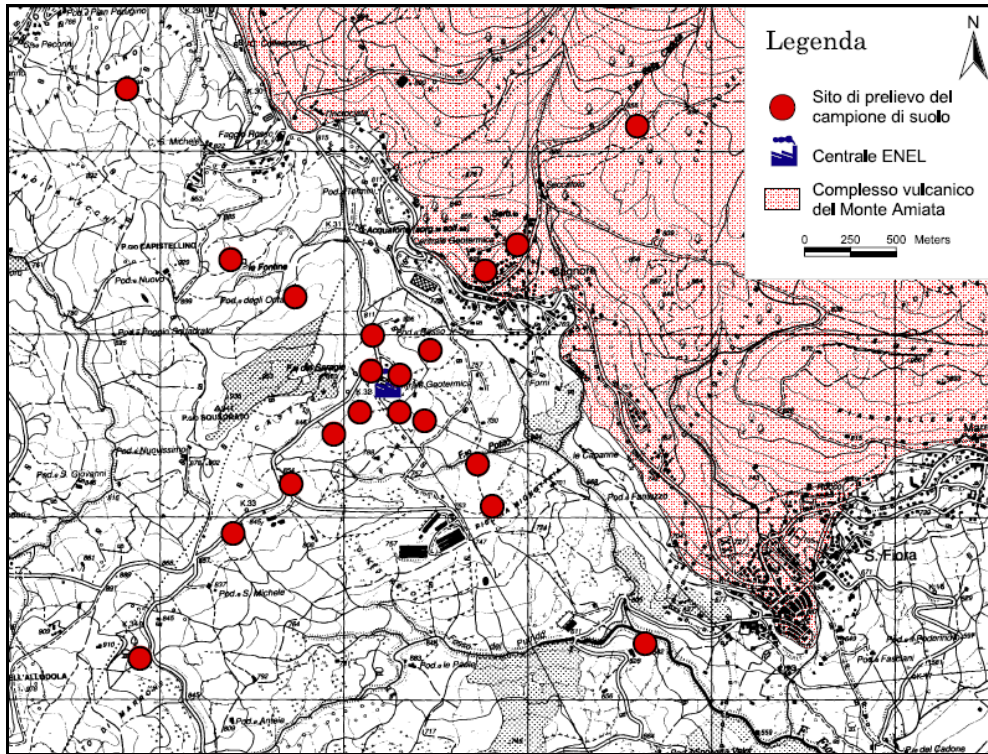


Fig. 5. Localizzazione dei siti di campionamento del suolo nell'area di Bagnore.

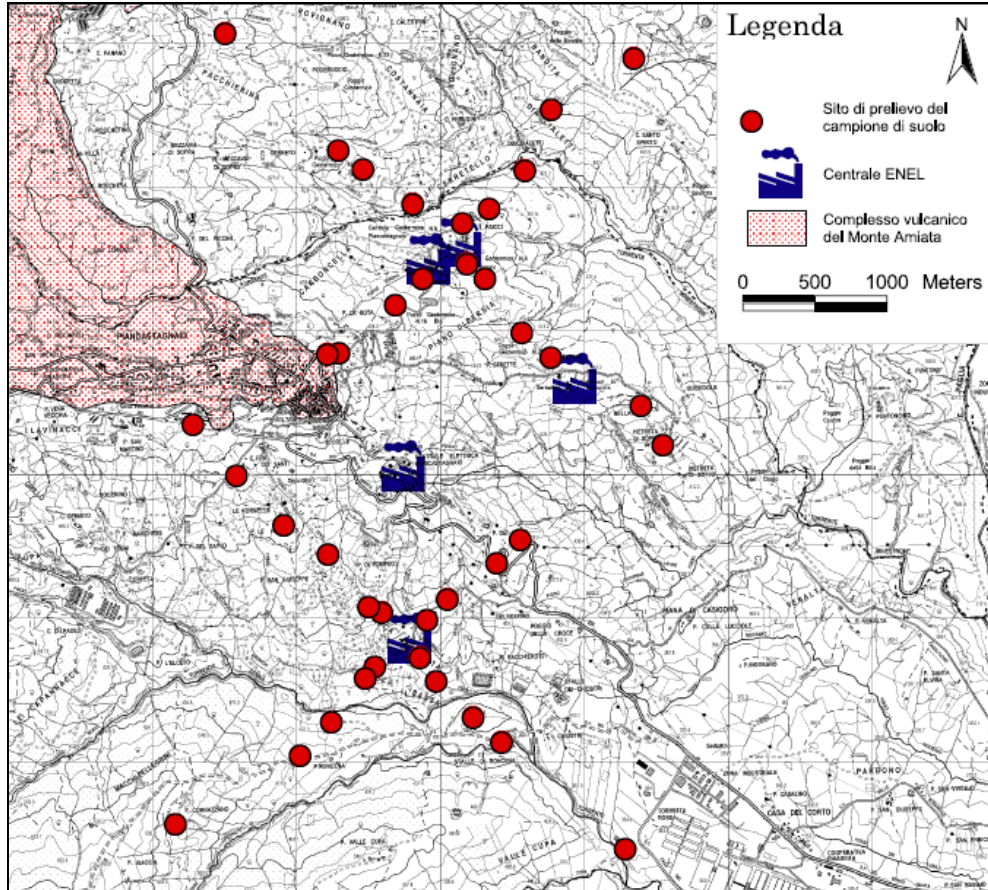


Fig. 6. Localizzazione dei siti di campionamento del suolo nella zona di Piancastagnaio.

Tab. 5. Ubicazione dei siti di campionamento del suolo nell'area di Piancastagnaio attorno alla centrale PC3 (anno 2005 e anno 2008).

Sito <i>anno 2005</i>	Easting	Northing	Sito <i>anno 2008</i>	Easting	Northing
PC3-SE100	720903	4745911	PC3-SE100/b	720897	4745908
PC3-SE300	721017	4745740	PC3-SE300/b	721039	4745714
PC3-SE750	721273	4745494	PC3-SE750/b	721301	4745516
PC3-SE1000	721471	4745322	PC3-SE1000/b	721460	4745310
PC3-SE2000	722330	4744575	PC3-SE2000/b	722331	4744585
PC3-SO100	720590	4745848	PC3-SO100/b	720586	4745859
PC3-SO300	720524	4745765	PC3-SO300/b	720537	4745757
PC3-SO750	720288	4745460	PC3-SO750/b	720308	4745458
PC3-SO1000	720071	4745227	PC3-SO1000/b	720011	4745252
PC3-SO2000	719205	4744749	PC3-SO2000/b	719195	4744754
PC3-NO100	720638	4746226	PC3-NO100/b	720621	4746207
PC3-NO300	720547	4746264	PC3-NO300/b	720538	4746301
PC3-NO750	720265	4746629	PC3-NO750/b	720249	4746647
PC3-NO1000	719958	4746830	PC3-NO1000/b	719942	4746842
PC3-NO2000	719327	4747527	PC3-NO2000/b	719340	4747514
PC3-NE100	720952	4746172	PC3-NE100/b	720980	4746170
PC3-NE300	721094	4746316	PC3-NE300/b	721093	4746319
PC3-NE750	721437	4746564	PC3-NE750/b	721437	4746565
PC3-NE1000	721600	4746729	PC3-NE1000/b	721606	4746727
PC3-NE2000	722439	4747660	PC3-NE2000/b	722444	4747658

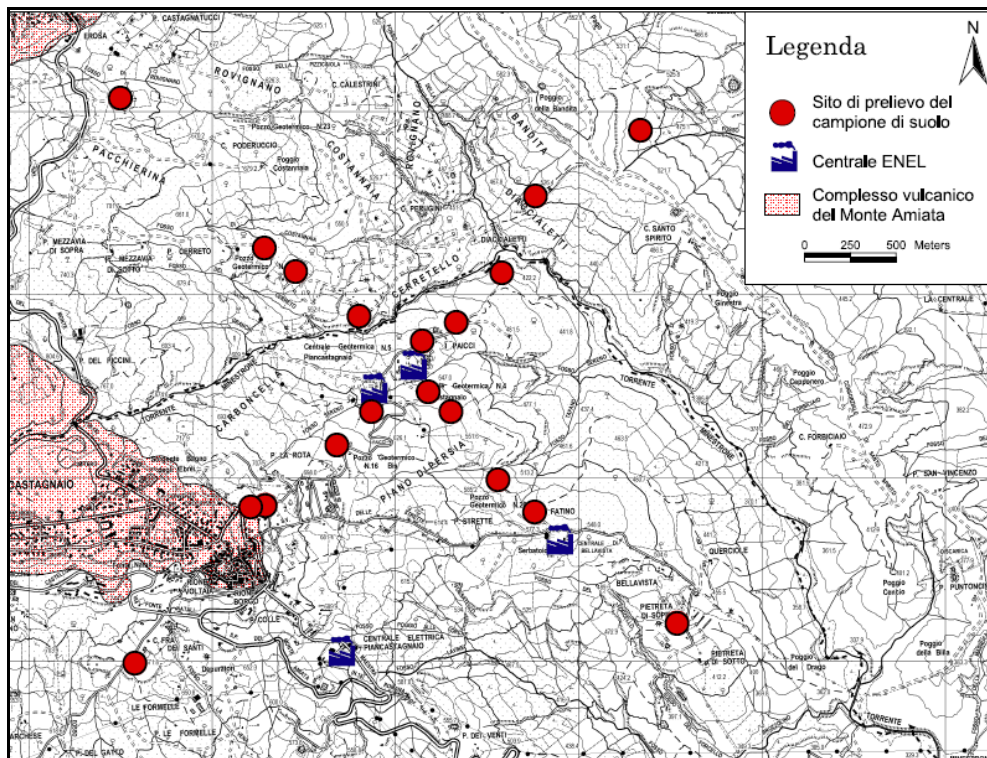


Fig. 7a. Localizzazione dei siti di campionamento del suolo nella zona delle centrali PC4-PC5.

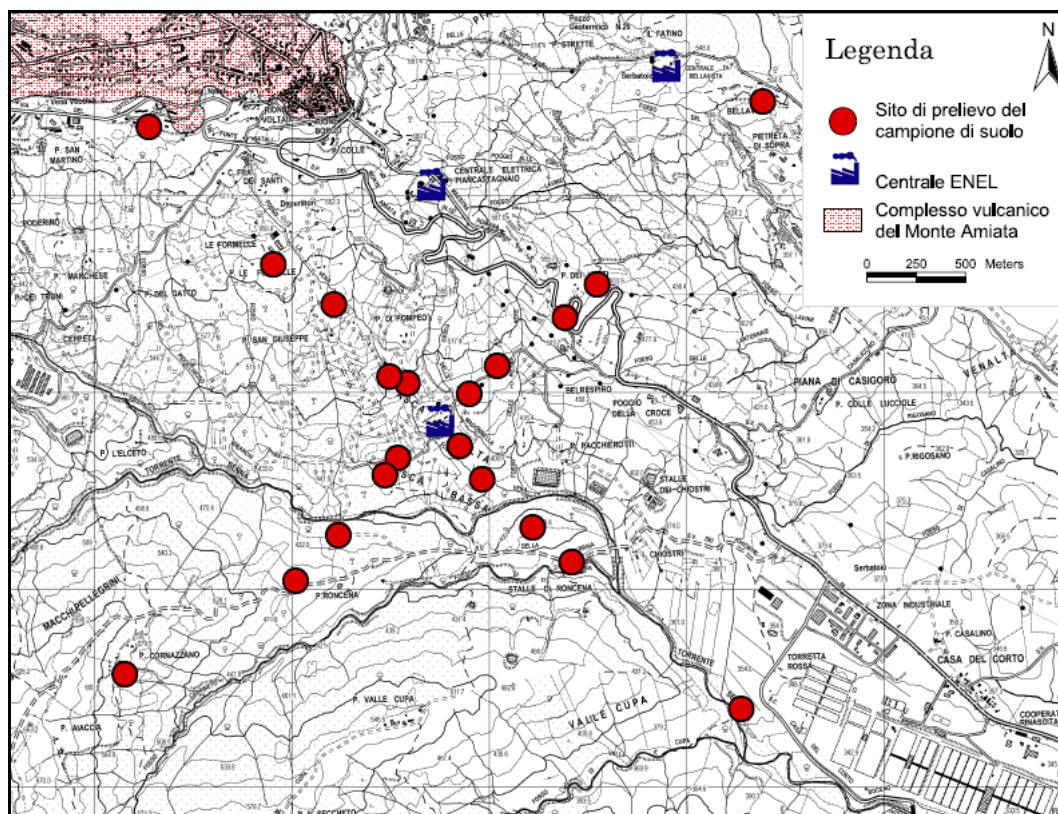


Fig. 7b. Localizzazione dei siti di campionamento del suolo nella zona della centrale PC3.

Inoltre sono stati prelevati 10 campioni di suolo in zone dell'area amiatina (settore settentrionale) non interessate dalle attività di sfruttamento della risorsa geotermica, con lineamenti geologici simili ai settori dove insistono le centrali sopra elencate (Tab. 6 e Fig. 8).

Tab. 6. Ubicazione dei siti di campionamento del suolo in zone dell'area amiatina non interessate da attività geotermiche.

Sito	Easting	Northing
AM1/SL	705189	4756853
AM2/SL	704870	4756727
AM5/SL	707536	4756986
AM6/SL	711507	4754680
AM7/SL	712794	4756391
AM8/SL	715496	4756365
AM9/SL	715426	4755055
AM10/SL	721365	4755375
AM11/SL	720180	4755745
AM12/SL	719847	4755691

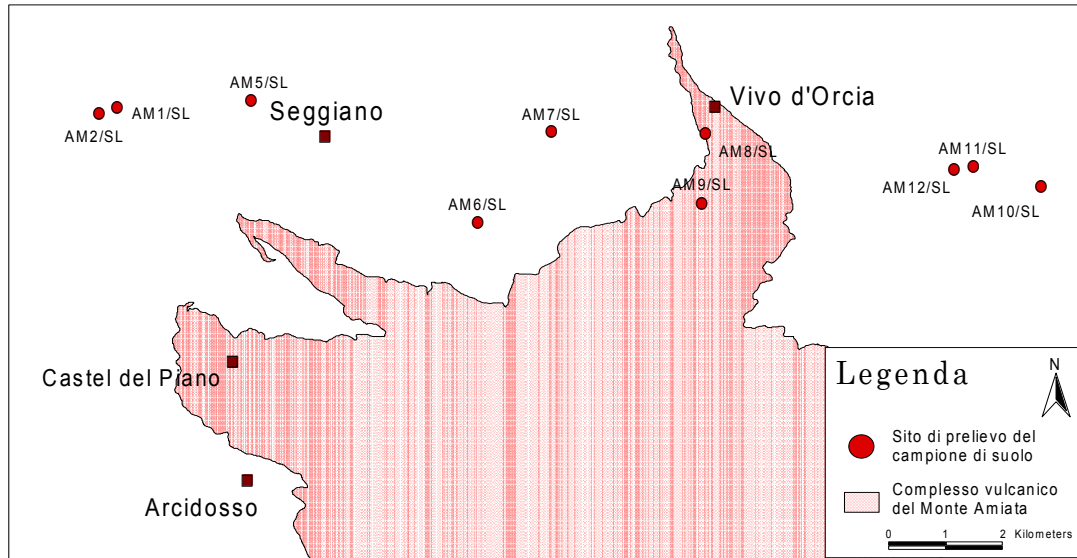


Fig. 8. Localizzazione dei siti di campionamento del suolo nel settore settentrionale dell'area amiatina.

Infine, sono stati prelevati 4 campioni di suolo nei siti minerari del Siele e di Abbadia S. Salvatore, in prossimità delle rispettive discariche (Tab. 7).

Tab. 7. Ubicazione dei siti di campionamento del suolo nelle aree minerarie di Abbadia San Salvatore e del Siele.

Sito	Zona	Easting	Northing
AM-DA1/SL	Abbadia S. Salvatore	717444	4752086
AM-DA2/SL	Abbadia S. Salvatore	717044	4752124
AM-DS1/SL	Siele	718249	4741130
AM-DS2/SL	Siele	717637	4740918

2.5. Trapianti lichenici

Per il posizionamento dei trapianti lichenici nell'area di studio è stata predisposta una griglia costituita da celle a geometria quadrata (unità di campionamento primarie) e con uno *spacing* di 1 km. All'interno di ogni cella è stato opportunamente selezionato un sito in cui collocare il trapianto lichenico (densità di 1 trapianto per km²). Negli immediati dintorni delle centrali geotermoelettriche la densità di campionamento è stata incrementata a 4 trapianti per km², posizionati all'interno di unità di campionamento secondarie (subcelle) con uno *spacing* di 0.5 km.

La griglia così costruita copre un areale di 82 km² nella zona di Piancastagnaio ed Abbadia San Salvatore, e di 49 km² in quella di Bagnore.

Il piano messo a punto ha previsto, inoltre, la collocazione di trapianti lichenici in zone dell'area amiatina non interessate da attività geotermica, nonché nella zona termale di Bagni S. Filippo.

Complessivamente sono stati trapiantati 142 campioni di lichene, la cui ubicazione è riportata in Tabella 8 ed illustrata in Figura 9 (in questa figura non ricadono i siti dei licheni trapiantati in zone non geotermiche).

Tab. 8. Ubicazione dei siti in cui sono stati posizionati i trapianti lichenici.

Sito	Easting	Northing	Sito	Easting	Northing
A1	716381	4753667	H1	706235	4745551
B1	716478	4752884	H2	707233	4745579
B2	717069	4752591	H3	708160	4745775
BSF/E	720730	4756682	H4	709179	4746066
BSF/N	720506	4756924	H5	710341	4745485
BSF/O	720413	4756695	H6	711117	4745468
BSF/S	720660	4756503	H7	712370	4745623
C3	717977	4751966	I1	705707	4744499
C5	719922	4751997	I2	706894	4744492
C6	721248	4751136	I3	708265	4744768
D1	706020	4749810	I4	708976	4744359
D2	707416	4749307	I5	710024	4744673
D3	708546	4749611	I6	711113	4744636
D4	708877	4749651	I7	711826	4744678
D5	710466	4749612	L1	706323	4743760
D6	711203	4749429	L2	706899	4743653
D7	711994	4749478	L3	708277	4744092
E1	706234	4748949	L4	709254	4743390
E2	707179	4748948	L5	710043	4743501
E3	708360	4749041	L6	711472	4743449
E4	709115	4748494	L7	711902	4743986
E5	710146	4748745	M1	717840	4750563
E6	710625	4748646	M2	718216	4750730
E7	712364	4749013	M3	719450	4750258
F1	706114	4747933	M4	720174	4750933
F2	706778	4747196	M5	721427	4750903
F3	708363	4747700	M6	722094	4750971
F5	710226	4747690	M7	723193	4750869
F6	710984	4747521	M8	724127	4750699
F7	712077	4747405	N2	718259	4749857

Tab. 8. ... continua.

Sito	Easting	Northing	Sito	Easting	Northing
FC3	714453	4753464	N3	719264	4749689
FC4	718582	4756545	N3 bis	719380	4750055
FC5	726126	4743887	N4	719761	4749921
FC6	730202	4745149	N5	721001	4750267
FC7	725664	4752033	N6	722247	4749936
G1	705847	4747016	N7	722877	4749479
G2	707069	4746505	N8	724351	4749416
G3	708320	4746847	O1	717581	4748292
G4/NE	709612	4746984	O2	717947	4748258
G4/NO	708370	4747423	O3	719197	4748784
G4/SE	709474	4746329	O4	720324	4748916
G4/SO	708635	4746219	O5/NE	721354	4748977
G5	710301	4746897	O5/SE	721209	4748619
G6	711340	4746587	O5/SO	720822	4748305
G7	712144	4746766	O6	721818	4748889
O7	723117	4748869	R3	719242	4745877
O8	724034	4749094	R4/NE	720651	4745836
P1	717042	4747626	R4/SO	719677	4745124
P2	717920	4747761	R5/NO	720849	4745963
P3	719608	4747160	R5/SE	721314	4745364
P4	720452	4748061	R6	722166	4745406
P4/SE	720353	4747498	R7	723132	4745188
P5	721166	4747930	R8	723805	4745458
P5/SO	720876	4747207	S2	718442	4744076
P6	722372	4747679	S3	718865	4744674
P7	722726	4747992	S4	720185	4744314
P8	724547	4747437	S5	721412	4745244
Q1	717261	4746481	S6	722357	4744487
Q2	718513	4746738	S7	722825	4744900
Q3	718889	4746270	S8	723887	4744888
Q4/NE	720512	4746837	T1/SE	717402	4743313
Q4/NO	720011	4746704	T1/SO	716907	4743647
Q4/SE	720619	4746306	T2	717979	4743434
Q5/NE	721190	4746924	T3	719245	4743481
Q5/NO	720888	4746871	T4	719776	4743808
Q5/SO	721040	4746250	T5	721859	4743498
Q6	722128	4746599	T6	722120	4743577
Q6	721767	4746281	T7	723237	4743873
Q7	723106	4746567	T8	724243	4743435
Q8	723700	4746475	AGIP	717645	4751644
R2	717712	4745318	Nuova Indeni	717877	4751388

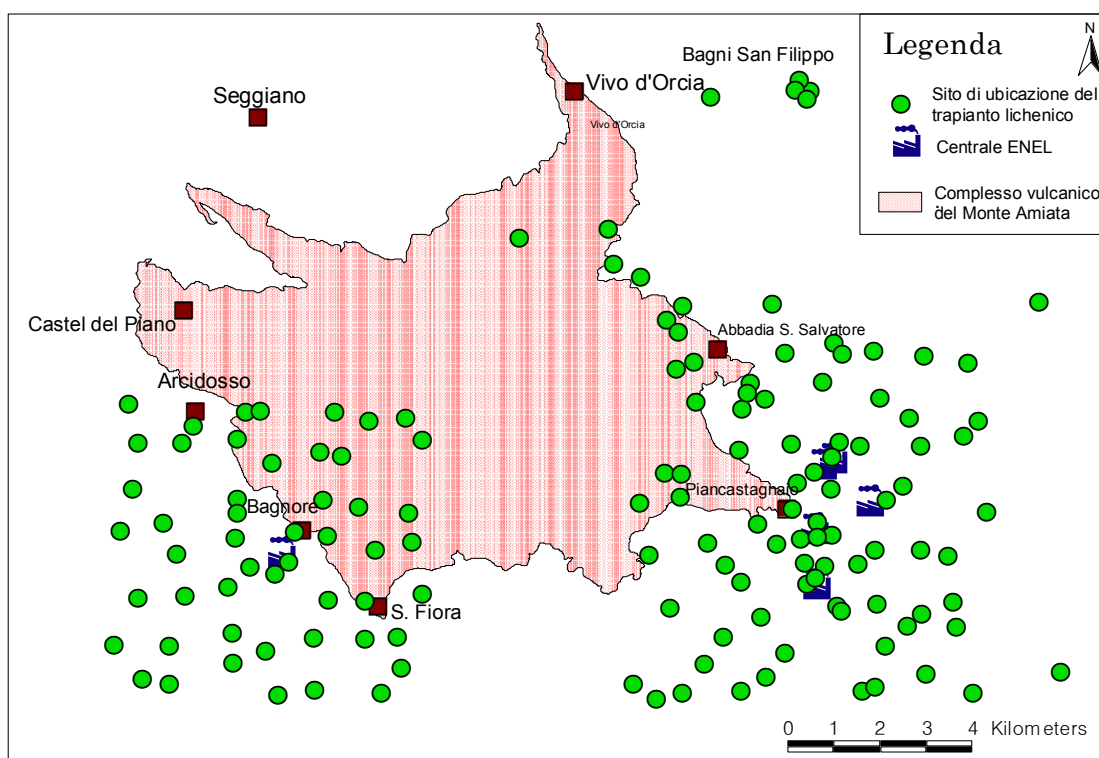


Fig. 9. Localizzazione dei siti in cui sono stati posizionati i trapianti lichenici.

2.6. Misure in aria della concentrazione di H₂S

I campionatori a diffusione per la misura delle concentrazioni in aria di H₂S sono stati collocati in alcuni dei siti in cui sono stati posizionati i trapianti lichenici (Tab. 9). Questi siti ricadono in celle disposte lungo le direzioni dei venti dominanti (SW e NE) e quelle ad esse perpendicolari (SE e NW), così come illustrato in Figura 10.

Inoltre, campionatori per H₂S sono stati ubicati nella zona termale di Bagni San Filippo (Fig. 10).

Come si può osservare la dislocazione sul territorio dei campionatori in oggetto riprende quella dei suoli, secondo transetti centrati sulle centrali geotermoelettriche di Bagnore e Piancastagnaio.

Tab. 9. Ubicazione dei siti in cui sono stati posizionati i campionatori per H₂S.

Sito <i>anno 2005</i>	Easting	Northing	Sito <i>anno 2008</i>	Easting	Northing
Q5/SO	721040	4746250	T7	723237	4743873
R5/NO	720849	4745963	R2	717712	4745318
R4/NE	720651	4745836	N8	724351	4749416
Q4/SE	720619	4746306	F3	708363	4747700
G4/II	709474	4746329	L7	711902	4743986
G4/I	709612	4746984	N6	722247	4749936
M3	719450	4750258	P6	722372	4747679
N1	717768	4749366	F5	710226	4747690
N3 bis	719380	4750055	E6	710625	4748646
N4	719761	4749921	I2	706894	4744492
O2	717947	4748258	L1	706323	4743760
O5/NE	721354	4748977	H3	708160	4745775
O5/NO	720756	4749161	D1	706020	4749810
O5/SO	720822	4748305	I6	711113	4744636
O5/SE	721209	4748619	D7	711994	4749478
P3	719608	4747160	H5	710341	4745485
P4	720452	4748061	E2	707179	4748948
Q5/NE	721190	4746924	O7	723117	4748869
R4/SO	719677	4745124	Q7	723106	4746567
R5/SE	721314	4745364	G4/NO	708370	4747423
R8	723805	4745458	G4/SO	708635	4746219
S1	717280	4744876	Q3	718889	4746270
S3	718865	4744674	BSF/N	720506	4756924
S6	722357	4744487	BSF/O	720413	4756695
T1/SE	717402	4743313	BSF/S	720660	4756503
T2	717979	4743434	BSF/E	720730	4756682

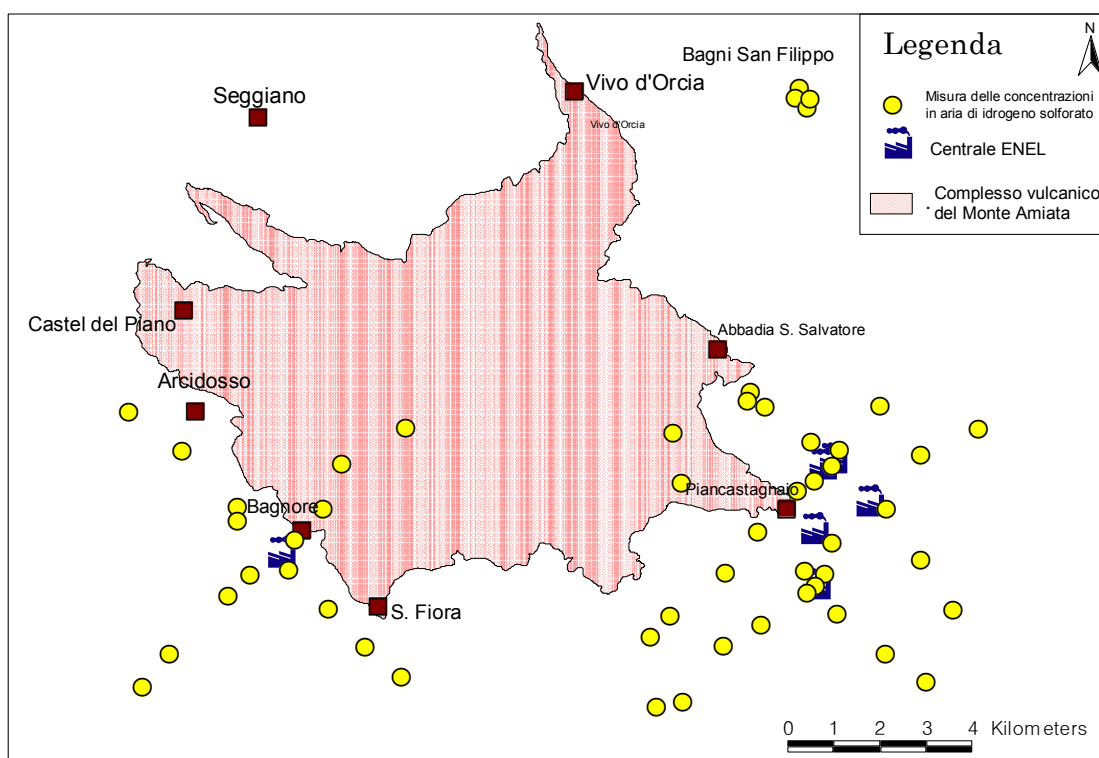


Fig. 10. Localizzazione dei siti in cui sono stati posizionati i campionatori per H₂S.

3. PROCEDURE E TECNICHE DI CAMPIONAMENTO

Tecniche e procedure con cui affrontare il campionamento delle matrici ambientali possono essere molteplici, con dirette ed importanti conseguenze sulla rappresentatività, significato e confrontabilità dei dati analitici ottenuti sui campioni prelevati.

Negli ultimi decenni, la comunità scientifica internazionale, attraverso la creazione di comitati e gruppi di lavoro, si è impegnata nel definire e codificare delle procedure standard sia per il campionamento delle matrici ambientali sia per il loro trattamento in laboratorio. Il lavoro effettuato ha portato alla stesura di protocolli di qualità, che se applicati con diligenza, consentono, da un lato, di prelevare campioni rappresentativi del fenomeno in studio e, dall'altro, di ottenere dati confrontabili con quelli prodotti nell'ambito di ricerche simili. Queste procedure, che riguardano fundamentalmente le matrici acqua, suolo e sedimenti fluviali ed alluvionali, sono il risultato del lavoro eseguito nell'ambito dei programmi IGCP (*International Geological Correlation Program*) 259 e 360 (Darnley, 1990; Darnley et al., 1995), e dal FOREGS (*FORum of the European Geological Surveys– Geochemistry Task Force*; Salminen et al., 1998).

Prima di entrare nel particolare delle tecniche e delle procedure adottate per il campionamento, è opportuno sottolineare che nell'ambito di questo lavoro sono state realizzate per ciascuna delle matrici studiate schede di campionamento *ad hoc*, in cui sono state inserite tutti i dati e le informazioni utili ai fini della ricerca. Pur nella diversa specificità, le schede di campionamento create mostrano una strutturazione di fondo molto simile per la presenza di parti comuni quali:

- ✓ identificativo (sigla) del sito di campionamento e del/i campioni prelevati, corredato dalla data del prelievo.
- ✓ localizzazione del sito di campionamento, mediante coordinate chilometriche (Easting e Northing) del punto di prelievo, definite attraverso strumenti di posizionamento satellitare (*GPS – Global Positioning System*); sono stati anche riportati il toponimo di riferimento, la quota del sito di prelievo, l'errore di misura delle coordinate chilometriche (EPE) ed il *datum*, ovvero l'ellissoide di riferimento utilizzato per la determinazione delle suddette coordinate.
- ✓ descrizione del sito di campionamento per quanto riguarda aspetti relativi a: morfologia, geologia, pedologia, uso del suolo, idrologia, etc....
- ✓ annotazioni delle misure effettuate *in situ* (per esempio temperatura, pH, elettroconducibilità, potenziale *redox* delle acque di falda e fluviali).

Di seguito si riportano, in sintesi, i protocolli adottati per il campionamento delle matrici di interesse per la presente ricerca. Per le acque naturali ed i suoli questi protocolli si rifanno, per buona parte, alle procedure proposte dal FOREGS (Salminen et al., 1998).

3.1. Fluidi geotermici

Le operazioni di campionamento dei fluidi geotermici sono state condotte da tecnici dell'ENEL in presenza di ricercatori dell'Unità Operativa di Geochimica Ambientale.

Il campionamento dei fluidi geotermici è stato effettuato a valle della separazione acqua-vapore che avviene nel separatore ciclonico in cui confluiscono i fluidi attraverso le tubazioni di adduzione. La componente liquida è stata spillata dal fondo del separatore ciclonico e raccolta previo raffreddamento. Il campionamento della condensa è stato effettuato lungo la condotta di alimentazione della centrale utilizzando un condensatore a serpentina.

Le aliquote di campione ed i fissaggi utilizzati sono riportati nella Tabella 10.

In situ è stata compilata la scheda di campionamento e sono stati misurati i seguenti parametri chimico-fisici: temperatura, pH, elettroconducibilità (EC) e potenziale *redox* (Eh).

Tab. 10. Aliquote e fissaggi adottati nel prelievo dei campioni di liquido e condensa dei fluidi geotermici.

Tipologia	Campione	Aliquota	Fissaggio	Contenitori
Liquido	Tal quale	500 mL	--	500 mL PE
	x NH ₄ ⁺	250 mL	+ H ₂ SO ₄ fino a pH 4	250 mL PE
	x Hg	75 mL	+ 2 mL H ₂ SO ₄ - 4mL KMnO ₄	matraccio vetro 100 mL
	x As/Sb	25 mL	+ 2 mL HNO ₃ / H ₂ O ₂	matraccio vetro 50 mL
	x metalli	250 mL	+ HNO ₃ fino a pH 2 (previa filtrazione 0.45 µm)	250 mL PE
Condensa	Tal quale	500 mL	--	500 mL PE
	x NH ₄ ⁺	250 mL	+ H ₂ SO ₄ fino a pH 4	250 mL PE
	x metalli	250 mL	+ HNO ₃ fino a pH 2 (previa filtrazione 0.45 µm)	250 mL PE

3.2. Acque di falda

Per la caratterizzazione chimica delle acque di falda, sono state prelevate 2 differenti tipologie di campione:

- un campione filtrato ed acidificato (F-A)
- un campione “tal quale”, non filtrato e non acidificato (NF-NA).

Per quanto riguarda il campione F-A, la filtrazione è stata eseguita a 0.45 µm, mentre l'acidificazione è stata effettuata aggiungendo 0.5% v:v di HNO₃ ultrapuro concentrato. Questo tipologia di campione è stata utilizzata per la determinazione delle concentrazioni degli elementi in traccia.

La filtrazione a 0.45 µm (più correttamente microfiltrazione) prevista dal protocollo di riferimento ha come scopo quello di separare il materiale presente in sospensione nelle acque (particolato) dalla frazione in soluzione. Si tratta, nella realtà, di un taglio convenzionale dal momento che il particolato in sospensione è presente in un “*continuum*” di dimensioni che va anche al di sotto degli 0.45 µm. Si può affermare che, nella realtà operativa, la filtrazione a 0.45 µm porta alla separazione del particolato in sospensione più grossolano. Nel campione microfiltrato rimane, insieme alla frazione realmente in soluzione (ioni e complessi ionici/molecolari), il particolato fine di natura colloidale. La

filtrazione a 0.45 μm è in realtà un compromesso tra la fattibilità dell'operazione in campagna (tagli inferiori renderebbero impossibile l'operazione manuale di filtrazione) e la significatività dell'informazione che si ottiene.

L'acidificazione, effettuata aggiungendo 0.5% di HNO_3 , porta il pH del campione intorno ad 1. Questa operazione consente di solubilizzare il materiale in sospensione ed impedisce fenomeni di precipitazione, nonché l'adesione o assorbimento di specie chimiche in soluzione alle pareti del contenitore.

Relativamente al campione "tal quale" (NF-NA), su di esso non è stato operato nessun tipo di trattamento. Questa tipologia di campione è stata utilizzata per la determinazione delle concentrazioni dei cationi maggiori (Ca, Mg, Na e K), di anioni maggiori e minori (Cl, SO_4 , NO_3 , Br, F) e dell'alcalinità totale.

In aggiunta, *in situ* sono stati misurati i seguenti parametri chimico-fisici: temperatura, pH, elettroconducibilità (EC) e potenziale redox (Eh).

Di seguito è descritto nel dettaglio il protocollo adottato per il prelievo dei campioni di acqua di falda e per le misure *in situ*.

- 1) Una volta raggiunto il sito di campionamento (sorgente o pozzo), l'ubicazione è stata riportata sulla base topografica mediante opportuna simbologia ed identificativo. Inoltre, tramite GPS sono state definite le coordinate chilometriche della stazione di prelievo.
- 2) A seguire, si è proceduto alla misura dei principali parametri chimico-fisici dell'acqua di falda. Per far ciò, indossati guanti di vinile sterili onde evitare una possibile contaminazione del campione, sono stati sciacquati 2 decantatori in polietilene da 1 L e riempiti con l'acqua oggetto del campionamento; quindi, dopo aver calibrato le strumentazioni preposte alle misurazioni *in situ* dei parametri chimico-fisici, si è proceduto alla determinazione di temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, elettroconducibilità (EC, in $\mu\text{S}/\text{cm}$) e potenziale redox (Eh, in mV), inserendo le sonde specifiche nei decantatori. Le misure di pH ed Eh sono state effettuate con il pH-metro Delta OHM mod. HD 8705, mentre temperatura ed elettroconducibilità sono state misurate con il conduttimetro Delta OHM mod. HD 8706.
- 3) Il prelievo del campione d'acqua di falda filtrata ed acidificata (F-A) è stato portato a termine nel seguente modo:
 - a) sono stati indossati guanti di vinile;
 - b) è stata sciacquata con l'acqua di falda una siringa sterile di polietilene da 60 mL e successivamente riempita;

- c) è stato avvitato alla punta della siringa un filtro da 0.45 μm costituito da una membrana di acetato di cellulosa incapsulata in una struttura di polietilene;
 - d) sono stati espulsi i primi 20 mL di acqua filtrata per pulire i pori del filtro;
 - e) si è provveduto a sciacquare con acqua filtrata un contenitore in polietilene ad alta densità (PE HD) da 100 mL, sul quale è stato posta la sigla del campione;
 - f) il contenitore è stato, quindi, riempito con acqua filtrata;
 - g) è stato aggiunto al campione lo 0.5% v:v di HNO_3 concentrato ultrapuro;
 - h) il campione è stato, quindi, chiuso ermeticamente (con tappo e controtappo) ed agitato energicamente.
- 4) Il prelievo del campione di acqua “tal quale” (NF-NA) è stato effettuato nel seguente modo:
- a) sono stati indossati guanti di vinile;
 - b) è stato sciacquato con l’acqua di falda un contenitore in polietilene da 250 mL precedentemente siglato;
 - c) è stato riempito il contenitore con l’acqua di falda, e chiuso ermeticamente con tappo e controtappo.

Contestualmente alle operazioni di prelievo e misura è stata compilata la relativa scheda di campionamento.

I campioni di acqua di falda (F-A e NF-NA), sia durante la fase di trasporto che in laboratorio, sono stati conservati alla temperatura di $+4^\circ\text{C}$ ed avviati, nel più breve tempo possibile alle successive operazioni analitiche (vedi dopo).

3.3. Acque fluviali

Il campionamento delle acque fluviali ha riguardato le acque di scorrimento (*running waters*); sono stati evitati prelievi in pozze di ristagno che, per loro natura, rappresentano dei microsistemi nei quali le concentrazioni iniziali degli elementi chimici in acqua possono essere modificate dai processi di evaporazione, precipitazione, *sorption*, etc. Nel prelievo dei campioni di acque fluviali sono state anche evitate le zone di turbolenza o di torbida ed i settori dell’asta fluviale ricchi in sostanza organica.

In ogni sito è stato preso un campione singolo d’acqua fluviale partendo dal presupposto che il sistema acquoso nel punto di campionamento al momento del prelievo è da considerarsi omogeneo.

Per le acque fluviali è stata prelevata la tipologia di campione filtrato ed acidificato (F-A), secondo la procedura descritta per le acque di falda. Sono stati, inoltre, misurati *in situ* i parametri chimico-fisici già descritti per le acque di falda.

3.4. Suoli

Il campionamento della matrice suolo ha riguardato la sua porzione superficiale, rappresentata dai primi 20 cm (*topsoil*).

La procedura adottata per il campionamento del suolo superficiale è stata la seguente.

- 1) Una volta raggiunto il sito prescelto per il prelievo del campione, evidenziato sulla base topografica da una opportuna simbologia e dal relativo identificativo, si è proceduto al campionamento tracciando sul terreno un quadrato di 20 cm di lato. In corrispondenza di questo quadrato, è stato effettuato il prelievo del campione fino ad una profondità di 20 cm. La raccolta del campione di suolo è avvenuta tramite l'utilizzo di una vanga o di martello e cazzuola. Con questa metodica, in ogni sito, sono stati raccolti 3 sub-campioni, ubicati in un raggio di circa 10 metri, in modo da ottenere un campione composito che potesse mediare la variabilità locale del suolo superficiale.
- 2) Il campione composito, di circa 3-4 kg di peso, ripulito dai resti vegetali e dai frammenti rocciosi più grossolani, è stato posto in una robusta busta di plastica opportunamente siglata.
- 3) Durante l'operazione di prelievo, si è preceduto alla compilazione della relativa scheda di campionamento.

3.5. Trapianti lichenici

I licheni trapiantati nell'area di studio provengono da una area incontaminata della provincia di Siena, situata nel comune di Sovicille, e nello specifico da una zona boschiva della Montagnola Senese. In questa zona sono stati raccolti rametti di *Prunus spinosa* su ognuno dei quali erano presenti uno o più talli di *Evernia prunastri*.

L'*E. prunastri* (Fig. 11) è un lichene fruticoso con lobi sempre appiattiti, fino a 5-6 mm di larghezza, reazione del tallo K⁺ giallo, con margini revoluti e con la faccia inferiore decisamente più chiara di quella superiore, spesso bianca; la faccia superiore presenta una superficie irregolare per la presenza di una rete di sottili creste, che possono dar luogo a sorali; questi ultimi, di forma circolare o ellittica, sono prima limitati ai margini dei lobi e alle creste, quindi diventano progressivamente diffusi su tutta la superficie delle lacinie. Esistono due varietà di *E. prunastri*: quella tipica ha il peculiare colore verde giallastro

delle *Ramalinae*¹, mentre la varietà *herinii* ha un colore grigio bluastrò, a causa della mancanza di acido usnico. Questo lichene, molto comune in Italia, vive principalmente su corteccia da neutra ad acida, in zone assolate dalla fascia planiziale a quella sub-alpina. È considerata una delle specie licheniche più adatte agli studi sul bioaccumulo di elementi in traccia mediante trapianto (Cercasov et al., 2002), largamente utilizzata anche in Italia (Loppi, 1999).



Fig. 11. *Evernia prunastri*.

La raccolta e la successiva manipolazione dei talli è avvenuta con adeguata delicatezza ed indossando guanti in lattice. Trasportati in laboratorio all'interno di buste di polietilene, i campioni sono stati acclimatati per 24 ore in una cella climatizzata alla temperatura di $15\pm 2^{\circ}\text{C}$, umidità relativa del $55\pm 5\%$ e fotoperiodo di 12 ore con flusso luminoso di circa $40\ \mu\text{mol m}^{-2}\ \text{s}^{-1}$ fotoni PAR.

All'interno di buste di polietilene i campioni sono stati, successivamente, trasportati nei siti di trapianto, dove i rametti sono stati legati con fascette di plastica a rami dell'albero selezionato (Fig. 12). I trapianti lichenici sono stati posizionati ad un'altezza di 2-3 metri dal suolo ed esposti per un periodo di quattro mesi (da metà febbraio a metà giugno del 2008). Dopo il recupero i campioni sono stati portati in laboratorio per le determinazioni analitiche.

¹ Si distingue dalle specie del genere *Ramalina* che non hanno simmetria dorsoventrale.



Fig. 12. Licheni trapiantati nell'area di studio.

3.6. Campionatori a diffusione per la misura delle concentrazioni in aria di H_2S

Per il posizionamento dei campionatori a diffusione per la misura delle concentrazioni in aria di H_2S , sono stati utilizzati specifici supporti posti all'interno di tubi di plastica di protezione, seguendo le linee guide dettate dal manuale della Radiello[®] (Fig. 13).



Fig. 13. Posizionamento di un campionatore per la misura della presenza di H_2S in aria.

4. PREPARAZIONE E TRATTAMENTO DEI CAMPIONI IN LABORATORIO

Di seguito sono descritte le tecniche e le procedure adottate per il trattamento in laboratorio dei campioni delle matrici studiate. I protocolli seguiti fanno riferimento a procedure standard finalizzate all'ottenimento di preparati idonei per le determinazioni analitiche.

4.1. Fluidi geotermici, acque di falda ed acque fluviali

In laboratorio, le varie tipologie di campione dei fluidi geotermici, delle acque di falda e fluviali sono state conservate in frigorifero alla temperatura di +4°C ed avviate il più velocemente possibile alla fase analitica.

Le aliquote “tal quale”, prelevate per la determinazione dei cationi maggiori, degli anioni maggiori e minori e l'alcalinità totale, sono state avviate alle procedure analitiche nell'arco di 24 ore dal momento del prelievo.

4.2. Suoli

In laboratorio, i campioni di suolo superficiale sono stati posti in bacinelle di plastica e fatti asciugare in una stanza acclimatata ad una temperatura costante di +20°C.

Una volta asciutti, i campioni sono stati setacciati manualmente a mezzo di un setaccio con maglia di 2 mm. Questa operazione ha consentito di raccogliere la frazione granulometrica fine del suolo (matrice) che è quella comunemente utilizzata per lo studio della geochimica dei suoli. La frazione superiore a 2 mm (scheletro) è stata stoccata in buste di plastica opportunamente siglate.

In questa fase di preparazione sono stati utilizzati setacci costituiti da una struttura in legno con una rete di nylon.

La frazione granulometrica passante (< 2 mm) è stata omogeneizzata attraverso il metodo della *quartatura*. In tale operazione si è proceduto ponendo il campione in un apposito contenitore in plastica e mescolando il materiale manualmente, attraverso utensili sempre in plastica, al fine di ottenere una prima omogeneizzazione dello stesso. A seguire è stata creata una “torta” di spessore uniforme, che è stata suddivisa in quattro parti (quadranti) di uguali dimensioni. Il materiale di due quarti opposti (secondo e quarto quadrante) è stato raccolto e conservato, mentre i due quarti rimanenti (primo e terzo quadrante) sono stati rimescolati e ridistribuiti in modo da creare una nuova “torta”. Queste

operazioni sono state ripetute fino all'ottenimento di quadranti del peso di circa 100 g. Uno dei quadranti (il primo per decisione iniziale) è stato, infine, prelevato ed avviato alle successive operazioni di trattamento.

L'aliquota di circa 100 g derivante dal metodo della *quartatura* è stata destinata alla successiva fase del trattamento consistente nella polverizzazione del campione tramite un polverizzatore meccanico. I campioni di suolo sono stati posti in una giara d'agata insieme a 4 biglie, aventi differenti dimensioni, dello stesso materiale. Il tutto, chiuso da un coperchio a tenuta, è stato bloccato su un apparato che consente alla giara di ruotare ad alta velocità.

La polverizzazione comporta un'ulteriore omogeneizzazione del campione e anche un aumento della superficie libera dei granuli per diminuzione delle dimensioni, aspetto importante per la successiva fase di solubilizzazione del campione.

La polvere così ottenuta è stata stoccata in contenitori di polietilene ed avviata al successivo trattamento in laboratorio chimico.

4.2.1. Separazione e caratterizzazione della frazione mineralogica pesante

Su 2 campioni di suolo ed un campione di polvere stradale è stata effettuata la separazione della frazione mineralogica pesante ($> 3.0 \text{ g/cm}^3$) utilizzando un separatore gravimetrico a corrente d'acqua realizzato presso il nostro laboratorio (Di Lella, 1997). Questa operazione è stata condotta su una aliquota di circa 100 g di campione con granulometria compresa tra 150 e 250 μm .

Il funzionamento del separatore ad acqua è collegato al diverso comportamento dei minerali in granuli (con dimensioni preferibilmente comprese tra 150 e 250 μm), in funzione della loro diversa densità, nel momento in cui sono investiti da un flusso d'acqua ascendente con pressione regolabile e quindi variabile.

I prelievi densimetrici, operati al separatore ad acqua, hanno permesso di ottenere, un arricchito dei minerali pesanti, con densità superiore a 3.0 g/cm^3 , presenti nel campione.

La frazione mineralogica pesante è stata studiata mediante osservazione allo stereomicroscopio WILD (mod. M10) sotto illuminazione a fibre ottiche. Nello studio per via ottica dei minerali in granuli sono stati utilizzati i criteri di riferimento proposti da Parfenoff et al. (1970), quali: caratteri morfologici dei cristalli, colore, lucentezza, trasparenza, tipo di fratturazione, presenza e caratteristiche di piani di sfaldatura, presenza di fenomeni di alterazione e di eventuali relazioni tessiturali tra due o più fasi mineralogiche. Questi elementi hanno consentito di effettuare una prima e fondamentale

caratterizzazione e distinzione dei minerali presenti negli arricchiti, con particolare attenzione rivolta al riconoscimento di cinabro e stibina.

4.3. Licheni

In laboratorio i campioni di lichene sono stati acclimatati per 24 ore in una cella climatizzata alla temperatura di $15\pm 2^\circ\text{C}$, umidità relativa del $55\pm 5\%$ e fotoperiodo di 12 ore con flusso luminoso di circa $40 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ fotoni PAR.

Dopo 24 ore i campioni sono stati lavati con un getto di acqua forzata e sciacquati con acqua ultrapura. Successivamente i licheni sono stati suddivisi in subcampioni che hanno subito i seguenti trattamenti. I subcampioni di lichene utilizzati per le analisi degli elementi in traccia e della clorofilla sono stati polverizzati con aggiunta di azoto liquido, mentre i campioni destinati alla valutazione delle integrità delle membrane non hanno subito nessun tipo di trattamento.

Prima di essere avviati alle varie procedure analitiche i subcampioni di lichene utilizzati per la determinazione degli elementi in traccia sono stati conservati ad una temperatura di -80°C , mentre quelli impiegati per la determinazione delle integrità delle membrane, analisi della clorofilla *a*, carotenoidi e firme spettrali sono stati conservati a -20°C .

5. TECNICHE DI SOLUBILIZZAZIONE

Per la determinazione per via umida, mediante spettrometria di massa accoppiata al plasma induttivo (ICP-MS) e spettrometria di emissione ottica accoppiata al plasma induttivo (ICP-OES), dei contenuti degli elementi chimici nei campioni di suolo e lichene, questi campioni sono stati solubilizzati (mineralizzazione) mediante attacco acido. Per le matrici interessate (suoli e licheni) sono state adottate le procedure di solubilizzazione di seguito descritte.

5.1. Suoli

La procedura di solubilizzazione adottata è consistita nel prelievo di un'aliquota pari a circa 0.25 g del preparato di suolo polverizzato (vedi paragrafo 4.2), al quale è stata aggiunta una miscela di reagenti ultrapuri costituita da: 2 mL di HNO_3 al 70%, 2 mL di HF al 60%, 1 mL di H_2O_2 al 30%.

L'attacco è stato eseguito in contenitori cilindrici di teflon, per circa 30 minuti, utilizzando il digestore a microonde ETHOS 900 della Milestone.

In ogni ciclo di mineralizzazione è stato solubilizzato, con le stesse modalità, anche uno standard analitico certificato di riferimento ed è stato creato un *blank*, costituito dai reagenti utilizzati per la solubilizzazione, allo scopo di quantificare l'influenza sulla concentrazione degli elementi chimici da parte delle bombe e/o dei reagenti. I preparati ottenuti sono stati filtrati e portati ad un volume di 100 mL con aggiunta di acqua ultrapura e, quindi, avviati alle determinazioni analitiche.

5.2. Licheni

La procedura impiegata per la solubilizzazione dei campioni di lichene è simile a quella appena descritta per i campioni di suolo. Le uniche differenze hanno riguardato il peso iniziale del campione ed i volumi dei reagenti utilizzati.

Ad una aliquota di circa 0.5 g del preparato del lichene polverizzato (vedi paragrafo 4.3) è stata aggiunta una miscela di reagenti ultrapuri costituita da: 6 mL di HNO₃ al 70%, 0.2 mL di HF al 60%, 1 mL di H₂O₂ al 30%. Le soluzioni ottenute sono state filtrate e portate ad un volume finale di 50 mL.

6. DETERMINAZIONI ANALITICHE

6.1. Fluidi geotermici ed acque di falda

Le specie chimiche dosate nei campioni di fluido geotermico (liquido e condensa) e di acqua di falda, e le relative tecniche analitiche impiegate sono di seguito riportate:

- Ca, Na, K, Mg mediante spettrofotometria di emissione ottica accoppiata al plasma induttivo (ICP-OES)
- Cl, SO₄, NO₃, PO₄, F, Br, NH₄ mediante cromatografia ionica
- alcalinità totale mediante titolazione colorimetrica
- B, As, Sb, Hg, Li, Se, Rb, Sr, Cs, Ba, Tl mediante spettrometria di massa accoppiata al plasma induttivo (ICP-MS).

Le analisi in ICP-OES (*Inductively Coupled Plasma – Optical Emission Spectrometry*) sono state effettuate utilizzando lo spettrofotometro OPTIMA 2000 DV della Perkin Elmer, mentre le determinazioni analitiche in ICP-MS (*Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometry*) per mezzo dello spettrometro Elan 6100 della Perkin Elmer-Sciex.

Le analisi in cromatografia ionica sono state condotte utilizzando il cromatografo Compact IC (*Ion Chromatography*), modello 761 della Metrohm.

La misura dell'alcalinità totale è stata effettuata secondo la procedura riportata nei "Metodi Analitici per le Acque" pubblicata nella serie editoriali "Manuali e Linee Guida" dell'APAT (APAT, 2003). Questo metodo si basa sull'aggiunta di una quantità nota di una soluzione 0.02 N di acido cloridrico e sull'osservazione del viraggio della soluzione ai due punti di equivalenza, in presenza di opportuni indicatori (fenolftaleina e verde di Bromocresolo-Rosso di Metile).

6.2. Acque fluviali

Le specie chimiche dosate nei campioni di acqua fluviale e relative tecniche analitiche sono state le seguenti:

- As, B, Hg, Sb mediante spettrometria di massa accoppiata al plasma induttivo (ICP-MS)
- S mediante spettrofotometria di emissione ottica accoppiata al plasma induttivo (ICP-OES).

6.3. Suoli

Gli elementi dosati nei campioni di suolo superficiale e le relative tecniche analitiche sono di seguito elencate:

- As, B, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Tl, U, Zn mediante spettrometria di massa accoppiata al plasma induttivo (ICP-MS)
- S dosato mediante spettrofotometria di emissione ottica accoppiata al plasma induttivo (ICP-OES).

6.4. Licheni

Sui campioni di lichene sono state determinati gli stessi elementi dosati per i suoli, utilizzando le medesime tecniche analitiche.

L'accuratezza analitica è stata stimata attraverso l'analisi dei seguenti standard certificati di riferimento, specifici per ciascuna matrice:

- fluidi geotermici, acque di falda ed acque fluviali
 - SRM 1643e - "Trace elements in water" del *National Institute of Standards and Technology*

- TM-DWS del *National Water Research Institute*
- 7G Anion Check del *QCD Analysts*
- PPREE dell'*United States Geological Survey*
- suoli
 - NCS DC77303/GBW 07411 (soil) del *China National Analysis Center*
 - NIST 2709 - San Joaquin Soil del *National Institute of Standards and Technology*
- licheni
 - IAEA-336 – “Trace and minor elements in lichen” dell'*International Atomic Energy Agency*.

La riproducibilità analitica è stata determinata sulla base di 5 analisi ripetute su ogni singolo campione.

Per tutte le specie chimiche dosate nelle suddette matrici l'errore nell'accuratezza e nella precisione analitica è risultato inferiore al 5%.

6.5. Analisi sui pigmenti fotosintetici e determinazione delle integrità strutturali

6.5.1. Pigmenti fotosintetici

E' stata pesata una quantità di 0.01 g di materiale lichenico polverizzato in azoto liquido, facendo attenzione a prelevare la parte distale dei talli analizzati in recipiente idoneo. Una volta pesato il materiale si è proceduto aggiungendo 0.5 mL di *DMF* (dimetil formamide) ed omogeneizzando con *Ultraturrax* fino a completa disgregazione e rottura delle cellule (120 secondi); l'omogenato è stato trasferito in provette e centrifugato a 13.000 *r.p.m.* in centrifuga da banco per 5 min. Nel trasferimento dell'omogenato alle provette *ependorf* è stata aggiunta un'ulteriore aliquota di *DMF* al recipiente di omogeneizzazione, al fine di raccogliere ogni piccolo residuo di materiale. A fine centrifugazione il sovrinatante è stato trasferito in una provetta *ependorf* da 3 mL, che è servita da raccolta del *pool* di sovrinatanti. Si è proceduto, quindi, con la ripetizione dell'aggiunta di 0.5 mL di *DMF* al *pellet* e sono state ripetute le operazioni di omogeneizzazione, centrifugazione e raccolta del sovrinatante nella provetta da 3 mL. Al fine di garantire l'estrazione completa dei pigmenti l'aggiunta di *DMF* è stata ripetuta per tre volte ottenendo un volume finale di 1.5 mL di solvente e comunque dopo aver appurato

che il sovrantante dell'ultima eluizione fosse incolore. Tutte le operazioni sono state eseguite in ghiaccio tritato ed in condizioni di riparo dalla luce per evitare la degradazione dei pigmenti. Il campione ottenuto è stato usato come tale per l'identificazione e la quantificazione per *RP-HPLC* dei pigmenti fotosintetici previa filtrazione su membrana da 0.45 µm.

Per l'analisi è stato utilizzato un *HPLC* Perkin-Elmer equipaggiato con pompa *Series 200* Perkin-Elmer, rivelatore *Series 200 Diode Array* Perkin-Elmer, *loop* dell'iniettore 20 µL, colonna Luna™ *Phenomenex* 5µ *C₁₈*, 150 4 mm. La scelta di una colonna *C₁₈* (fra tutte quelle a fase inversa) è dovuta alla sua ampia versatilità. I dati di uscita sono stati elaborati attraverso *Turbochrom Workstation* Perkin Elmer. La fase mobile era acqua/metanolo/acetone (solventi per *HPLC*), flusso 1 mL/min, temperatura 20°C, lunghezza d'onda 400 nm. Vista la necessità di una forte capacità separativa è stato utilizzato il seguente gradiente:

tempo (min)	flusso (mL/min)	% metanolo	% acqua	% acetone
0	1.00	75	25	0
4	1.00	75	25	0
5	1.00	100	0	0
11	1.00	80	0	20
20	1.00	65	0	35
30	1.00	75	25	0

Prima di iniziare le separazione è stato necessario equilibrare la colonna per 10 min al 75% di metanolo e al 25% di acqua. I dosaggi sono stati effettuati contro soluzioni standard, mantenendosi sempre nell'intervallo di linearità della curva di calibrazione. Ogni campione è stato analizzato in quintuplo. Il limite di quantificazione della procedura analitica è stato di 0.5 ng/g nel campione; la precisione è stata calcolata su 10 replicati omogenei ed è risultata, come coefficiente di variazione, di 8.5% a 10 ng/g p.s.; l'accuratezza è stata sottoposta a controllo, per ogni serie di determinazioni, mediante l'analisi del materiale certificato NIST-2383 (*Baby Food Composite*) del *U.S. Department of Commerce - National Institute of Standards and Technology* (Gaithersburg, MO, U.S.A.). Il recupero è stato sempre superiore al 90%.

6.5.2. Integrità delle membrane cellulari

Per ogni campione di lichene sono stati pesati 3 sottocampioni da 0.01 g, costituiti ognuno da un'unica lacinia. Prima della determinazione, i talli sono stati conservati per una notte in camera umida (UR 100%), per evitare la lisciviazione di soluti intracellulari che occorre quando un tallo disidratato è immerso in acqua. Il mattino seguente ogni sottocampione è stato immerso per 1 h in un *beaker* con 50 mL di acqua ultrapura. Durante l'immersione, i *beaker* sono stati chiusi con parafilm e posti in un agitatore magnetico. Con un conduttimetro è stata dunque misurata la conducibilità elettrica dell'acqua ($\mu\text{S}/\text{cm}$) prima e dopo l'immersione. Ogni sottocampione è stato poi essiccato in stufa ($105\text{ }^\circ\text{C}$ per 24 h) per determinare il suo peso secco. La differenza di conducibilità elettrica dell'acqua prima e dopo l'immersione, normalizzata sul peso secco ed espressa quindi in $\mu\text{S}/\text{cm mL}/\text{mg}$, è stata utilizzata come misura del danneggiamento delle membrane cellulari.

6.6. Analisi dell'idrogeno solforato (H_2S)

Il principio su cui si basa il campionatore a diffusione radiale è estremamente semplice, efficace ed efficiente. La cartuccia in polietilene microporoso è impregnata di acetato di zinco a cui si adsorbe l' H_2S atmosferico sotto forma di solfuro di zinco stabile fino a 6 mesi dopo l'esposizione. Il solfuro di zinco è recuperato tramite estrazione con acqua e reagisce con lo ione N,N-dimetil-p-fenilendiammonio, in ambiente fortemente acido ed in presenza di cloruro ferrico (ossidante), producendo blu di metilene il quale viene dosato in spettrofotometria nel visibile.

La portata di campionamento (Q_{298}) a 298.15 K ($25\text{ }^\circ\text{C}$) e $1,013\text{ }10^5\text{ Pa}$ è di $0,096 \pm 0,005\text{ ng}\cdot\text{ppb}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}$. La portata non varia con umidità relativa compresa nell'intervallo 10-90% e con una velocità dell'aria compresa nell'intervallo 0.1-10 m/s, mentre varia con la temperatura secondo la seguente equazione:

$$Q_k = 0,096 \cdot \left(\frac{K}{298,15} \right)^{3,8}$$

dove Q_k è la portata di campionamento alla temperatura espressa in K nell'intervallo 268.15-313.15 K (-5 - $40\text{ }^\circ\text{C}$). È evidente che, come vedremo dalla formula di calcolo della concentrazione, Q_k deve essere calcolata misurando la temperatura media del periodo di esposizione in campo.

Una volta ricavata la portata di campionamento dall'equazione precedente, la concentrazione C in ppb si ricava dalla seguente equazione:

$$C = \frac{m}{Q_k \cdot t} \cdot 10^3$$

dove m è la massa di ione solfuro in μg trovata nella cartuccia del diffusore e t è il tempo di esposizione espresso in minuti.

Relativamente all'esposizione, il campionatore a diffusione radiale può essere esposto per un periodo di tempo compreso tra 1 h a 15 giorni ed è lineare in un intervallo compreso tra $2 \cdot 10^3$ e $5 \cdot 10^7$ ppb min di H_2S .

Per quanto riguarda il limite di rivelabilità esso è di 1 ppb per esposizioni di 24 h e di 30 ppb per esposizioni di 1h; l'incertezza a 2σ è dell'8.7% nell'intero intervallo di esposizioni consentito.

I reattivi per le analisi sono:

1. *acido solforico*: si aggiungono cautamente 25 mL di acido solforico (H_2SO_4) concentrato a 10 mL di acqua bidistillata e si lasciano raffreddare;
2. *ammina*: si sciolgono 6.75 g di N,N-dimetil-p-fenilendiammonio ossalato nell'intera soluzione di acido solforico dopodiché si diluisce a 1 L con acido solforico concentrato-acqua 1:1, avendo cura di conservare la soluzione in una bottiglia di vetro scura ben tappata (la soluzione è stabile per almeno quattro settimane);
3. *cloruro ferrico*: si sciolgono 100 g di cloruro ferrico esaidrato ($\text{FeCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$) in 40 mL di acqua;
4. *cloruro ferrico-ammina*: si aggiungono 10 mL di cloruro ferrico a 50 mL di ammina; la soluzione deve essere preparata fresca di volta in volta;
5. *acido solforico di diluizione*: si aggiungono cautamente 40 mL di acido solforico concentrato a 900 mL di acqua bi distillata e, dopo raffreddamento, si porta il volume a 1000 mL.

Relativamente al processo, dopo aver versato 10 mL nella provetta contenente la cartuccia, la stessa è agitata energicamente con un vortex; sono, quindi, aggiunti 0,5 mL di cloruro ferrico-ammina tappando immediatamente ed agitando la provetta affinché si ottenga una soluzione omogenea. Dopo 30 min e dopo nuova agitazione può avvenire la lettura. La colorazione è stabile per molte settimane, ma al presente lavoro è stata effettuata immediatamente dopo i 30 minuti.

Si è proceduto, infine, alla lettura dell'assorbanza (in triplo per ogni campione, %C.V. sempre <1) a 665 nm, contro acqua bidistillata, utilizzando uno spettrofotometro UV-visibile *Agilent mod. 8453E*. Ai valori di assorbanza ottenuti sono stati sottratti i valori

medi di assorbanza ottenuti trattando, come sopra descritto, tre cartucce *vergini* dello stesso lotto (sottrazione del *blank*), avendo cura di misurare l'assorbanza allo stesso rapporto di diluizione usato per le cartucce esposte.

I dosaggi erano effettuati contro soluzioni standard di solfuro di sodio (Na_2S , soluzione madre *cod. 171* della Radiello), mantenendosi sempre nell'intervallo di linearità della curva di calibrazione. L'assorbanza è risultata lineare fino a $1,2 \cdot 10^{-3}$ unità; i campioni che presentavano valori di assorbanza superiori sono stati diluiti con l'acido solforico di diluizione.

BIBLIOGRAFIA

- APAT, (2003): Metodi Analitici per le Acque. Volume I, manuali e linee guida, 29/2003.
- Cercasov V., Pantelica A., Salagean M., Caniglia G., Scarlat A., (2002): Comparative study of the suitability of three lichen species to trace-element air monitoring. *Environ. Pollut.*, 119, 129-133.
- C.R.A. (2003): Manuale Radiello[®]. Centro di Ricerche Ambientali, Fondazione Salvatore Maugeri, Clinica del Lavoro e della Riabilitazione, I.R.C.C.S, Padova Ed., 02/2003.
- Darnley A.G., (1990): International Geochemical Mapping: A new global project. *Journ. Geoch. Exp.*, 39, 1-13.
- Darnley A.G., Bjorklund A., Bolviken B., Gustavsson N., Koval P.V., Plant J.A., Steenfelt A., Tauchid M., Xie Xuejing, Garrett R.G., Hall G.E.M., (1995): A global geochemical database for environmental and resource management. *Earth Sciences*, Unesco Publishing, 19, 122 pp.
- Di Lella L.A., (1997): Studio geochimico-mineralogico dei sedimenti fluviali nel comprensorio amiatino tra i bacini del torrente Pagliola e del torrente Siele. Tesi di laurea in Sci. Geol., Università di Siena.
- Loppi S., (1999): Licheni come bioaccumulatori di elementi in traccia: stato dell'arte in Italia. In: Piccin C. & Salvati S. (Eds). In: Atti del workshop Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale. Roma, 26-27 Novembre 1998. ANPA, Roma, Italia, pp. 267-277.
- Parfenoff A., Pomerol C., Tourenq J., (1970): Les minéraux en grain, méthodes d'étude et détermination, 339-575
- Salminen R., Tarvainen T., Demetriades A., Duris M., Fordyce F.M., Gregorauskiene V., Kahelin H., Kivisilla J., Klaver J., Klein G., Larson J.O., Lis J., Locutura J., Marsina K., Mjartanova H., Mouvet C., O'Connor P., Odor L., Ottonello G., Paukola T., Plant J.A., Reimann C., Schermann O., Siewers U., Steenfelt A., Van der Sluys J., De Vivo B., Williams L., (1998): FOREGS Geochemical Mapping Field Manual. Geological Survey of Finland, Guide 47, 42 pp.

B. GEOCHIMICA DEI FLUIDI GEOTERMICI E DELLE ACQUE DI FALDA DELL'AREA AMIATINA

1. INTRODUZIONE

Tra i quesiti cui il nostro *team* di ricerca è stato chiamato a fornire una risposta, chiara ed argomentata, vi è quello di valutare la eventuale esistenza di una interferenza dei fluidi geotermici con le acque della falda idropotabile.

La presunta interferenza di fluidi geotermici è, peraltro, una questione che è stata sollevata e messa in collegamento a supposte variazioni della geochimica delle acque di falda e, specificamente, a variazioni della concentrazione di elementi in traccia quali Arsenico e Boro.

Sul piano puramente teorico, ove si realizzasse una significativa interferenza di fluidi geotermici con le acque di una falda idrica non vi è dubbio che, nella generalità dei casi, si verrebbero ad avere fenomeni di contaminazione facilmente rilevabili a causa delle inevitabili variazioni dei caratteri chimico-fisici originari e della qualità complessiva delle acque di falda interessate. Peraltro, fenomeni di questo tipo sono stati segnalati in varie parti del mondo (Glover e Stewart, 1996; Skalbeck et al., 2002; Guo et al., 2007), e sono certamente possibili laddove l'acquifero freatico ed il sistema geotermico, in assenza di una barriera geologica continua (*aquiclude*) in grado di assicurare una efficace separazione, sono di fatto dal punto di vista idrogeologico intercomunicanti.

In ciò che segue si procederà ad una analisi di dettaglio delle caratteristiche geochimiche dei fluidi geotermici e delle acque dell'acquifero idropotabile, con l'intento specifico di far emergere la eventuale esistenza di fenomeni di *mixing* delle acque di falda con detti fluidi geotermici e quindi la sussistenza di fenomeni di contaminazione.

2. GENERALITÀ SULL'AREA DI STUDIO

Rinviando per un maggiore dettaglio al capitolo in cui si è specificamente trattato della stratigrafia e della tettonica dell'area di studio, si richiamano qui di seguito alcuni tratti fondamentali della geologia del bacino geotermico in quanto riferimento essenziale per lo sviluppo della discussione che ci apprestiamo ad affrontare.

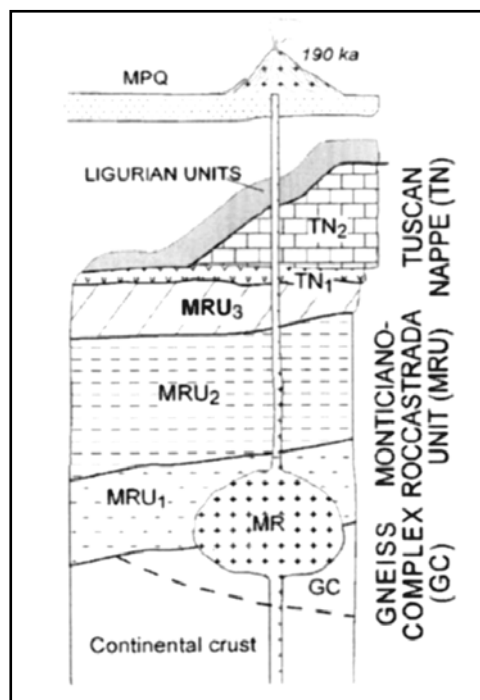


Fig. 1. Schema stratigrafico e tettonico dell'area del Monte Amiata (da Brogi et al. 2005).

Nella Figura 1 è riportata una utile rappresentazione schematica che fornisce una visione sintetica dei lineamenti tettonico-stratigrafici della zona del Monte Amiata, così come ricavabili dai dati di campagna, dai sondaggi effettuati nell'area e dai dati geofisici della *sismica a riflessione* (Batini et al., 2003; Brogi et al., 2005). Procedendo dal basso verso l'alto sono riconosciuti dagli studiosi tre complessi dei terreni più antichi. Con la sigla GC (Complesso degli Gneiss) sono indicate le metamorfite di alto grado che costituiscono le rocce più profonde del basamento noto. Con MR è indicato il corpo magmatico che ha alimentato il vulcano amiatino. La sigla MRU (Unità di Monticiano–Roccastrada) individua in successione il Gruppo dei Micascisti Paleozoici (MRU₁), il Gruppo delle Filladi e Quarziti (MRU₂) ed il Gruppo di terreni mesozoici e paleozoici costituiti da calcari, dolomie, arenarie e filladi (MRU₃). I soprastanti terreni della Falda Toscana (TN) comprendono le evaporiti del Trias (TN₁) e la successione delle formazioni che vanno dal Trias superiore (Retico) al Miocene inferiore, a loro volta sormontati dalle Liguridi. I sedimenti mio-pliocenici e quaternari (MPQ) chiudono la successione; su questi ultimi terreni poggiano direttamente le vulcaniti (0.3-0.2 MA; Ferrari et al., 1996).

Quest'area, che è parte dell'Appennino settentrionale, è stata interessata, a partire dal Miocene inferiore-medio, da una tettonica distensiva post-collisionale (Carmignani et al., 1994). Quest'ultima è stata a sua volta accompagnata dal magmatismo plio-quaternario che ha visto la messa in posto di magmi derivanti dal *mixing* di prodotti ignei originatisi sia nella crosta che nel mantello (Serri et al., 1993).

Il magmatismo recente e l'elevato flusso di calore che lo accompagna sono spesso sottolineati dall'esistenza di *sistemi idrotermali* a questi collegati. E' esattamente questo il caso della Toscana meridionale (vedi Fig. 2), dei campi geotermici che si hanno nelle aree di Larderello, Travale-Radicondoli e Monte Amiata e, più in generale, dell'attività termale diffusa in tutta quest'area (Duchi et al., 1987; Minissale e Duchi, 1988; Minissale, 1991; Frondini, 2008).

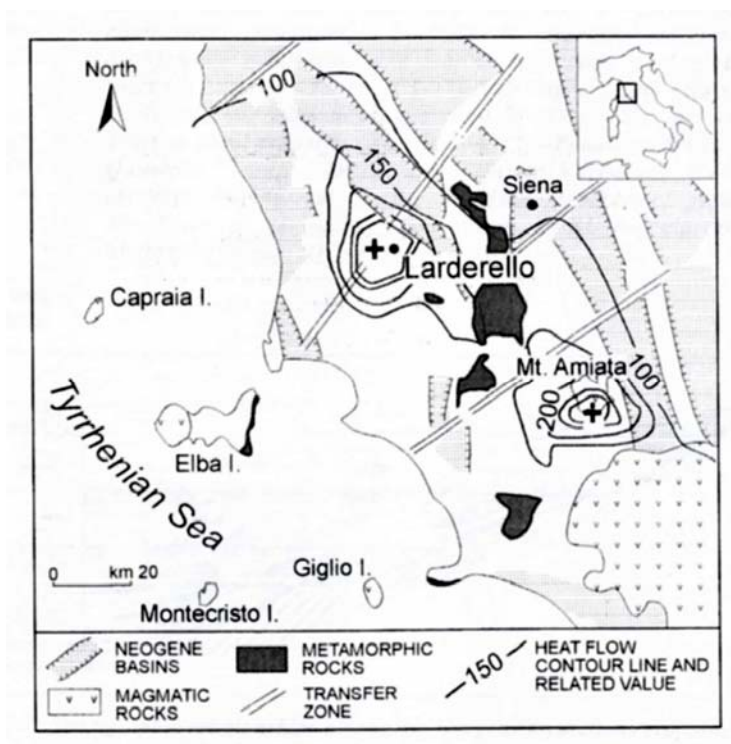


Fig. 2. Mappa schematica della Toscana meridionale mostrante il flusso regionale di calore come indicato dalle isoanomale con equidistanza di 50 mW/m (da Batini et al., 2003).

Come mostrato in Figura 2, e testimoniato dalle numerose manifestazioni termali presenti in tutta questa area, la Toscana meridionale è sede di un acquifero geotermico regionale molto vasto. Laddove le condizioni favorevoli di permeabilità hanno consentito l'instaurarsi di circolazioni convettive, tipiche dei sistemi geotermici, si sono create le condizioni per lo sfruttamento industriale dei campi di vapore come a Bagnore e Piancastagnaio.

Al di sotto dell'apparato vulcanico amiatino, che contiene un imponente acquifero idropotabile, esistono due diversi *serbatoi geotermici*, sfruttati per la produzione di corrente elettrica dall'ENEL, e posti a differenti profondità (Bertini et al., 1995). Quello più superficiale è ubicato in corrispondenza dell'orizzonte formato dalle evaporiti triassiche e le soprastanti formazioni carbonatiche di età giurassica. Il serbatoio geotermico profondo insiste,

invece, entro le formazioni metamorfiche tettonizzate ad una profondità che va dai 2000 ai 4500 metri circa.

Il serbatoio geotermico più superficiale è sormontato dalle Liguridi e dai sedimenti marini mio-pliocenici che vengono a costituire una barriera impermeabile, spesso varie centinaia di metri, che si interpone tra il serbatoio stesso e l'acquifero idropotabile cui attinge l'Acquedotto del Fiora per la distribuzione ad un vasta utenza all'intorno.

L'acquifero idropotabile è ospitato nelle rocce del complesso vulcanico che affiora su di una superficie di circa 80 km². Si tratta di un acquifero a *pelo libero*, alimentato dalla infiltrazione delle acque meteoriche, che vede la sua base delimitata dall'andamento di uno spesso strato impermeabile essenzialmente costituito dalle unità alloctone del gruppo Alberese-Pietraforte (Calamai et al., 1970). L'acquifero da luogo a numerose sorgenti perenni di cui le maggiori insistono nel settore nord-occidentale (Casteldelpiano-Arcidosso), nel settore sud-orientale (Piancastagnaio) ed in quello sud-occidentale (Santa Fiora).

3. LA GEOCHIMICA DEI FLUIDI GEOTERMICI

3.1. Generalità

Si ritiene opportuno, nel momento in cui ci si accinge a discutere la geochimica dei fluidi geotermici, richiamare brevemente i fondamentali della loro natura e quale ruolo essi abbiano avuto nella storia geologica ed economica dell'Amiata.

I fluidi caldi che circolano nella crosta, sia che si tratti di fluidi acquosi di origine magmatica, metamorfica, connata oppure legati ad acque meteoriche, riscaldate dal gradiente termico creato da un corpo intrusivo, prendono il nome di "*soluzioni idrotermali*". Soluzioni idrotermali in quanto questi fluidi acquosi sono portatori di un carico di soluti (sostanze disciolte) molto variabile in quanto alle concentrazioni in gioco, ma solitamente rilevante nel panorama delle acque naturali. Queste soluzioni idrotermali entrando in contatto con le rocce entro cui circolano danno luogo a reazioni chimiche di scambio e sono soggette nel tempo ad un progressivo raffreddamento. Il combinato disposto di questi fenomeni produce solitamente la deposizione di fasi solide dalla soluzione idrotermale, cosa che ha come effetto il progressivo riempimento delle fratture fino alla completa chiusura delle vie di ascesa (le soluzioni idrotermali sostenute dalla pressione a terga ascendono infatti verso la superficie). Il meccanismo ora illustrato sta alla base della formazione di importanti corpi geologici, economicamente sfruttabili, noti come "*giacimenti minerari*". Occorre anche aggiungere che l'impronta delle soluzioni idrotermali (cioè le inevitabili modificazioni geochimiche e

mineralogiche indotte da questi fluidi nelle rocce con cui vengono in contatto) è, dal punto di vista della estensione, molto più ampia del corpo minerario in senso stretto.

A seguito dell'intrusione che ha alimentato la formazione dell'apparato vulcanico, i fluidi idrotermali (consanguinei degli attuali fluidi geotermici) portatori di sostanze quali Hg, Sb ed As, hanno nel tempo formato le grandi concentrazioni metallifere ad Hg (Sb-As) che hanno fortemente segnato, in un recente passato, l'economia della regione amiatina (Riccobono, 1993).

Nel commento che segue ai numerosi dati geochimici raccolti sui fluidi geotermici e sulle acque di falda dell'area amiatina, ci si limiterà a prendere in considerazione solo gli aspetti che hanno una effettiva rilevanza ai fini dei quesiti posti dalla committenza. Ciò, evidentemente, per le ovvie esigenze di chiarezza e concisione che il caso richiede.

3.2. La geochimica dei fluidi geotermici campionati nell'area amiatina

Nelle Figure 3a e 3b è schematicamente rappresentata l'ubicazione dei punti di prelievo dei fluidi geotermici dal boccapozzo dei pozzi di alimentazione delle centrali geotermiche (l'esatta l'ubicazione dei pozzi è riportata nella Tabella 1 del Capitolo "Materiali e metodi").

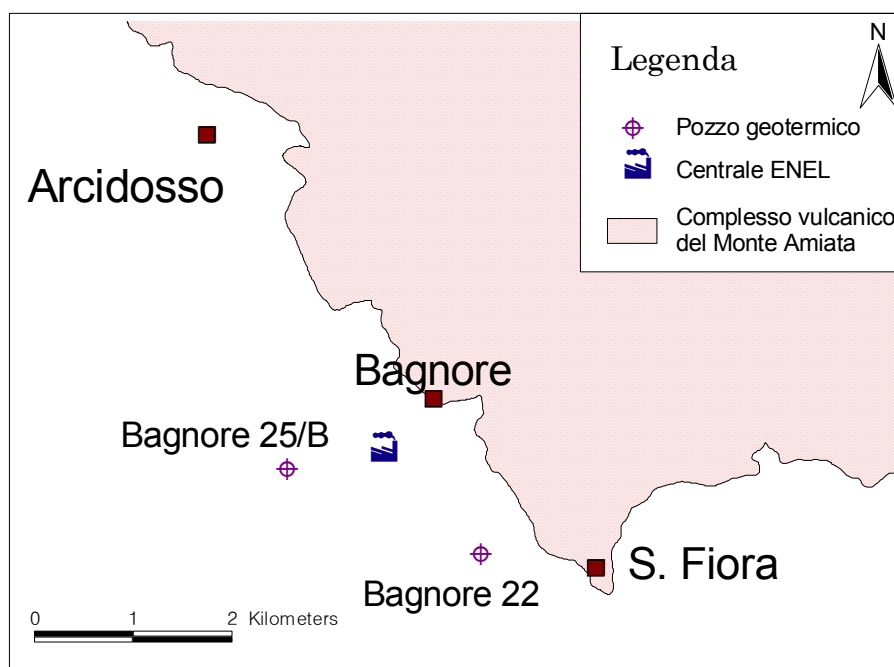


Fig. 3a. Ubicazione dei pozzi di alimentazione della centrale di Bagnore.

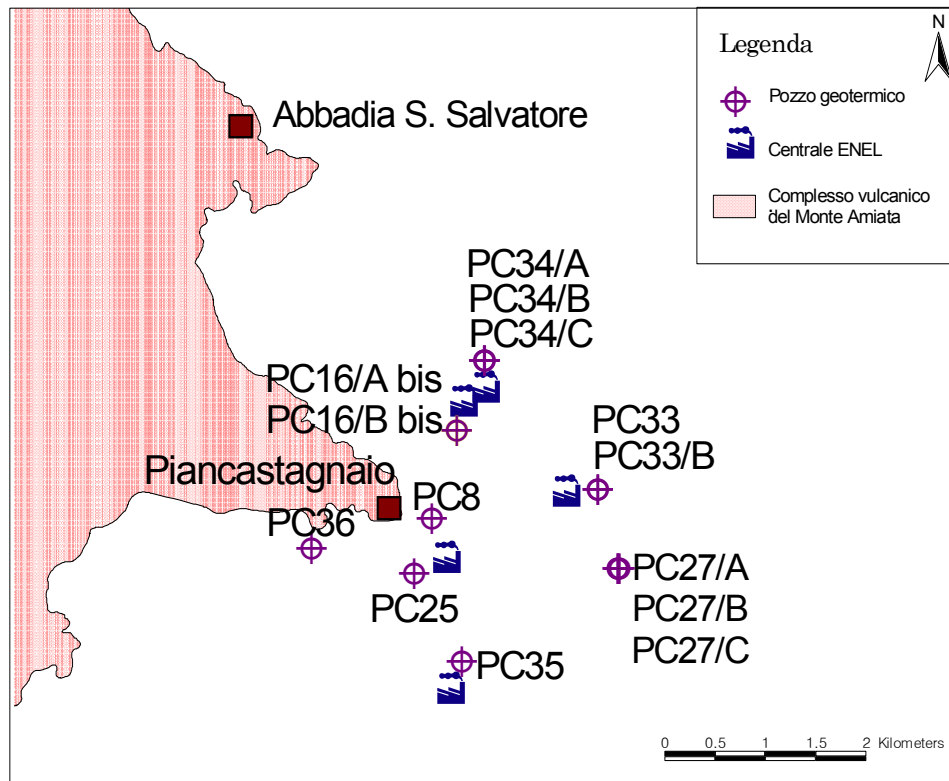


Fig. 3b. Ubicazione dei pozzi di alimentazione delle centrali PC2, PC3, PC4 e PC5 nell'area di Piancastagnaio.

Le tabelle nel seguito riportate forniscono per i fluidi geotermici i valori dei parametri chimico-fisici rilevati (T, pH, Eh ed EC) e le concentrazioni degli analiti determinati sia nella condensa (Tabb. 1a, 1a₁ e 1a₂) che nel liquido (Tabb. 1b, 1b₁ e 1b₂).

I dati composizionali misurati nei fluidi geotermici, prelevati ed analizzati secondo le procedure e modalità illustrate nel precedente capitolo, sono stati organizzati per gruppi e riportati in apposite tabelle che mantenendo la medesima sigla si differenziano per il numero progressivo posto a pedice. Poiché, come altrove ricordato, si è in presenza di un fluido *bifase* sono stati campionati ed analizzati, separatamente, sia la fase vapore sia il liquido trascinato. Le tabelle con sigla 1a ed 1b riportano, rispettivamente, le risultanze analitiche relative alla fase vapore e alla fase liquida trascinata.

Tab. 1a. Valore dei parametri chimico-fisici misurati nella condensa dei fluidi geotermici.

Campione	T (°C)	pH	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Eh (mV)
Bagnore 22	21.6	8.0	8910	-337
Bagnore 25/B	19.3	7.2	8130	-268
PC8	12.1	6.7	4230	-196
PC16/A bis	18.6	6.8	4000	-290
PC16/B bis	23.8	6.8	3240	-219
PC25	9.4	6.8	4340	-230
PC27A	18.2	6.9	4780	-228
PC27B	21.8	7.0	6130	-206
PC27C	18.6	7.0	6230	-228
PC33	18.8	6.7	3150	-228
PC33A	16.9	6.7	3620	-201
PC34A	21.6	6.5	3980	-277
PC34B	17.8	6.6	2870	-181
PC34C	18.3	6.5	2760	-176
PC35	17.2	6.8	5010	-226
PC36	14.1	7.0	6180	-290

Tab. 1a₁. Concentrazione di B, Ca, Mg, Na, K, NH₄, Cl, SO₄, Br, F, NO₃, PO₄ ed alcalinità nella condensa dei fluidi geotermici.

Campione	B (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)	NH₄ (mg/L)	Cl (mg/L)	SO₄ (mg/L)	Br (mg/L)	F (mg/L)	NO₃ (mg/L)	PO₄ (mg/L)	Alcalinità (meq/L HCl)
Bagnore 22	17.54	<0.001	<0.001	0.148	0.037	1010.12	0.41	74.19	<0.01	<0.01	2.60	<0.01	88.90
Bagnore 25/B	11.60	0.010	<0.001	0.117	0.028	1721.65	0.08	1.98	<0.01	<0.01	2.61	<0.01	97.65
PC8	30.41	<0.001	<0.001	0.065	0.009	862.86	0.49	9.47	<0.01	0.01	1.63	<0.01	50.40
PC16/A bis	18.63	0.002	<0.001	0.023	0.024	848.05	0.54	5.67	<0.01	<0.01	1.59	<0.01	46.20
PC16/B bis	47.79	<0.001	<0.001	0.011	0.012	605.63	1.41	5.31	<0.01	<0.01	1.63	<0.01	33.95
PC25	26.20	0.007	<0.001	0.004	<0.001	1163.81	0.15	6.73	<0.01	0.03	1.93	<0.01	63.35
PC27A	68.08	<0.001	<0.001	0.008	0.013	964.43	0.26	5.49	<0.01	0.05	2.06	<0.01	57.75
PC27B	43.11	<0.001	<0.001	0.005	<0.001	1235.63	0.91	7.19	<0.01	0.20	2.68	<0.01	35.35
PC27C	112.44	<0.001	<0.001	<0.001	0.006	1349.31	0.08	3.90	<0.01	0.04	2.63	<0.01	75.25
PC33	68.87	<0.001	<0.001	0.010	0.005	683.06	0.35	5.57	<0.01	0.02	1.31	<0.01	36.75
PC33A	105.89	<0.001	<0.001	0.073	0.027	770.36	0.34	5.67	<0.01	0.05	2.02	<0.01	44.45
PC34A	18.96	<0.001	<0.001	0.011	<0.001	760.63	0.32	13.03	<0.01	<0.01	1.90	<0.01	41.72
PC34B	24.93	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	471.86	0.35	9.87	<0.01	0.05	1.60	<0.01	38.50
PC34C	23.55	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	480.01	0.22	13.90	<0.01	<0.01	1.36	<0.01	34.30
PC35	46.63	<0.001	<0.001	0.009	0.010	719.25	0.18	3.33	<0.01	<0.01	2.47	<0.01	56.00
PC36	24.28	<0.001	<0.001	0.023	<0.001	1207.55	0.11	2.06	<0.01	<0.01	2.60	<0.01	66.85

Tab. 1a₂. Concentrazione di Li, Se, Rb, Sr, Cs, Ba, Tl, As, Sb e Hg nella condensa dei fluidi geotermici.

Campione	Li	Se	Rb	Sr	Cs	Ba	Tl	As	Sb	Hg
	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)
Bagnore 22	3.40	1.63	0.153	0.697	0.02	2.94	<0.001	1.88	0.20	0.18
Bagnore 25/B	2.72	3.40	0.104	1.182	0.04	4.21	0.009	2.48	0.24	0.11
PC8	3.99	2.30	0.054	0.426	0.02	0.82	<0.001	2.56	0.22	0.03
PC16/A bis	3.40	2.55	0.073	0.870	0.01	0.97	0.001	2.56	0.17	0.13
PC16/B bis	4.06	3.10	0.071	1.283	0.01	1.32	0.002	1.69	0.12	0.10
PC25	10.02	1.91	0.895	1.111	0.51	4.51	0.002	4.88	0.15	0.03
PC27A	4.41	1.82	0.043	0.231	<0.001	0.61	0.003	1.70	0.16	0.04
PC27B	4.66	<0.1	0.033	0.279	0.01	0.90	0.007	3.45	0.17	0.05
PC27C	5.36	1.40	0.038	0.350	0.01	1.37	0.001	2.40	0.13	0.05
PC33	5.08	1.32	0.052	0.780	<0.001	2.03	<0.001	2.19	0.14	0.10
PC33A	6.26	<0.1	0.100	<0.001	0.04	4.08	<0.001	3.76	0.15	0.07
PC34A	4.20	0.71	0.042	0.249	0.01	1.01	<0.001	1.62	0.15	0.14
PC34B	3.63	<0.1	0.038	0.287	0.01	2.92	<0.01	2.07	0.11	0.10
PC34C	3.15	<0.1	0.043	0.157	0.01	0.64	0.003	1.45	0.11	0.10
PC35	3.31	<0.1	0.012	0.335	<0.001	1.95	<0.001	2.15	0.15	0.12
PC36	3.02	1.78	0.083	1.421	0.02	3.70	0.006	1.23	0.07	0.23

Tab. 1b. Valore dei parametri chimico-fisici misurati nel liquido dei fluidi geotermici.

Campione	T <i>(°C)</i>	pH	EC <i>($\mu S/cm$)</i>	Eh <i>(mV)</i>
Bagnore 22	23.4	8.6	4660	-162
Bagnore 25	32.7	8.6	5390	-187
PC 16/A bis	26.1	7.5	5230	-159
PC 16/B bis	27.2	6.7	9770	-218
PC 27A	27.2	6.9	2840	-73
PC 27B	20.8	7.0	5780	-86.4
PC 27C	22.9	6.1	5160	44
PC33	26.3	6.4	7700	-156
PC33A	28.6	6.3	11510	23
PC34A	37.0	7.9	5780	-177
PC34B	23.9	6.9	8350	-124
PC34C	25.6	6.9	7940	122
PC35	16.0	7.3	4530	10
PC36	16.1	7.9	4290	**

Tab. 1*b*₁. Concentrazione di B, Ca, Mg, Na, K, NH₄, Cl, SO₄, Br, F, NO₃, PO₄ ed alcalinità nel liquido dei fluidi geotermici.

Campione	B <i>(mg/L)</i>	Ca <i>(mg/L)</i>	Mg <i>(mg/L)</i>	Na <i>(mg/L)</i>	K <i>(mg/L)</i>	NH₄ <i>(mg/L)</i>	Cl <i>(mg/L)</i>	SO₄ <i>(mg/L)</i>	Br <i>(mg/L)</i>	F <i>(mg/L)</i>	NO₃ <i>(mg/L)</i>	PO₄ <i>(mg/L)</i>	Alcalinità <i>(meq/L HCl)</i>
Bagnore 22	450.2	1.04	<0.001	656.7	124.9	201.6	1069.3	8.84	3.01	4.41	2.93	<0.01	15.05
Bagnore 25	395.3	4.80	0.006	542.2	101.9	311.1	878.9	24.35	2.08	7.31	1.51	<0.01	20.30
PC 16/A bis	715.1	20.19	0.299	719.5	149.5	112.9	1138.6	105.26	0.40	1.98	5.81	<0.01	11.20
PC 16/B bis	1949.1	25.00	0.014	1669.0	589.1	126.3	3109.7	5.35	1.07	5.73	10.56	<0.01	9.45
PC 27A	2577.4	8.28	0.490	398.5	54.6	181.9	652.8	66.90	<0.01	7.54	9.35	<0.01	11.90
PC 27B	1675.1	3.41	0.005	1086.0	156.5	206.2	1627.8	10.53	1.92	5.65	7.80	<0.01	17.15
PC 27C	5790.4	3.68	0.005	789.7	101.1	289.9	1357.8	15.29	0.88	9.43	11.01	<0.01	15.40
PC33	2698.7	4.41	0.025	1438.0	315.9	107.9	2215.4	7.24	3.41	4.91	2.97	<0.01	10.85
PC33A	3813.0	12.35	0.041	2098.0	557.6	130.3	3416.4	12.76	4.78	4.65	10.02	<0.01	13.30
PC34A	801.5	2.12	<0.001	840.3	168.9	72.2	1183.6	48.86	1.42	3.34	2.37	<0.01	12.25
PC34B	1192.4	4.51	0.001	1741.0	340.6	84.2	2661.1	7.01	2.71	4.81	1.50	<0.01	12.95
PC34C	1042.5	8.69	0.007	1549.0	286.3	105.6	2611.5	17.50	2.84	6.55	4.44	<0.01	9.10
PC35	2185.1	6.01	0.011	980.3	224.2	132.2	1606.2	4.20	1.75	5.12	1.69	<0.01	13.65
PC36	866.5	2.84	<0.001	718.5	199.4	190.1	1267.5	4.00	1.74	4.89	2.34	<0.01	12.60

Tab. 1b₂. Concentrazione di Li, Se, Rb, Sr, Cs, Ba, Tl, As, Sb e Hg nel liquido dei fluidi geotermici.

Campione	Li <i>(mg/L)</i>	Se <i>(mg/L)</i>	Rb <i>(mg/L)</i>	Sr <i>(mg/L)</i>	Cs <i>(mg/L)</i>	Ba <i>(mg/L)</i>	Tl <i>(mg/L)</i>	As <i>(mg/L)</i>	Sb <i>(mg/L)</i>	Hg <i>(µg/L)</i>
Bagnore 22	10.50	<0.01	0.88	0.02	0.80	0.11	<0.001	8.47	40.99	7.29
Bagnore 25	8.62	<0.01	0.70	0.32	0.64	0.08	<0.001	6.56	14.46	2.21
PC 16/A bis	9.54	<0.01	0.94	2.12	0.60	0.10	<0.001	12.42	10.51	8.62
PC 16/B bis	27.80	<0.01	2.97	0.44	1.84	0.05	<0.001	49.89	28.29	102.32
PC 27A	3.37	<0.01	0.25	0.77	0.19	0.08	<0.001	37.64	4.19	10.78
PC 27B	7.92	<0.01	0.61	0.08	0.47	0.27	<0.001	18.98	24.58	165.58
PC 27C	4.99	<0.01	0.41	0.40	0.42	0.15	<0.001	54.89	16.04	23.59
PC33	11.19	<0.01	1.20	0.39	0.64	0.09	<0.001	45.37	11.35	2.12
PC33A	17.51	<0.01	1.91	0.42	0.89	0.30	<0.001	94.74	54.33	4.57
PC34A	9.02	<0.01	0.89	0.15	0.58	0.06	<0.001	15.79	15.42	8.50
PC34B	16.93	<0.01	1.39	0.17	0.99	0.04	<0.001	17.14	17.85	17.33
PC34C	14.50	<0.01	1.43	0.28	1.01	0.02	<0.001	19.31	16.77	57.03
PC35	7.79	<0.01	0.92	0.13	0.53	0.54	<0.001	61.30	29.69	2.82
PC36	8.89	<0.01	1.14	0.09	0.58	0.01	<0.001	40.99	27.34	2.04

Come si evince facilmente dalle concentrazioni riportate in Tabella 1a₁ la chimica della fase vapore è chiaramente dominata *in primis* dall'ammoniaca¹ seguita dal B, che risulta, tra quelle dosate, la specie chimica elementale quantitativamente dominante. Seguono nell'ordine SO₄, NO₃, Cl, Na e K. In Tabella 1a₂ sono riportate le concentrazioni di alcune specie chimiche quantitativamente minoritarie (sono contenute nel vapore condensato nell'ordine dei µg/L o ppb), di cui alcune di sicuro rilievo per la nostra discussione. Tra queste le più abbondanti risultano essere Li ed As.

Nel liquido trascinato il B (insieme al Cl), seguito da Na, K ed NH₄ nell'ordine, mantiene una predominanza quantitativa tra le specie chimiche dosate (vedi Tabella 1b₁). In Tabella 1b₂ si può, invece, osservare come alcuni elementi in traccia quali Li, As ed Sb siano contenuti in concentrazioni non trascurabili, in pratica dello stesso ordine di grandezza mostrato dallo ione solfato (SO₄).

Vediamo allora brevemente se sono individuabili fenomeni o peculiari caratteri geologici in grado di rendere conto, in modo soddisfacente, delle caratteristiche geochemiche che appaiono segnare i fluidi geotermici amiatini.

Gli elevati contenuti di B presenti nei fluidi geotermici della Toscana meridionale sono noti da un paio di secoli almeno, tanto è vero che già nel 1799 il naturalista senese Paolo Mascagni proponeva un metodo di estrazione industriale dell'acido borico (H₃BO₃) dalle soluzioni boriche dei "lagoni" di Larderello.

Anche le ipotesi circa l'origine del B presente in questi fluidi cominciarono ad essere formulate in tempi oramai lontani ed alcune di queste risultano di una sorprendente modernità. Lo studioso francese Dieulafait (1877) è stato, a questo proposito, un brillante precursore delle idee moderne sull'argomento poiché prospettò con decisione, oltre un secolo fa, che la provenienza del B era da imputare alla lisciviazione di antichi depositi evaporitici e che solo il calore era di origine magmatica, mentre il fluido era dovuto all'infiltrazione in profondità di acque meteoriche. A conclusioni analoghe e con argomentazioni geologiche di maggior dettaglio pervenne anche il D'Achiardi poco dopo, nel 1878.

Oggi è acquisito che le formazioni evaporitiche presentano di frequente contenuti di B piuttosto elevati. L'acqua di mare contiene mediamente 4.6 mg/L di B così che durante i cicli di evaporazione di bacini marini questo elemento può co-cristallizzare con le fasi dei sedimenti in formazione o essere da queste assorbito (Garrett, 1998). A titolo di esempio, valori di B di 500 mg/kg sono comuni nell'anidrite e nel gesso di evaporiti marine dello Zeichstein (Garrett, 1998).

¹ Nella condensa dei fluidi geotermici la metodica analitica prevede la misura della concentrazione dello ione ammonio, NH₄⁺, che è espressione della presenza di ammoniaca nel vapore.

Contenuti relativamente elevati di boro possono essere legati alla presenza nei sedimenti evaporitici di fasi proprie dell'elemento quali, ad esempio, *ginorite* ($\text{Ca}_2\text{B}_{14}\text{O}_{23}\cdot 8\text{H}_2\text{O}$) e *damburite* ($\text{CaB}_2\text{Si}_2\text{O}_8$), più un lunghissimo elenco di oltre un centinaio di composti possibili. Il B, tuttavia, tende anche ad essere fortemente assorbito nei minerali autigeni (minerali di neo-formazione) e, specialmente, nei fillosilicati del tipo delle *illiti* e delle *montmorilloniti*. Il fenomeno di assorbimento sembra essere essenzialmente controllato dalla forza ionica, dal pH e dalla temperatura della soluzione acquosa (Williams et al., 2001; Williams ed Hervig, 2005; Goldberg, 2005; Karahan et al., 2006). Risulta allora evidente come l'ambiente evaporitico, che è contraddistinto da temperature relativamente elevate (per delle acque di superficie) e da soluzioni fortemente saline, si proponga come altamente idoneo per un frazionamento del boro nelle fasi mineralogiche sopra ricordate. Va, altresì, sottolineato che anche il Li mostra un comportamento analogo a quello del boro (Williams ed Hervig, 2005) e tende ad arricchirsi nelle stesse fasi silicatiche.

Un arricchimento notevole di B e Li nelle evaporiti triassiche della Toscana meridionale è stato segnalato da Riccobono e Sabatini (1990) che, studiando le anomalie geochimiche presenti nei suoli residuali della Montagnola Senese, hanno individuato degli arricchimenti molto forti di B e Li nelle *illiti* presenti nel residuo insolubile del Calcere cavernoso. Questi autori ritengono che i due elementi siano stati frazionati dall'illite durante l'autigenesi e richiamano alcuni dati sperimentali che dimostrano come i minerali argillosi incorporino facilmente queste due specie chimiche. In particolare delle *montmorilloniti* di sintesi, cresciute in soluzioni con soli 5 ppm di B (circa la concentrazione presente in acqua di mare), arrivano a contenere fino a 1600 ppm dell'elemento.

Come deducibile dalle tabelle sopra riportate, il B, con ogni probabilità almeno in gran parte lisciviato da livelli evaporitici, appare un elemento caratterizzante dei fluidi geotermici amiatini, sia nella fase vapore che nel liquido trascinato, proponendosi come un sicuro tracciante geochimico (*geochemical marker*) per questi fluidi.

Una origine analoga a quella del boro è da attribuire, per quanto discusso in precedenza, al litio, il quale mostra contenuti non trascurabili nel liquido trascinato. Anche i contenuti di arsenico e di antimonio, che abbiamo visto presenti nei fluidi geotermici, sono verosimilmente da ricondurre alla lisciviazione dei livelli evaporitici in quanto, in piccole quantità, possono essere facilmente ospitati nel reticolo dei solfati (anidrite e gesso). Altre sostanze, quantitativamente rilevanti nel quadro analitico, come Na e Cl (per quanto riguarda la fase liquida) ed NH_4 (per la fase vapore) rappresentano dei costituenti usuali dei convogli idrotermali.

3.3. La geochimica delle acque di falda dell'acquifero del Monte Amiata

I caratteri idrogeologici del grande acquifero contenuto nelle rocce del Complesso vulcanico del Monte Amiata sono stati trattati nel capitolo di questo studio specificamente dedicato alla idrogeologia della zona, cui si rimanda per il dettaglio geologico.

Nelle tabelle allegate, aventi rispettivamente sigla 2a e 2b, sono presentati i dati analitici ricavati sui campioni di acqua di falda (di sorgente o di pozzo), prelevati in due diversi periodi stagionali, secondo i criteri di campionamento e le procedure analitiche descritte nel precedente capitolo (Materiali e metodi).

Le Tabelle 2a e 2b riportano, per le due campagne di prelievo, i principali parametri chimico-fisici; temperatura, pH, elettroconducibilità (EC), potenziale di ossido-riduzione (Eh) ed il calcolo del totale dei sali disciolti (TDS).

Un primo dato che va sottolineato è la sostanziale omogeneità dei dati relativi alle due campagne di misura. Nel merito specifico dei valori determinati, il dato di temperatura delle acque è quello proprio di normali acque di falda non coinvolte da flussi termici anomali. I valori di elettroconducibilità sono molto omogenei e rivelano, anche nei valori massimi, delle acque dolci con carico salino estremamente contenuto.

Nelle Tabelle 2a₁ e 2b₁ sono riportati i dati relativi alla concentrazione dei cationi e degli anioni normalmente più rappresentati nelle acque freatiche. Sulla base dei valori riportati in dette tabelle sono stati costruiti i diagrammi idrogeochimici qui di seguito utilizzati per una illustrazione sintetica ed efficace dei principali caratteri delle acque di falda dell'area amiatina.

Come risulta evidente dal confronto dei due diagrammi di Piper delle Figure 4 e 5, la sostanziale omogeneità dei dati geochimici raccolti nelle due campagne di misura emerge in modo assai netto.

Nella costruzione di un grafico di Piper vengono riportati sui diagrammi triangolari (Figura 6) le concentrazioni, espresse in meq/L, rispettivamente, dei cationi e degli anioni. I dati relativi ai due punti individuati dal campione sui diagrammi triangolari sono combinati (estendendoli fino all'intersezione) nel quadrilatero sovrastante che sintetizza il carattere idrogeochimico complessivo del campione d'acqua.

Tab. 2a. Valore dei parametri chimico-fisici misurati nei campioni di acqua di falda prelevati nell'aprile del 2008.

Campione	Temp (°C)	pH	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Eh (mV)	TDS (mg/L)
1 - Acque Arbure	8.4	6.9	59.0	+ 335	39.5
3 - Bugnano	8.8	7.2	53.5	+ 319	35.8
17 - Capovetra	6.6	7.0	56.1	+ 303	37.6
19a - Acque Gialle 1	9.4	6.0	62.4	+ 317	41.8
19b - Acque Gialle 2	8.8	6.4	61.7	+ 306	41.3
23 - Fonte dell'Oro	9.5	6.5	60.8	+ 443	40.7
33 - Sambuchellina	8.9	6.7	54.3	+ 410	36.4
34 - Ermicciolo	7.9	6.8	56.3	+ 300	37.7
35 - Saragio	8.2	6.8	87.2	+ 428	58.4
54 - Galleria XI	14.0	7.2	269.0	+ 305	180.2
55 - Galleria VIII	12.8	7.3	272.0	+ 327	182.2
60 - Pastore	10.7	6.5	53.7	+ 453	36.0
63 - Fosso Canali 1	10.9	6.1	55.7	+ 395	37.3
68 - Polveriera	14.7	7.1	106.3	+ 317	71.2
75 - Vena Vecchia	15.4	7.1	92.0	+ 242	61.6
79 - Pietralunga Bassa	12.8	7.5	119.5	+ 321	80.1
80 - Pietralunga Alta	14.2	6.4	251.0	+ 327	168.2
82 - Castellaccio	13.2	6.6	126.2	+ 334	84.6
89 - Carolina	13.4	7.5	89.1	+ 218	59.7
114 - Ente	11.5	7.4	72.2	+ 250	48.4
118 - Bagnoli	12.8	7.4	78.3	+ 349	52.5
120 - Monistaldo	11.8	7.0	70.5	+ 369	47.2
122 - Corniolo	11.7	6.7	68.0	+ 353	45.6
138 - Fonte Murata	11.4	6.5	85.6	+ 372	57.4
139 - Fonte del Dazio	10.9	6.7	74.0	+ 405	49.6
140 - Fonte Michele 1	15.6	6.7	90.1	+ 272	60.4
147 - Capovelli	9.6	7.1	59.2	+ 329	39.7
148 - Fusaio	12.3	6.9	87.4	+ 332	58.6
149 - Burlana	10.7	7.1	62.8	+ 366	42.1
153 - Fiora Nuova	11.7	7.5	113.6	+ 284	76.1
161 - Fonte del Re	9.8	7.4	56.6	+ 326	37.9
162- Fosso delle Pozze	11.4	6.7	78.7	+ 340	52.7
163 - Pozzo Acqua Gialla	9.9	6.3	49.1	+ 283	32.9

Tab. 2a₁. Concentrazione dei cationi ed anioni maggiori (Ca, Mg, Na, K, HCO₃, Cl, SO₄) e di Br, F, NO₃ e PO₄ nei campioni di acqua di falda prelevati nell'aprile del 2008.

Campione	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)	HCO ₃ (mg/L)	Cl (mg/L)	SO ₄ (mg/L)	Br (mg/L)	F (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	PO ₄ (mg/L)
1 - Acque Arbure	7.76	2.13	6.05	2.89	36.30	6.58	2.46	0.03	0.14	0.55	<0.01
3 - Bugnano	6.56	1.62	6.01	3.49	27.76	8.18	2.64	0.05	0.23	1.08	<0.01
17 - Capovetra	7.25	1.80	6.84	4.14	32.03	8.76	3.08	0.05	0.16	<0.01	<0.01
19a - Acque Gialle 1	8.09	2.03	6.95	4.30	42.70	7.33	1.45	0.03	0.17	<0.01	<0.01
19b - Acque Gialle 2	8.26	2.16	6.82	4.40	42.70	5.26	2.47	0.02	0.15	<0.01	<0.01
23 - Fonte dell'Oro	7.05	1.81	7.59	4.54	38.43	9.26	4.82	0.06	0.18	<0.01	<0.01
33 - Sambuchellina	7.23	2.12	6.60	3.56	36.30	7.54	2.42	0.03	0.15	0.09	<0.01
34 - Ermicciolo	7.65	2.32	6.08	3.37	46.97	6.47	3.43	0.02	0.17	0.57	<0.01
35 - Saragio	7.32	2.08	6.24	3.48	38.43	7.01	2.64	<0.01	0.13	0.28	<0.01
54 - Galleria XI	81.51	2.53	4.87	2.32	149.45	5.41	18.20	0.02	0.30	0.01	<0.01
55 - Galleria VIII	82.16	5.31	5.48	3.31	219.60	5.81	20.04	0.02	0.05	0.04	<0.01
60 - Pastore	5.86	2.04	6.09	3.42	29.89	5.51	6.78	0.03	0.10	0.01	0.09
63 - Fosso Canali 1	5.95	1.58	7.34	4.21	27.76	7.50	4.99	0.04	0.17	<0.01	<0.01
68 - Polveriera	10.44	2.96	8.78	5.73	42.70	9.69	8.51	0.03	0.13	<0.01	<0.01
75 - Vena Vecchia	8.48	2.50	7.84	4.92	42.70	7.71	5.38	0.03	0.10	<0.01	<0.01
79 - Pietralunga Bassa	12.82	2.92	9.31	6.95	48.80	11.87	9.85	0.04	0.08	<0.01	<0.01
80 - Pietralunga Alta	28.79	5.74	12.39	10.70	57.65	18.07	57.08	0.05	0.05	17.31	<0.01
82 - Castellaccio	14.94	3.71	9.02	5.81	49.11	12.88	4.51	0.04	0.06	9.68	<0.01
89 - Carolina	8.97	2.66	7.16	3.29	46.97	7.02	3.99	0.02	0.14	0.01	<0.01
114 - Ente	9.26	3.01	7.69	2.64	46.97	7.18	2.71	0.02	0.17	0.48	<0.01
118 - Bagnoli	9.12	3.06	7.81	2.79	44.84	7.20	2.75	0.03	0.09	0.39	<0.01
120 - Monistaldo	8.04	2.79	7.06	3.17	40.57	6.83	3.57	0.02	0.14	0.01	<0.01
122 - Corniolo	7.89	2.79	6.96	3.33	40.57	6.96	3.62	0.03	0.14	<0.01	<0.01
138 - Fonte Murata	11.17	3.30	8.06	3.73	55.51	7.73	3.02	0.03	0.14	0.01	<0.01
139 - Fonte del Dazio	10.05	2.73	7.69	3.21	51.24	7.12	2.88	0.02	0.09	0.02	<0.01
140 - Fonte Michele 1	8.02	2.36	7.49	4.62	40.57	7.33	4.66	0.02	0.11	<0.01	<0.01
147 - Capovelli	8.27	1.85	6.67	3.24	40.57	6.82	2.66	0.02	0.07	<0.01	<0.01
148 - Fusaio	10.42	2.36	9.30	4.39	44.84	10.52	6.55	0.04	0.10	1.94	<0.01
149 - Burlana	8.08	1.88	7.05	3.32	42.70	7.25	2.86	0.03	0.07	<0.01	<0.01
153 - Fiora Nuova	8.35	2.56	6.76	2.99	42.70	6.38	3.44	0.03	0.09	0.81	<0.01
161 - Fonte del Re	6.80	1.77	6.49	3.75	38.43	6.06	1.90	0.02	0.09	<0.01	<0.01
162- Fosso delle Pozze	8.63	2.44	8.24	4.33	42.70	11.12	1.51	0.06	0.19	0.01	<0.01
163 - Pozzo Acqua Gialla	5.69	1.80	5.12	2.83	21.35	5.27	8.63	0.02	0.22	<0.01	<0.01

Tab. 2b. Valore dei parametri chimico-fisici misurati nei campioni di acqua di falda prelevati nel giugno del 2008.

Campione	Temp (°C)	pH	EC (μS/cm)	Eh (mV)	TDS (mg/L)
1 - Acque Arbure/b	8.9	7.3	56.4	+ 352	37.8
3 - Bugnano/b	9.2	7.2	53.6	+ 344	35.9
17 - Capovetra/b	8.9	7.0	61.4	+ 294	41.1
19a - Acque Gialle 1/b	10.0	6.1	83.4	+ 214	55.9
19b - Acque Gialle 2/b	9.4	6.4	71.9	+ 222	48.2
23 - Fonte dell'Oro/b	9.9	6.6	65.4	+ 305	43.8
33 - Sambuchellina/b	9.2	6.7	57.0	+ 375	38.2
34 - Ermicciolo/b	8.8	6.9	74.4	+ 275	49.8
35 - Saragio/b	9.0	6.8	57.8	+ 408	38.7
54 - Galleria XI/b	15.1	7.2	288.0	+ 342	193.0
55 - Galleria VIII/b	13.3	7.1	282.0	+ 345	188.9
60 - Pastore/b	12.3	6.5	59.6	+ 370	39.9
63 - Fosso Canali 1/b	12.5	6.2	60.8	+ 376	40.7
68 - Polveriera/b	15.6	7.0	112.4	+ 300	75.3
75 - Vena Vecchia/b	15.7	7.1	84.0	+ 330	56.3
79 - Pietralunga Bassa/b	13.6	7.2	106.6	+ 290	71.4
80 - Pietralunga Alta/b	13.9	6.4	229.0	+ 331	153.4
82 - Castellaccio/b	12.3	6.5	111.3	+ 325	74.6
89 - Carolina/b	13.1	7.1	76.7	+ 324	51.4
114 - Ente /b	12.8	7.2	75.8	+ 247	50.8
118 - Bagnoli/b	12.8	7.5	76.5	+ 317	51.3
120 - Monistaldo/b	13.0	7.1	72.1	+ 329	48.3
122 - Corniolo/b	13.5	7.0	76.5	+ 315	51.3
138 - Fonte Murata/b	12.6	6.7	89.0	+ 280	59.6
139 - Fonte del Dazio/b	12.6	6.7	81.3	+ 335	54.5
140 - Fonte Michele 1/b	14.9	6.8	77.9	+ 337	52.2
147 - Capovelli/b	10.7	7.2	61.4	+ 336	41.1
148 - Fusaio/b	13.2	6.7	93.4	+ 286	62.6
149 - Burlana/b	11.5	7.0	67.3	+ 305	45.1
153 - Fiora Nuova/b	12.5	7.2	68.0	+ 336	45.6
161 - Fonte del Re/b	11.7	7.1	61.4	+ 232	41.1
162 - Fosso delle Pozze/b	12.6	6.5	80.2	+ 338	53.7
163 - Pozzo Acqua Gialla/b	11.9	6.4	54.9	+ 308	36.8

Tab. 2b₁. Concentrazione dei cationi ed anioni maggiori (Ca, Mg, Na, K, HCO₃, Cl, SO₄) e di Br, F, NO₃ e PO₄ nei campioni di acqua di falda prelevati nel giugno del 2008.

Campione	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)	HCO₃ (mg/L)	Cl (mg/L)	SO₄ (mg/L)	Br (mg/L)	F (mg/L)	NO₃ (mg/L)	PO₄ (mg/L)
1 - Acque Arbure/b	6.97	1.81	6.94	2.86	36.30	6.64	2.59	0.02	0.06	0.38	<0.01
3 - Bugnano/b	5.87	1.34	6.68	3.25	27.76	8.24	2.91	0.05	0.21	1.00	<0.01
17 - Capovetra/b	6.42	1.72	7.62	3.82	31.35	9.21	3.51	0.03	0.09	0.29	<0.01
19a - Acque Gialle 1/b	7.30	1.69	7.98	4.21	40.57	7.28	1.47	0.02	0.06	0.03	<0.01
19b - Acque Gialle 2/b	7.34	1.80	7.85	4.06	42.70	7.23	2.80	0.02	0.08	0.01	<0.01
23 - Fonte dell'Oro/b	6.52	1.63	8.58	4.32	29.89	9.83	5.14	0.05	0.06	<0.01	<0.01
33 - Sambuchellina/b	6.56	1.72	7.40	3.33	36.30	6.88	2.42	0.03	0.07	<0.01	<0.01
34 - Ermicciolo/b	6.99	2.04	6.81	3.11	36.30	6.21	3.38	0.02	0.07	0.47	<0.01
35 - Saragio/b	6.60	1.81	7.13	3.23	36.30	6.36	2.63	0.02	0.08	0.39	<0.01
54 - Galleria XI/b	69.79	2.19	5.49	2.06	179.34	5.24	17.27	0.02	0.25	0.02	<0.01
55 - Galleria VIII/b	69.32	4.55	6.47	3.01	215.64	5.66	18.71	0.02	0.06	0.03	<0.01
60 - Pastore/b	5.54	1.69	6.78	3.08	27.08	5.44	6.83	0.02	0.08	0.02	0.04
63 - Fosso Canali 1/b	5.46	1.34	8.64	3.92	29.89	7.89	5.21	0.03	0.08	0.01	0.06
68 - Polveriera/b	10.08	2.89	10.21	5.52	44.84	9.90	8.82	0.03	0.11	3.61	<0.01
75 - Vena Vecchia/b	8.95	2.16	9.27	4.77	42.70	7.62	5.36	0.03	0.10	1.20	<0.01
79 - Pietralunga Bassa/b	9.54	2.31	11.15	6.13	42.70	11.14	7.02	0.05	0.10	6.78	<0.01
80 - Pietralunga Alta/b	29.50	6.30	16.58	10.83	55.51	17.66	56.23	0.06	0.06	18.53	<0.01
82 - Castellaccio/b	13.53	3.17	10.48	5.19	55.51	14.85	4.55	0.04	0.05	11.48	<0.01
89 - Carolina/b	8.38	2.27	8.16	3.07	42.70	6.97	3.83	0.03	0.08	0.34	<0.01
114 - Ente /b	8.36	2.49	8.97	2.53	46.97	7.10	2.62	0.03	0.10	0.01	<0.01
118 - Bagnoli/b	8.66	2.61	9.10	2.55	46.97	7.28	2.78	0.03	0.10	0.66	<0.01
120 - Monistaldo/b	7.65	2.41	8.28	2.95	42.70	6.88	3.29	0.03	0.13	<0.01	<0.01
122 - Corniolo/b	7.37	2.50	8.00	3.01	40.57	6.88	3.60	0.03	0.15	0.01	<0.01
138 - Fonte Murata/b	10.22	2.83	9.33	3.62	57.65	7.71	3.19	0.02	0.12	0.11	<0.01
139 - Fonte del Dazio/b	9.32	2.51	9.03	3.01	49.11	7.31	3.13	0.02	0.10	0.22	<0.01
140 - Fonte Michele 1/b	7.97	2.05	8.71	4.57	40.57	7.12	4.54	0.03	0.09	0.79	<0.01
147 - Capovelli/b	7.32	1.54	7.74	3.07	38.43	6.55	2.58	0.02	0.05	0.01	<0.01
148 - Fusaio/b	9.67	2.19	10.81	4.24	42.70	10.84	6.28	0.03	0.08	2.55	<0.01
149 - Burlana/b	7.57	1.61	8.05	3.22	38.43	7.32	2.73	0.04	0.07	0.01	<0.01
153 - Fiora Nuova/b	7.78	2.46	8.77	2.93	40.57	6.19	3.39	0.02	0.08	0.22	<0.01
161 - Fonte del Re/b	6.52	1.70	7.79	3.83	34.16	6.19	1.89	0.03	0.08	0.05	<0.01
162 - Fosso delle Pozze/b	7.68	2.17	9.31	3.96	38.43	10.83	1.61	0.06	0.08	<0.01	0.06
163 - Pozzo Acqua Gialla/b	4.94	1.60	5.78	2.63	25.62	5.02	9.01	0.02	0.10	<0.01	<0.01

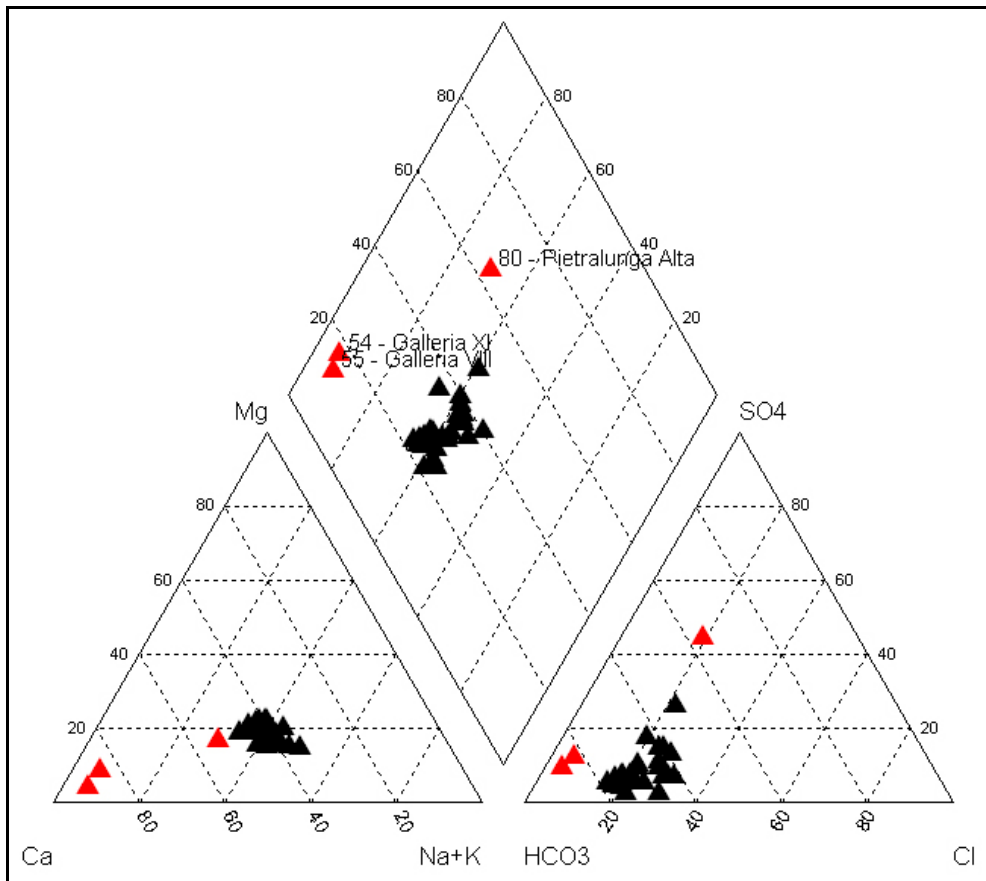


Fig. 4. Diagramma di Piper relativo alle acque di falda della prima campagna di prelievo.

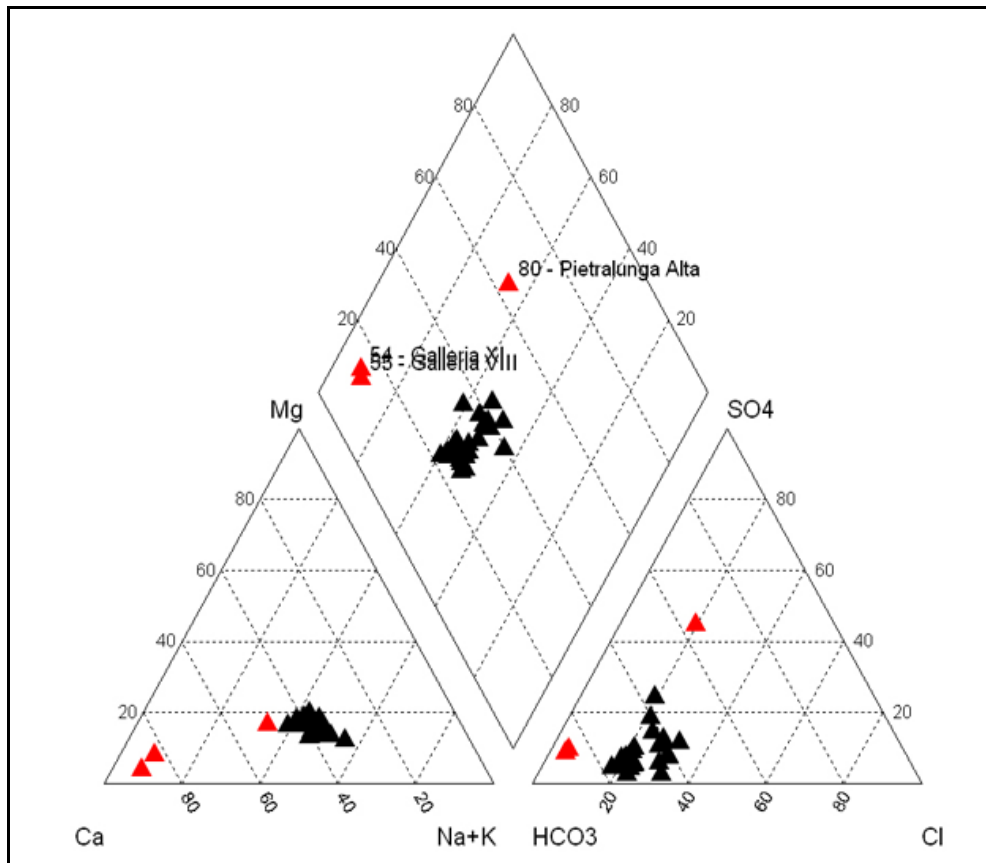


Fig. 5. Diagramma di Piper relativo alle acque di falda della seconda campagna di prelievo.

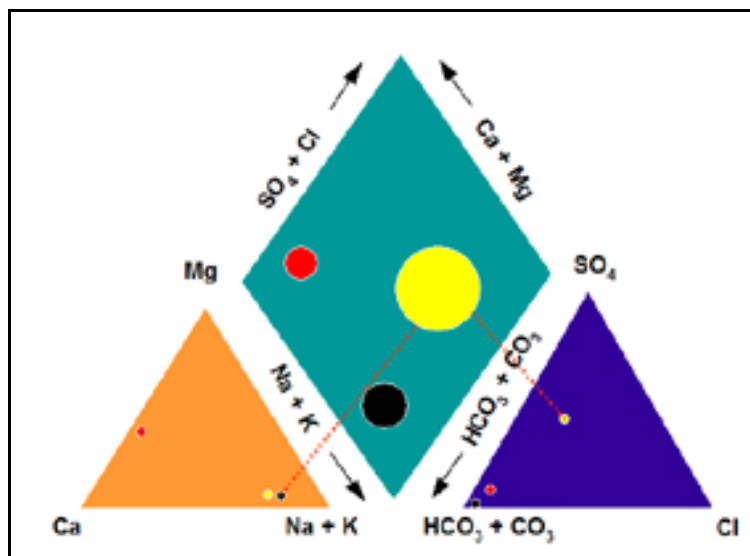


Fig. 6. Criteri di costruzione del diagramma di Piper.

Quasi tutte le acque di falda analizzate sono classificabili, sulla base del diagramma di Piper, come *bicarbonato-alcalino-terrose* (vedi Figura 7) Come si può osservare solo tre acque di falda si discostano dal folto gruppo delle altre. Vale a dire Galleria VIII e Galleria XI, che mostrano rispetto alle altre acque un maggiore peso della componente calcica, mentre Pietralunga Alta presenta una dominanza dello ione solfato ed un maggior contenuto in ioni alcalini.

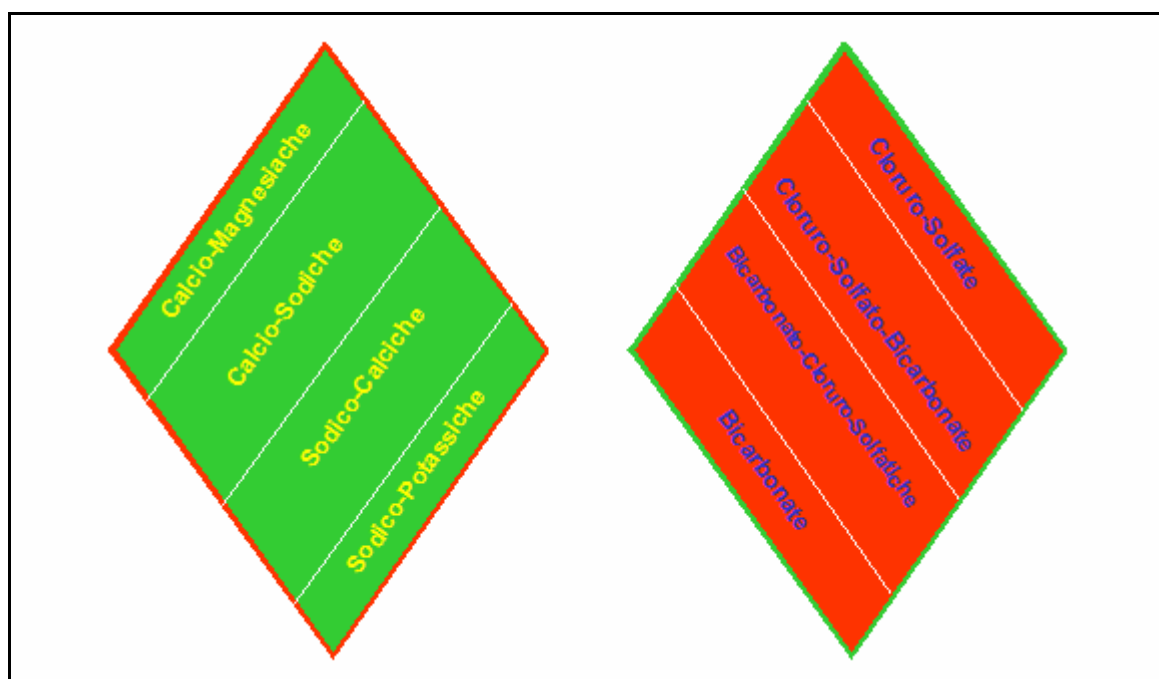


Fig. 7. Campi di dominanza delle specie in soluzione desumibili dal diagramma di Piper.

Anche i risultati di alcune simulazioni dell'interazione acqua-roccia, effettuate con PHREEQC (utilizzando la composizione mineralogica media delle vulcaniti), sono relativamente coerenti con le concentrazioni delle principali specie ioniche presenti in soluzione nelle acque dei punti di prelievo in gruppo, mentre lo sono molto meno rispetto alle acque di Pietralunga Alta, Galleria VIII e Galleria XI.

Vedremo in dettaglio nel seguito che queste tre acque di falda si discostano, anche se di poco, dalle altre anche per il contenuto di alcuni elementi in traccia, e cercheremo, quindi, di spiegare quali motivazioni presiedono verosimilmente a queste, sia pur lievi, differenze di composizione.

Nel complesso il contenuto di elementi in traccia nelle acque sotterranee analizzate (vedi Tabelle 2a₂ e 2b₂) è quasi sempre molto basso. Limiteremo, per ovvi motivi di concisione, la nostra analisi a quegli elementi chimici che hanno una qualche rilevanza nell'ambito precipuo di questo studio.

Alcuni elementi in traccia, quali il boro e l'arsenico, hanno evidentemente un ruolo primario nell'economia della discussione che stiamo sviluppando ed è a queste specie chimiche che rivolgeremo una particolare attenzione.

Un primo dato, su cui è opportuno fissare l'attenzione, in quanto di assoluto rilievo, consiste nel fatto che i dati di concentrazione del B nelle acque di falda del Monte Amiata, considerate in questo studio, hanno dei valori che sono tra i più bassi in assoluto nel panorama delle acque di falda a scala planetaria (da 20 a 89 ppb).

La grande maggioranza dei contenuti di B misurati nelle acque di falda, a scala mondiale, ricade nell'ampio intervallo 300-100000 ppb (WHO, 1998). In ambito europeo i tenori mediamente più elevati si trovano nella parte più meridionale del continente (Italia e Spagna), con valori spesso compresi tra 500 e 1500 ppb. Concentrazioni di boro inferiori contraddistinguono normalmente le acque di falda dei paesi nordici. In Danimarca ed in Francia il 90 % dei campioni di acque sotterranee mostra concentrazioni inferiori a 300 ppb ed in Germania inferiori a 100 ppb. Occorre allora chiedersi, e possibilmente chiarire, quali siano i meccanismi che regolano la concentrazione del boro nelle acque di falda.

I contenuti degli elementi chimici nelle acque sotterranee, a ciò non fa eccezione il B, sono evidentemente (in assenza di fatti anomali) dipendenti dalla composizione delle acque meteoriche (precipitazioni) e dalle interazioni che le acque di infiltrazione hanno con le rocce con le quali vengono in contatto. Occorre pertanto necessariamente partire dalla presenza del boro in atmosfera.

Tab. 2a₂. Concentrazione di elementi in traccia nei campioni di acqua di falda prelevati nell'aprile del 2008.

Campione	B ($\mu\text{g/L}$)	Li ($\mu\text{g/L}$)	As ($\mu\text{g/L}$)	Se ($\mu\text{g/L}$)	Rb ($\mu\text{g/L}$)	Sr ($\mu\text{g/L}$)	Cs ($\mu\text{g/L}$)	Ba ($\mu\text{g/L}$)	Tl ($\mu\text{g/L}$)	Sb ($\mu\text{g/L}$)	Hg ($\mu\text{g/L}$)
1 - Acque Arbure	38.59	16.86	4.80	0.23	23.55	48.12	3.22	0.23	0.016	0.124	0.031
3 - Bugnano	29.14	15.45	3.98	<0.10	29.21	43.73	2.92	0.20	0.019	0.112	0.035
17 - Capovetra	35.06	18.07	3.89	<0.10	35.05	49.99	3.58	0.54	0.049	0.125	0.025
19a - Acque Gialle 1	39.72	22.47	6.00	<0.10	37.88	49.03	4.11	1.62	0.069	0.031	0.022
19b - Acque Gialle 2	38.09	20.95	2.75	<0.10	37.64	45.01	4.01	1.53	0.045	0.047	0.013
23 - Fonte dell'Oro	33.35	24.99	2.86	<0.10	38.47	56.88	4.70	2.01	0.073	0.080	0.015
33 - Sambuchellina	34.37	19.57	3.16	<0.10	29.67	52.54	3.88	1.16	0.042	0.103	0.017
34 - Ermicciolo	42.79	19.62	4.47	<0.10	27.90	53.56	3.90	0.28	0.018	0.121	0.015
35 - Saragio	38.70	19.42	4.02	0.18	28.57	52.96	3.83	0.52	0.032	0.116	0.019
54 - Galleria XI	20.06	11.00	9.59	<0.10	11.30	110.43	1.55	58.21	0.004	0.028	0.022
55 - Galleria VIII	24.79	15.18	2.40	<0.10	27.56	159.96	3.88	64.91	0.038	0.130	0.015
60 - Pastore	42.36	19.36	7.86	<0.10	28.58	37.65	3.94	0.68	0.069	0.186	0.015
63 - Fosso Canali 1	34.18	21.21	4.41	<0.10	33.95	44.77	4.72	2.11	0.100	0.122	0.039
68 - Polveriera	53.50	26.88	7.58	0.27	44.65	72.96	5.80	1.85	0.133	0.150	0.015
75 - Vena Vecchia	53.73	24.98	7.17	<0.10	39.84	59.57	4.71	0.65	0.029	0.140	0.019
79 - Pietralunga Bassa	54.34	30.47	4.13	0.31	54.20	108.13	5.98	7.03	0.171	0.144	0.016
80 - Pietralunga Alta	58.64	46.87	3.11	0.60	91.44	265.90	10.73	10.66	0.349	0.089	0.017
82 - Castellaccio	38.16	29.80	2.50	<0.10	46.07	117.90	6.53	2.55	0.221	0.081	0.010
89 - Carolina	61.35	23.25	8.57	<0.10	26.86	56.20	4.63	0.12	0.014	0.181	0.019
114 - Ente	67.82	25.73	12.05	0.25	26.64	53.55	7.11	6.03	0.012	0.283	0.030
118 - Bagnoli	70.70	26.55	12.27	0.26	28.11	52.54	7.77	<0.001	0.014	0.300	0.036
120 - Monistaldo	55.76	23.58	11.88	0.19	26.16	52.31	4.66	<0.001	0.009	0.263	0.017
122 - Corniolo	55.97	23.46	11.68	<0.10	25.93	52.28	4.34	<0.001	0.009	0.265	0.013
138 - Fonte Murata	62.63	25.84	5.03	<0.10	29.39	70.98	4.07	0.37	0.010	0.096	<0.010
139 - Fonte del Dazio	60.00	24.29	6.17	<0.10	26.12	61.71	3.73	0.21	0.013	0.113	<0.010
140 - Fonte Michele 1	51.87	24.79	7.36	<0.10	38.47	55.99	4.52	0.43	0.027	0.151	0.013
147 - Capovelli	52.55	20.04	6.07	<0.10	28.07	40.85	4.45	0.70	0.069	0.150	0.014
148 - Fusaio	58.03	22.61	5.63	<0.10	32.76	70.24	4.37	1.39	0.057	0.126	0.020
149 - Burlana	54.93	20.30	5.51	<0.10	27.90	48.80	4.01	0.54	0.031	0.142	0.011
153 - Fiora Nuova	59.48	22.79	8.88	<0.10	24.68	51.93	4.43	<0.001	0.010	0.197	0.017
161 - Fonte del Re	52.30	24.00	6.24	<0.10	34.08	43.55	4.12	1.70	0.078	0.158	0.018
162 - Fosso delle Pozze	29.66	16.34	2.25	0.35	30.75	72.38	4.11	2.53	0.114	0.080	0.070
163- Pozzo Acqua Gialla	38.25	18.08	25.70	0.23	23.35	29.43	3.23	0.68	0.037	0.291	0.036

Tab. 2b₂. Concentrazione di elementi in traccia nei campioni di acqua di falda prelevati nel giugno del 2008.

Campione	B	Li	As	Se	Rb	Sr	Cs	Ba	Tl	Sb	Hg
	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)
1 - Acque Arbure/b	54.49	13.20	4.90	<0.10	24.42	50.17	3.28	2.95	0.016	0.112	0.015
3 - Bugnano/b	43.92	11.95	3.98	0.14	30.08	45.67	2.97	2.72	0.021	0.096	0.017
17 - Capovetra/b	45.74	14.36	3.93	0.12	35.77	51.53	3.62	1.53	0.050	0.114	0.013
19a - Acque Gialle 1/b	52.88	18.36	6.21	<0.10	39.24	51.85	4.19	3.27	0.070	0.023	0.015
19b - Acque Gialle 2/b	51.85	16.49	3.64	<0.10	38.84	46.92	4.06	2.78	0.044	0.026	0.017
23 - Fonte dell'Oro/b	50.95	19.76	2.79	0.14	39.34	58.87	4.70	2.84	0.071	0.074	0.013
33 - Sambuchellina/b	49.16	15.95	3.86	<0.10	30.54	54.65	3.95	2.92	0.042	0.089	0.017
34 - Ermicciolo/b	53.79	15.61	4.49	0.17	28.49	55.65	3.86	1.81	0.019	0.110	0.017
35 - Saragio/b	51.53	15.92	4.18	0.12	29.27	54.62	3.88	2.30	0.032	0.102	0.016
54 - Galleria XI/b	39.13	10.11	11.34	0.14	11.84	116.22	1.63	59.31	0.003	0.027	0.021
55 - Galleria VIII/b	43.88	12.33	2.49	0.20	26.68	153.14	3.79	60.58	0.041	0.120	0.018
60 - Pastore/b	52.61	16.36	8.39	0.20	29.60	39.10	4.05	1.68	0.069	0.168	0.016
63 - Fosso Canali 1/b	50.42	19.54	4.41	0.13	35.30	46.91	4.84	5.23	0.104	0.100	0.020
68 - Polveriera/b	67.74	23.95	8.19	0.27	49.14	85.62	6.35	2.58	0.159	0.139	0.019
75 - Vena Vecchia/b	64.42	18.60	7.19	0.19	40.42	62.18	4.71	1.48	0.033	0.129	0.015
79 - Pietralunga Bassa/b	67.81	25.97	4.48	0.37	56.59	99.26	6.05	6.98	0.176	0.107	0.014
80 - Pietralunga Alta/b	81.41	44.26	3.26	0.69	93.80	276.71	10.92	11.60	0.369	0.077	0.014
82 - Castellaccio/b	57.53	27.18	2.59	0.39	49.66	128.76	6.86	2.85	0.230	0.066	<0.010
89 - Carolina/b	71.19	19.30	9.05	0.14	28.95	60.23	4.89	0.45	0.014	0.166	0.011
114 - Ente /b	88.62	19.39	11.92	0.19	26.93	54.44	6.96	1.35	0.012	0.259	0.024
118 - Bagnoli/b	83.66	23.02	13.61	0.24	31.29	59.18	8.47	1.58	0.016	0.268	0.028
120 - Monistaldo/b	76.43	17.43	12.17	0.18	26.78	54.26	5.09	2.07	0.009	0.237	0.012
122 - Corniolo/b	68.29	14.85	11.45	0.16	24.89	51.00	4.09	2.12	0.007	0.232	<0.010
138 - Fonte Murata/b	73.38	16.90	5.01	<0.10	28.83	72.38	3.92	2.50	0.009	0.092	<0.010
139 - Fonte del Dazio/b	75.60	18.24	6.47	0.11	27.52	66.85	3.84	2.14	0.015	0.102	0.018
140 - Fonte Michele 1/b	68.06	19.59	7.60	0.19	40.03	59.58	4.65	3.29	0.030	0.128	0.014
147 - Capovelli/b	70.25	14.39	6.57	<0.10	29.82	43.69	4.62	3.21	0.070	0.133	0.021
148 - Fusaio/b	71.20	17.28	5.57	0.15	34.53	75.60	4.52	2.57	0.057	0.115	0.018
149 - Burlana/b	76.59	15.70	5.58	<0.10	29.46	52.71	4.18	1.67	0.032	0.121	0.018
153 - Fiora Nuova/b	72.42	17.49	9.22	0.18	25.64	54.68	4.55	0.99	0.010	0.160	0.033
161 - Fonte del Re/b	69.21	16.48	6.07	<0.10	33.41	44.01	3.98	2.75	0.073	0.130	0.018
162- Fosso delle Pozze/b	42.19	16.10	2.35	0.17	31.50	74.15	4.15	4.05	0.117	0.065	0.027
163 -Pozzo Acqua Gialla/b	52.80	14.15	27.15	0.12	24.08	30.39	3.27	0.95	0.039	0.273	0.028

La presenza di B in atmosfera e nelle precipitazioni è un fatto noto da parecchi decenni. A valle di studi sperimentali, Gast e Thompson (1959) suggerirono che questo elemento venisse liberato direttamente dall'acqua di mare sotto forma di H_3BO_3 e che l'evaporazione del composto in aria fosse funzione della sua concentrazione e della temperatura. Questo modo di vedere non teneva, tuttavia, conto dei fenomeni di “*spray salino*”, della liberazione di B in atmosfera a seguito della combustione dei combustibili fossili (Gladney et al., 1978) e della presenza di boro anche come particolato.

Oggi si ritiene che il boro sia presente in atmosfera essenzialmente sotto forma gassosa (circa 90%), con un 10 % circa dell'elemento legato agli aerosol atmosferici. L'origine del boro presente in atmosfera sarebbe da riferire ad un *mixing* di processi naturali (flusso dalle acque marine, incendi di foreste ed emanazioni vulcaniche) ed antropogenici, quali la combustione di carbone, olio combustibile e legname (Oana, 1962; Krauskopf, 1967; Fruchter et al., 1980; Fogg and Duce, 1985).

La esistenza del B in atmosfera comporta una inevitabile presenza dell'elemento nelle acque di pioggia a mezzo delle quali si realizza, con ogni probabilità, il meccanismo più efficiente di rimozione dell'elemento dall'atmosfera.

Secondo i lavori di Korzh (1971), Nishimura et al. (1973), Martens e Harriss (1976), ripresi anche da Duce e Fogg (1985) e Mather e Porteous (2001), le concentrazioni di boro nelle acque piovane variano nell'intervallo di 0.8-95 ppb. A questo proposito, misure della concentrazione di boro effettuate nel 2008 dal Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università degli Studi di Siena, su acque di pioggia raccolte nella zona di Siena, hanno dato un valore medio di 28 ppb.

Gli autori inglesi Mather e Porteous (2001) sottolineano che le misure ed i calcoli effettuati dal *Water Resources Board* del Regno Unito indicano come le acque di precipitazione subiscano una concentrazione (pari a tre volte) delle sostanze disciolte, in seguito ad evapotraspirazione, negli stadi iniziali di ricarica della falda. Se ne deve quindi trarre, come conclusione obbligata, che i dati delle concentrazioni di boro nelle acque freatiche riportati nelle Tabelle 2a₂ e 2b₂, non solo sono perfettamente compatibili con i valori mediamente misurati nelle acque di pioggia, ma escludono, già di per sé, qualsiasi apporto dell'elemento da fonti esotiche (si legga “*fluidi geotermici*”).

Le concentrazioni di As nelle acque di falda offrono una certa variabilità di valori che si distribuiscono in un *range* compreso tra di 2.75 e 25.7 ppb, nella prima campagna di misure, e tra 2.35 e 27.15 ppb nella seconda (Tabelle 2a₂ e 2b₂).

Occorre rilevare che 6 valori di concentrazione di As su 33 determinati nella prima campagna di misure, e 5 su 33 nella seconda, eccedono la concentrazione massima

ammissibile (c.m.a.) di questo elemento secondo la normativa europea per le acque potabili (10 µg/L o ppb). Evidentemente una spiegazione circa il perché dei fatti ora illustrati deve pur esistere e noi cercheremo nel seguito di risalire alle origini del fenomeno che li produce.

Nel discutere i dati composizionali dei fluidi geotermici, si è sottolineato che l'arsenico è un elemento che ha una presenza certamente significativa in questi fluidi argomentando brevemente sulla sua possibile origine. Nonostante questo fatto, che ovviamente rimane, non è in alcun modo possibile chiamare in causa questo dato geochimico per rendere ragione del contenuto di arsenico nelle acque della falda. Difatti, se anche una frazione minima dell'arsenico misurato nelle acque che scaturiscono dall'acquifero del Monte Amiata fosse dovuto all'interferenza dei fluidi geotermici; dal momento che in questi fluidi il rapporto tra As e B è da due a quattro ordini di grandezza a favore del boro si dovrebbero registrare, nelle acque di falda, concentrazioni di questo elemento enormemente superiori a quelle che in realtà sono registrate (molto basse in assoluto ed in linea con i contenuti di B delle precipitazioni meteoriche).

Assodato ciò resta da spiegare”, nel panorama complessivo delle acque freatiche, la geochimica “anomala dei tre punti di prelievo di Pietralunga Alta, Galleria VIII e Galleria XI. Tra l'altro una di queste tre acque di falda (Galleria XI) mostra contenuti elevati di As ed eccede il valore di c.m.a. della normativa europea nella seconda campagna di misure.

Le differenze idrogeochimiche tra queste tre acque sotterranee e tutte le altre è messo molto bene in risalto dai diagrammi di Stiff riportati in Figura 8 dove accanto al diagramma relativo alla sorgente dell'Ermicciolo (assunto a prototipo delle acque in gruppo) sono riportati quelli delle acque di Galleria VIII, Galleria XI e Pietralunga Alta.

Questi diagrammi sono molto utili per visualizzare con immediatezza le proporzioni relative delle specie ioniche in soluzione in un campione di acqua di falda. Le concentrazioni delle principali specie sono convertite in milliequivalenti per litro (meq/L), con i cationi riportati sul lato sinistro del diagramma e gli anioni su quello destro. La lunghezza dei vertici del diagramma è proporzionale al contenuto dello ione.

La intrinseca diversità della idrogeochimica degli elementi maggiori tra le quattro acque di falda presentate risulta con tutta evidenza nella Figura 8.

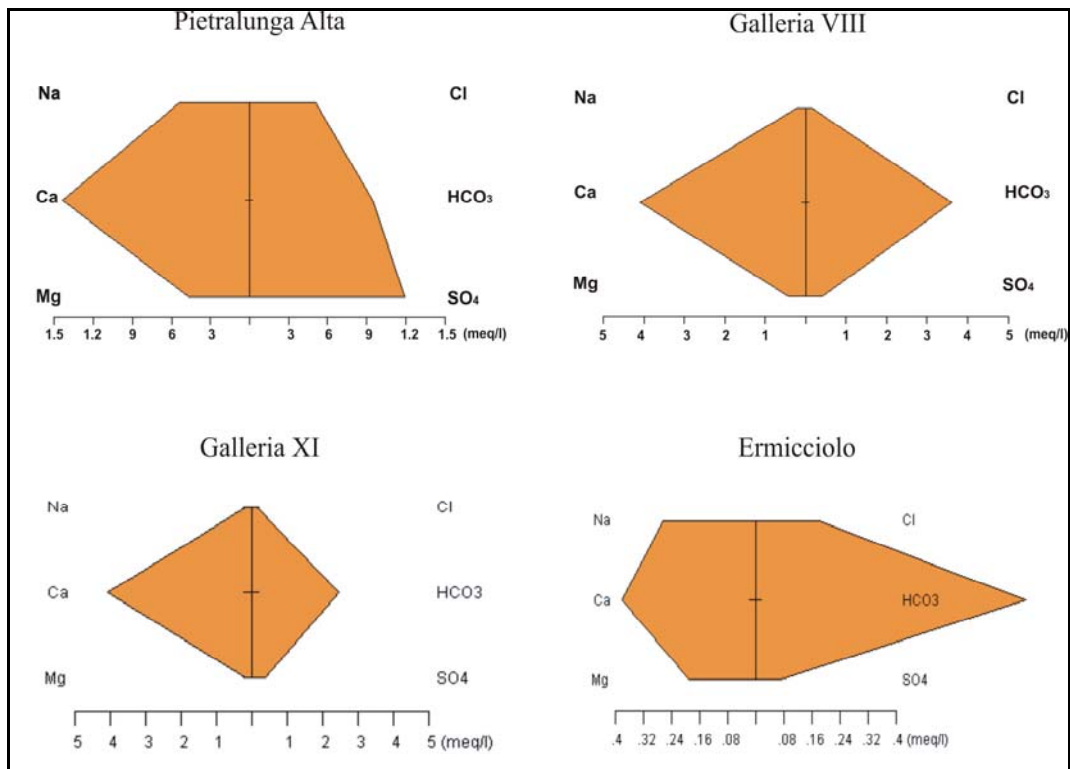


Fig. 8. Diagrammi di Stiff delle acque di falda dell'Ermicciolo, Galleria VIII, Galleria XI e Pietralunga Alta (prima campagna di misure).

Le Figure 9a ed 9b riportano una ulteriore modalità di diagrammazione dei dati chimici, quella secondo Schoeller, in cui le concentrazioni relative ai vari parametri analitici sono convertiti in meq/L e riportati su di un diagramma semilogaritmico. Le spezzate che rappresentano ogni singolo campione assumono forme diverse in funzione delle concentrazioni relative delle specie chimiche considerate.

Nei diagrammi delle Figure 9a ed 9b sono riportate tutte le acque freatiche analizzate nella prima e nella seconda campagna di misure. Come si può vedere tre di queste si discostano chiaramente dal trend generale e coincidono con Galleria VIII, Galleria XI e Pietralunga Alta.

Le tre acque "anomale" si discostano dalle altre anche qualora venga presa in considerazione la geochimica degli elementi in traccia.

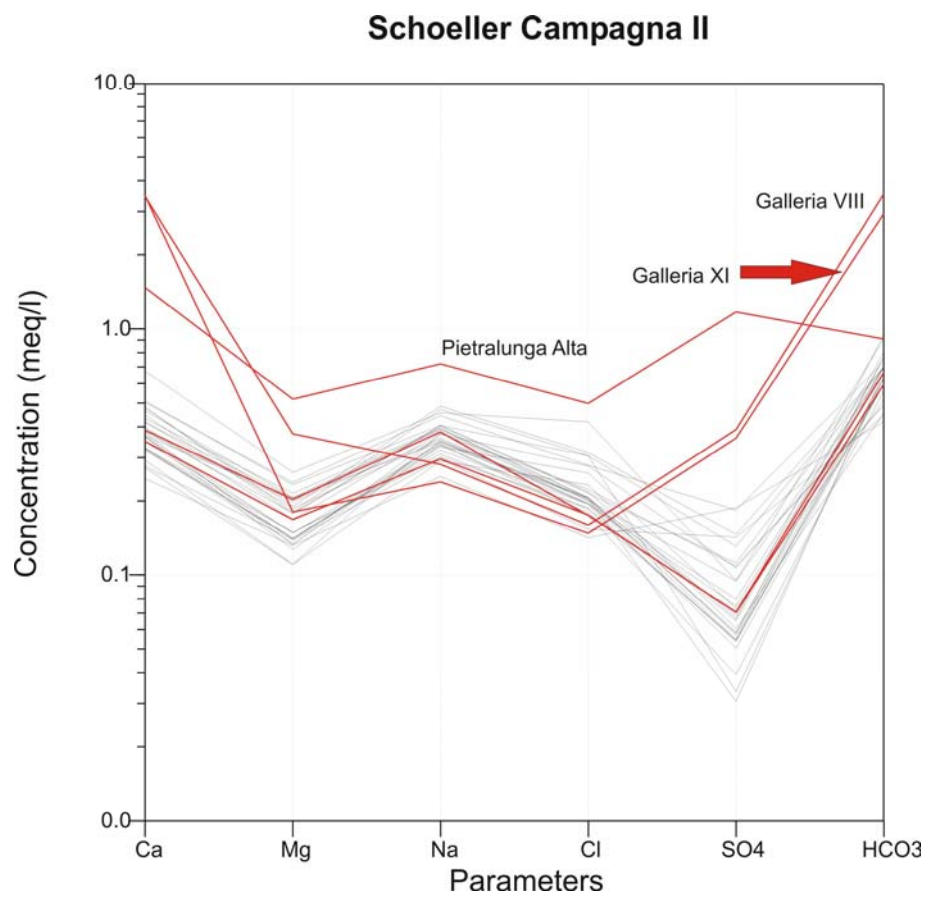
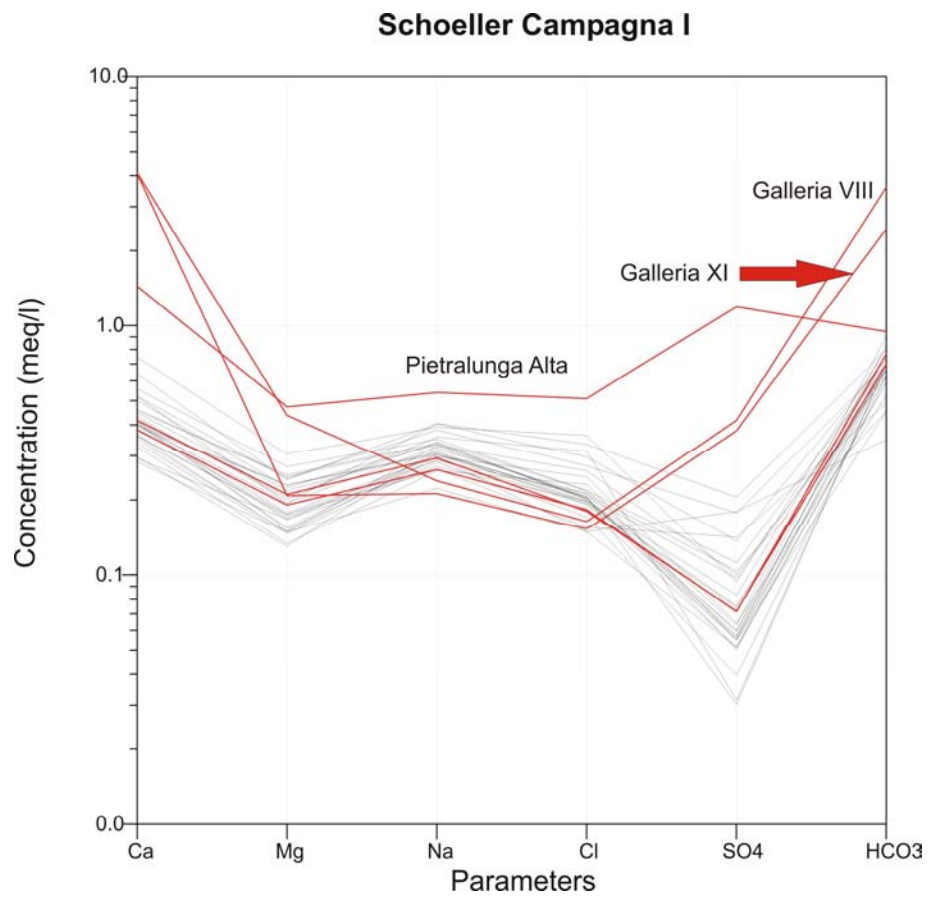


Fig. 9a e 9b. Diagramma di Schoeller relativo a tutte le acque di falda della prima campagna.

Le figure 10a e 10b illustrano chiaramente le peculiarità composizionali delle tre acque di falda, che abbiamo convenzionalmente definito “anomale”, e le relazioni che tra esse intercorrono. I diagrammi evidenziano le variazioni di concentrazione rispetto una specie chimica maggiore, quale è il calcio, di due elementi in traccia lo stronzio (Sr) e l’yttrio (Y), che sono geochimicamente affini e vicarianti abituali del calcio.

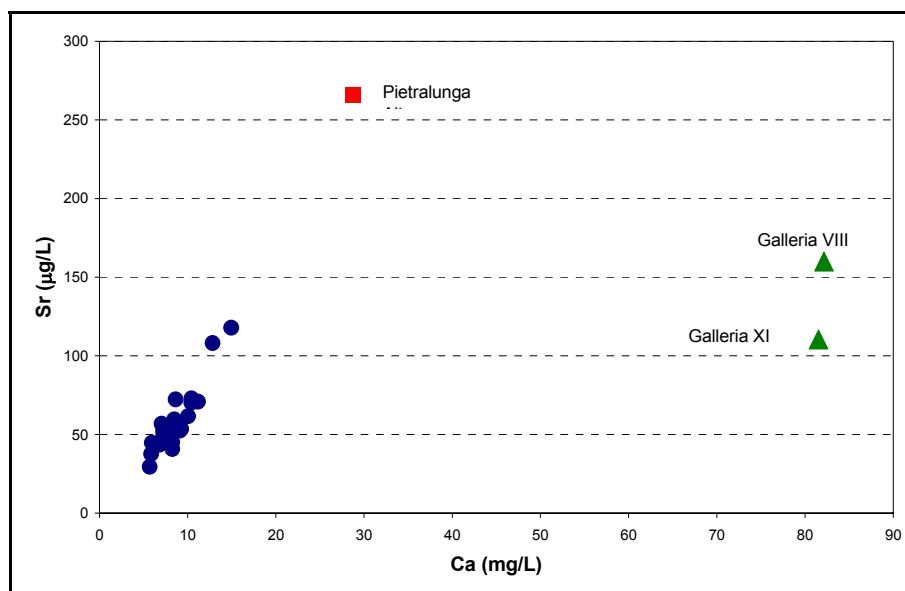


Fig. 10a. Diagramma di correlazione Ca – Sr.

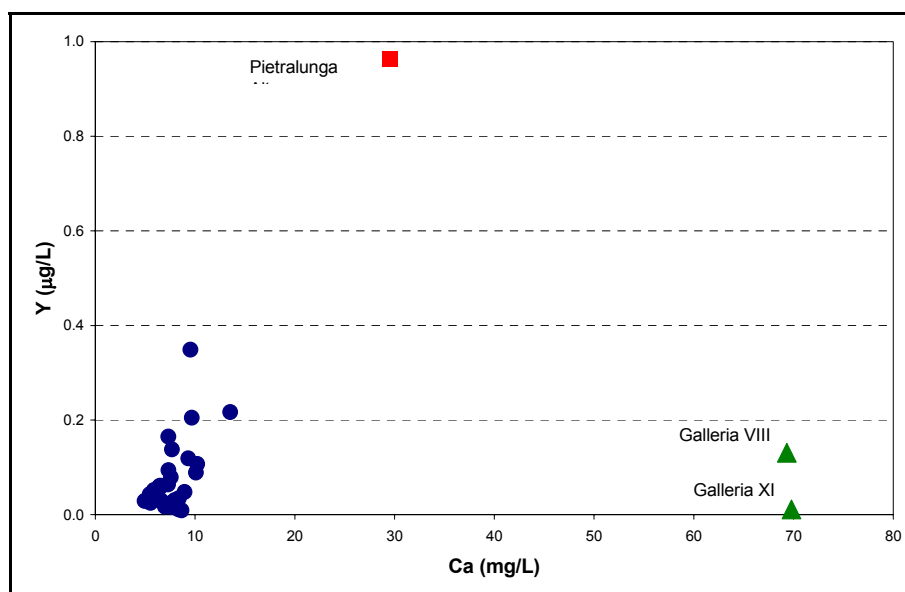


Fig. 10b. Diagramma di correlazione Ca – Y.

I diagrammi sopra mostrati sono di grande utilità in quanto, oltre a sottolineare la oramai acclarata diversità geochimica tra le tre acque freatiche sopra citate ed il gruppo di tutte le altre, rimarcano che vi è una ulteriore distinzione da compiere. Infatti, mentre le acque

di Galleria VIII e Galleria XI occupano nei diagrammi delle Figure 10a e 10b una posizione sostanzialmente analoga, (il che le pone su di un piano di stretta consanguineità idrogeochimica), la composizione di Pietralunga Alta si differenzia molto da queste.

Vi è anche un'altra considerazione da fare: Pietralunga Alta pur distinguendosi nei diagrammi anche dal gruppo principale delle altre acque di falda, per delle concentrazioni di Sr ed Y sensibilmente più elevate, si pone comunque, in tutti e due i diagrammi, su di una linea evolutiva comune con queste ultime.

Occorre di conseguenza considerare che una reale diversità, ai fini interpretativi della vicenda genetica delle acque di freatiche analizzate, si pone, dal punto di vista strettamente geochimico, solo tra le acque di Galleria VIII e Galleria XI, e tutte le altre. Oltretutto, queste due acque, tra loro così simili per composizione, registrano anch'esse un punto importante di diversità: cioè il contenuto di arsenico. Questo fatto, evidentemente, deve avere una ragionevole spiegazione e non ci si può esimere dal trattare l'argomento viste anche le proprietà tossicologiche dispiagate da questo metalloide.

Occorre allora, prima di avviarsi a sviluppare il tema del contenuto di arsenico nelle acque di falda del Monte Amiata, una breve introduzione alla geochimica di questo elemento quale indispensabile (e propedeutica) premessa alla trattazione di un argomento di questa natura.

3.4. L'arsenico nelle acque di falda

3.4.1. Introduzione

L'arsenico è un elemento del gruppo VB della tavola periodica. Spesso è erroneamente inserito tra i metalli pesanti ma si tratta, in realtà, di un *metalloide*, una specie, in altre parole, che presenta contemporaneamente proprietà da *metallo* e da *non metallo*. In realtà questo elemento si comporta usualmente da non metallo, formando legami covalenti nei composti e dando luogo a specie anioniche in soluzione.

L'arsenico ha numero atomico 33, peso atomico 75 ed una densità di 5.72 g/cm³. Gli stati d'ossidazione sono As^{III} ed As^V. L'arsenico è un elemento in traccia relativamente abbondante e si ritrova, pertanto, in tutti i comparti ambientali. Questo elemento è, infatti, presente in concentrazioni variabili nelle rocce, nei suoli, nel pulviscolo, in aria, nelle acque naturali e nei tessuti biologici.

L'arsenico è il costituente principale di oltre 200 fasi minerali tra cui arsenati (60%), solfuri e solfosali (20%), arseniuri, arseniti, ossidi per la restante parte (Onishi, 1970). Tra le

fasi mineralogiche più comuni vi sono: *realgar* (AsS), *orpimento* (As₂S₃), *arsenopirite* (FeAsS), *tennantite* ([Cu,Fe]₁₂As₄S₁₃), *enargite* (CuAsS₄), *scorodite* (FeAsO₄·2H₂O) e *mimetite* (Pb₅[AsO₄]₃Cl).

L'arsenico si trova usualmente, con proprie fasi cristalline, in quantità apprezzabili nelle concentrazioni minerarie. In particolare, nei giacimenti a solfuri di media e alta termalità, è spesso presente come *arsenopirite* (FeAsS), *realgar* (AsS) o altre fasi di più bassa temperatura nei depositi *teletermali* dove è spesso associato a minerali di Hg ed Sb. L'arsenico è, inoltre, un ospite comune ed abbondante, come vicariante dello S, nei reticoli di solfuri quali: *pirite* (FeS₂), *galena* (PbS), *calcopirite* (CuFeS₂) e, in minor misura, nel solfuro di zinco, *blenda* (ZnS; Goldschmidt, 1954).

Il contenuto medio di arsenico nella crosta continentale (*clarke*) è stato stimato da Greenwood e Earnshaw (1984) attorno a 1.8 mg kg⁻¹. Un valore molto prossimo è stato calcolato da Wedepohl (1970) per le rocce magmatiche sulla base dei valori medi misurati su graniti, basalti e gabbri. Valori sensibilmente più elevati di arsenico sono, invece, usualmente presenti nelle rocce sedimentarie e Wedepohl (1970) ha suggerito un contenuto medio di 13 mg/kg nelle rocce argillose. L'elemento è generalmente arricchito nei sedimenti marini ridotti ed in rocce particolari quali le fosforiti. La concentrazione di arsenico nelle acque naturali, soprattutto in quelle di falda, risente molto della situazione locale (Matschullat, 2000).

L'arsenico è ben noto per le sue proprietà tossicologiche ed è proprio la presenza di As nelle acque di falda, cioè nell'acqua potabile, che pone dei seri problemi in molte parti del mondo.

In effetti il problema della presenza di As nelle acque di falda ha una dimensione planetaria tale che decine di milioni di persone vivono in territori dove le acque sotterranee superano costantemente il valore di 50 µg/L. Argentina, Australia, Bangladesh, Cile, Cina, India, Messico, Perù, Stati Uniti, Ungheria, Thailandia e Vietnam, hanno ampie zone dove gli standard nazionali per le concentrazioni massime ammissibili di arsenico nelle acque potabili sono ampiamente superati. L'*Environmental Protection Agency* (EPA) degli Stati Uniti stima che almeno 13 milioni di americani sono esposti ad elevati valori di As nelle acque potabili (vedi Fig. 11).

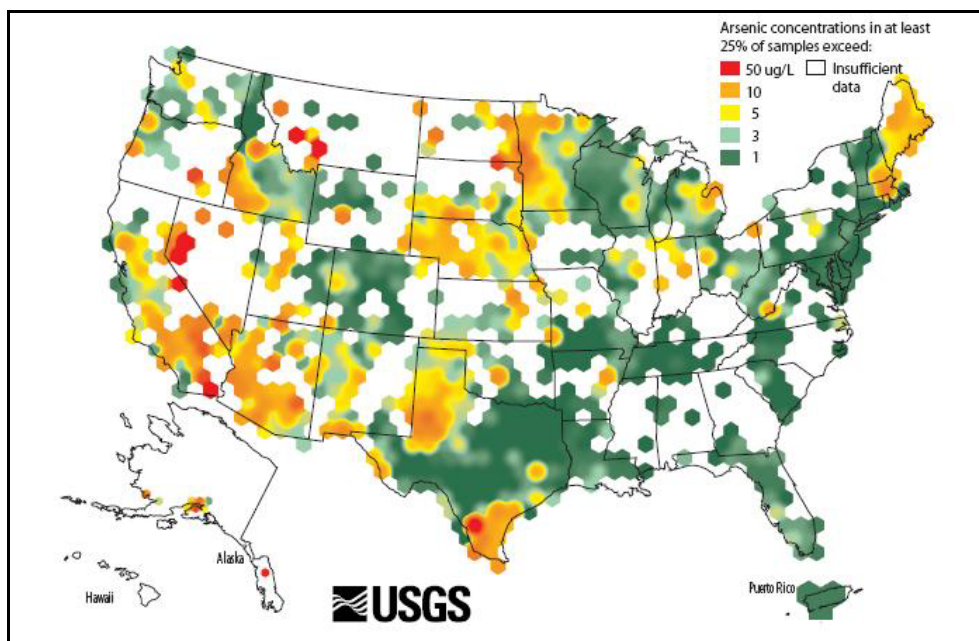


Fig. 11. Distribuzione dell'arsenico nei pozzi per acqua degli Stati Uniti. Il colore arancione indica che nel territorio almeno il 25% dei pozzi ha concentrazioni superiori ai 10 µg/L, il colore rosso indica che sono superati i 10 µg/L.

3.4.2. Cenni sulla geochimica dell'Arsenico

Le possibili fonti cui può essere attribuita la responsabilità della presenza di arsenico nelle acque di falda sono molte e un certo numero rimane, probabilmente, ancora da identificare. In generale, nelle aree del globo che presentano alte concentrazioni dell'elemento nelle acque di falda sono in gioco dei fattori naturali (Smedley e Kinniburgh, 2002). I casi in cui è l'attività mineraria l'origine certa della presenza di As nelle falde, e se ne potrebbe fare un lungo elenco, questo fenomeno è abbastanza localizzato e la relazione col minerario è spesso facilmente individuabile. Si possono anche avere casi di inquinamento da As nelle falde idriche di origine industriale o per attività legate all'agricoltura, ma si tratta di casi non frequenti.

In ogni modo l'aspetto centrale del fenomeno è, comunque, da individuarsi nei fattori che controllano la mobilità geochimica dell'arsenico e quindi possono promuovere, favorire, rallentare o impedire l'arrivo dell'As nelle acque di falda. Come si può ben comprendere si tratta di una materia complessa che implica fenomeni, ancora oggetto di studio, e sottende equilibri piuttosto delicati, nel panorama delle interazioni *acqua – roccia*, di un elemento come l'As che, tra l'altro, mostra nelle soluzioni acquose naturali una spiccata tendenza ad un comportamento geochimico *non conservativo*. Si farà qui di seguito brevemente cenno ai principali fattori che incidono sulla mobilità di questo metalloide.

Iniziamo col dire che l'arsenico ha, nelle acque naturali, due possibili stati di ossidazione, lo stato trivalente (As^{III}) e lo stato pentavalente (As^{V}). Si può allora facilmente comprendere che la geochimica dell'arsenico è, intanto, fortemente influenzata dalle reazioni di ossido-riduzione (*redox*) e dalle variazioni del pH che possono influire incisivamente sulla mobilità dell'elemento.

Cominciamo dal parametro più semplice. Nella Figura 12 è rappresentata, in base al calcolo termodinamico, la distribuzione delle specie acquose dell'arsenico in funzione del pH, preso nell'arco di valori da 3 a 11, che relativamente a questo parametro esaurisce, in pratica, gli ambienti possibili in natura.

La solubilità dei metalli pesanti (Cr, Ni, Pb; etc.) è in generale favorita da pH acidi, mentre nel *range* dei pH solitamente vigenti nelle acque di falda, che oscilla attorno alla neutralità (pH=7), la solubilità diminuisce per fenomeni di precipitazione o assorbimento su altre fasi, prevalentemente minerali argillosi ed ossidi idrati di Fe, Al, Mn (Matisoff et al., 1982; Robertson, 1989; Welch e Lico, 1998). Il contrario vale per gli elementi che danno specie anioniche, incluso l'As, che all'aumentare del pH tendono a permanere in soluzione e anche a staccarsi dalle superfici delle fasi su cui erano stati assorbiti (Dzombak e Morel, 1990; Welch et al. 2000).

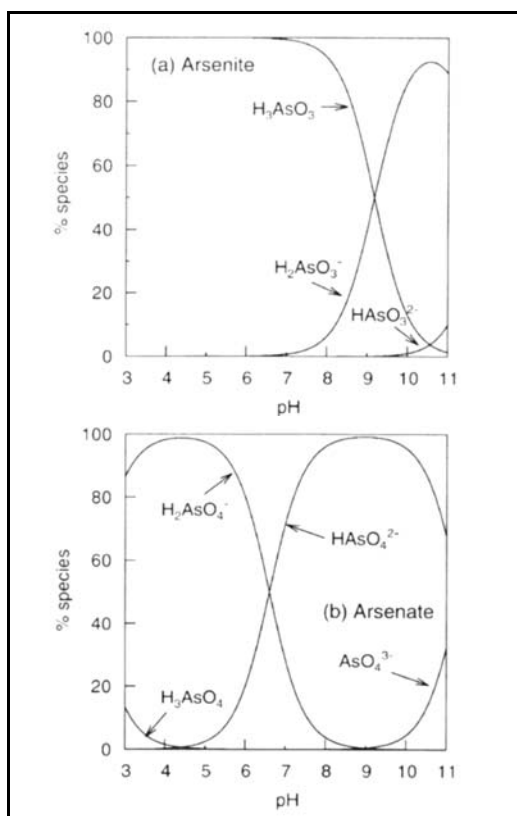


Fig. 12. Speciazione dell'As in un ampio intervallo di valori del pH ed una forza ionica pari a 0.01 M. Le condizioni di Eh sono leggermente riducenti nel grafico in alto ed ossidanti in quello in basso (da Smedley e Kinniburgh, 2002).

La concentrazione di arsenico nelle acque naturali, soprattutto in quelle di falda, risente molto dell'ambiente chimico-fisico che può venirsi a creare localmente (Matschullat, 2000). Stiamo facendo un esplicito riferimento alle condizioni di pH, al potenziale di ossidazione (Eh) e alle diversità degli ambienti geochimici cui la combinazione di questi due parametri può dare luogo.

Nei diagrammi Eh-pH riportati nelle Figure 13a e 13b sono rappresentati i campi di stabilità termodinamica per le specie ossidate e ridotte di arsenico nel sistema As-O₂-H₂O-CO₂ e nel sistema Fe-As-S-O₂-H₂O-CO₂, per tenere in debito conto due specie chimiche che molto spesso si accompagnano all'arsenico come appunto lo zolfo ed il ferro.

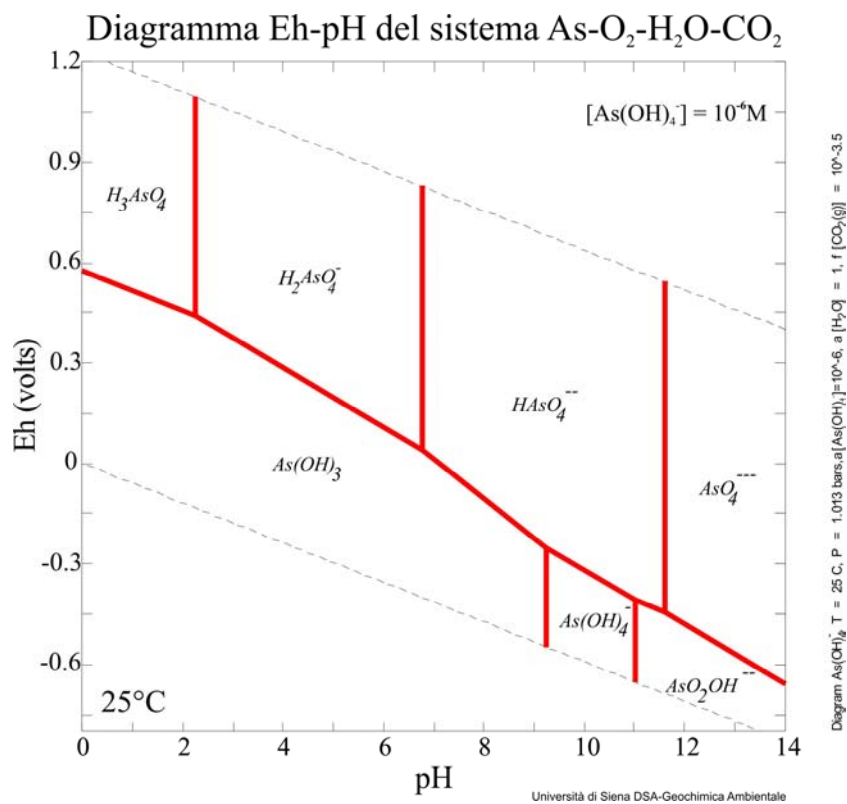


Fig. 13a. Diagramma Eh-pH per il sistema As-O₂-H₂O-CO₂.

Come si osserva in Figura 13a, in condizioni riducenti l'As^{III} è stabile in un ampio intervallo di valori del pH, in forma di As(OH)₃ e di As(OH)₄⁻, oppure AsO₂OH a pH maggiori di 9. L'arsenico pentavalente (As^V) è stabile come H₂AsO₄⁻ a valori di pH inferiori a 7 ed in ambiente ossidante, mentre per valori più elevati del pH la specie dominante è HAsO₄²⁻.

Il diagramma della Figura 13b rappresenta i campi di stabilità termodinamica delle specie ridotte ed ossidate nel sistema Fe-As-S-O₂-H₂O-CO₂. Come si può osservare in

ambiente acido ed ossidante si rende stabile l'arseniato di ferro idrato ($\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) o *scorodite*, che può avere un ruolo di rilievo durante i processi di alterazione di concentrazioni metallifere a solfuri, ed è molto sensibile alla variazione dell'ambiente geochimico.

Si comprende facilmente, per quanto illustrato che la geochimica dell'arsenico è fortemente influenzata dal pH e dalle reazioni di ossido-riduzione (*redox*) che possono in questo modo influire incisivamente sulla mobilità geochimica dell'elemento e quindi sulle probabilità che possa giungere alla falda freatica.

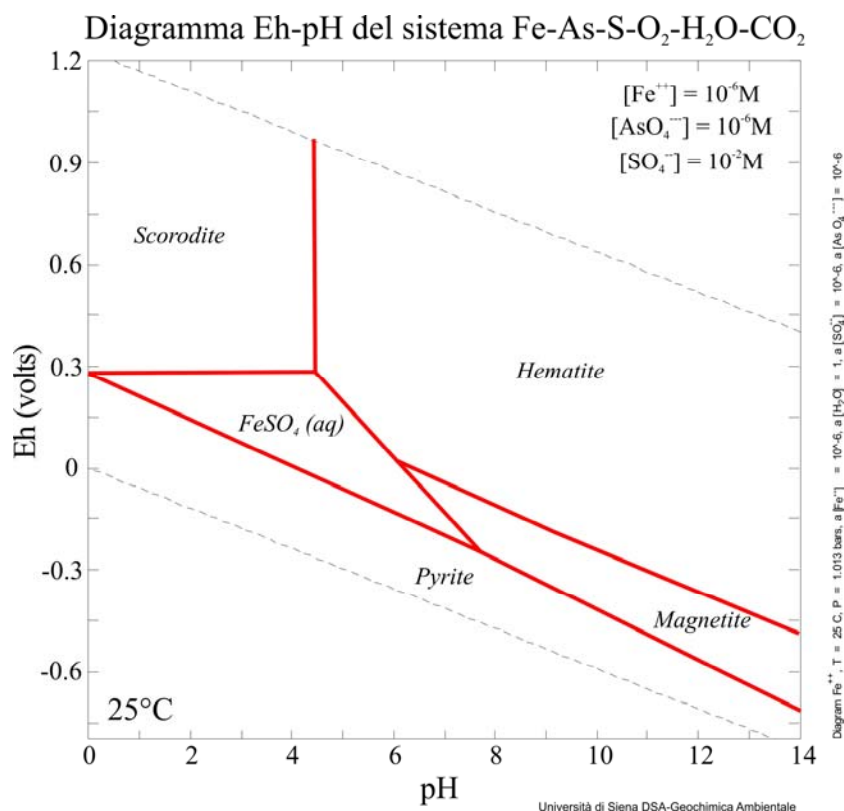
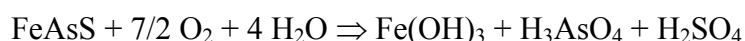


Fig. 13b. Diagramma Eh-pH per il sistema Fe-As-S-O₂-H₂O-CO₂.

I fenomeni di ossidazione di solfuri portatori di As tendono a liberare l'elemento dal reticolo cristallino in cui era fissato e lo consegnano a quei meccanismi cui si è fatto cenno. L'ossidazione dell'arsenopirite (FeAsS) sembra procedere molto più celermente di quella della pirite secondo la reazione:



reazione che diventa ancora più rapida in presenza di specie batteriche come *T. ferrooxidans* (Fernandez et al., 1995).

Gli ossidi di ferro hanno un ruolo di primo piano nel controllo della mobilità dell'As nei sistemi acquosi in quanto tendono fortemente ad assorbire i *complessi anionici* formati da

questo elemento (come abbiamo visto *arsenito* ed *arsenato*). Questo fenomeno, per il rilievo che assume nella distribuzione dell'As negli ambienti geochimici di superficie, è stato approfonditamente studiato assieme ai meccanismi che vi presiedono e che lo regolano (Fuller et al., 1993; Jain et al., 1999).

Un aspetto di grande rilevanza per la geochimica ambientale dell'As risiede nella possibilità che, in certe condizioni, l'elemento possa essere rilasciato dagli ossidi di ferro ed entrare in circolo. Abbiamo già accennato al fatto che un aumento dei valori di pH, nel *range* basico, può innescare il rilascio di arsenico, ma la eventuale riduzione (reazione *redox*) del ferro da Fe^{III} a Fe^{II} (cui consegue la dissoluzione della fase minerale) ha certo, in prospettiva, esiti ancor più incisivi.

Un ultimo aspetto che va senz'altro considerato risiede nel rilascio di As da parte degli ossidi di ferro a causa di fenomeni progressivi di ricristallizzazione. I grumi di ossidi di ferro che si formano nei primi stadi dei processi di alterazione delle rocce (per esempio *ferrihydrate*) hanno un grado di cristallinità molto basso ed una enorme superficie specifica (> 600 m²/g). Nel tempo questi “*clusters*” poco ordinati tendono ad organizzarsi in minuti cristalli di altre fasi cristalline degli ossidi di ferro (per esempio *goethite*), con riduzione della *superficie specifica* (per la *goethite* si passa a circa 150 m²/g). Poiché i processi di assorbimento sono essenzialmente dei fenomeni di superficie, questo cambiamento, detto in estrema sintesi, conduce ad un rilascio di parte dell'As in precedenza assorbito (Dzombak e Morel, 1990; Cornell e Schwertmann, 1996).

3.4.3. L'arsenico nelle acque di falda del Monte Amiata

Si tratta adesso di tentare di capire, una volta che la fredda oggettività dei numeri ha dimostrato che i fluidi geotermici nulla hanno a che vedere con la idrogeochimica delle acque di falda analizzate, quale sia l'origine dell'arsenico in queste contenute.

La gran parte delle acque di falda analizzate mostra contenuti di As che si collocano nella fascia media delle acque naturali sotterranee. Si tratta di contenuti di qualche µg/L che si accordano correttamente con l'ubiquitaria presenza di arsenico nelle rocce comuni e con l'inevitabile passaggio in soluzione di una piccola quantità dell'elemento nell'interazione acqua-roccia.

Alcune delle acque campionate (per l'esattezza 6 campioni provenienti da Galleria XI, Ente, Bagnoli, Monistaldo, Corniolo e Pozzo Acqua Gialla) mostrano contenuti più elevati ed eccedenti i nuovi limiti UE. Per tutto quanto precede, questi contenuti anomali nelle acque sotterranee non possono che essere in relazione con delle anomalie di As nelle rocce con cui

le acque stesse vengono in contatto e con i processi geochimici che come abbiamo visto controllano la mobilità dell'elemento.

E' noto che i normali livelli di presenza di arsenico (o di altri elementi) nelle rocce e nel suolo, come già sottolineato, è talora accentuata in alcuni contesti geologici. Ciò avviene specialmente laddove le rocce sono state permeate da fluidi idrotermali che hanno portato alla deposizione di solfuri e solfosali dove l'elemento può trovarsi in concentrazioni rilevanti.

La Figura 14 mostra lo sviluppo delle gallerie della miniera di Hg di Abbadia S. Salvatore.

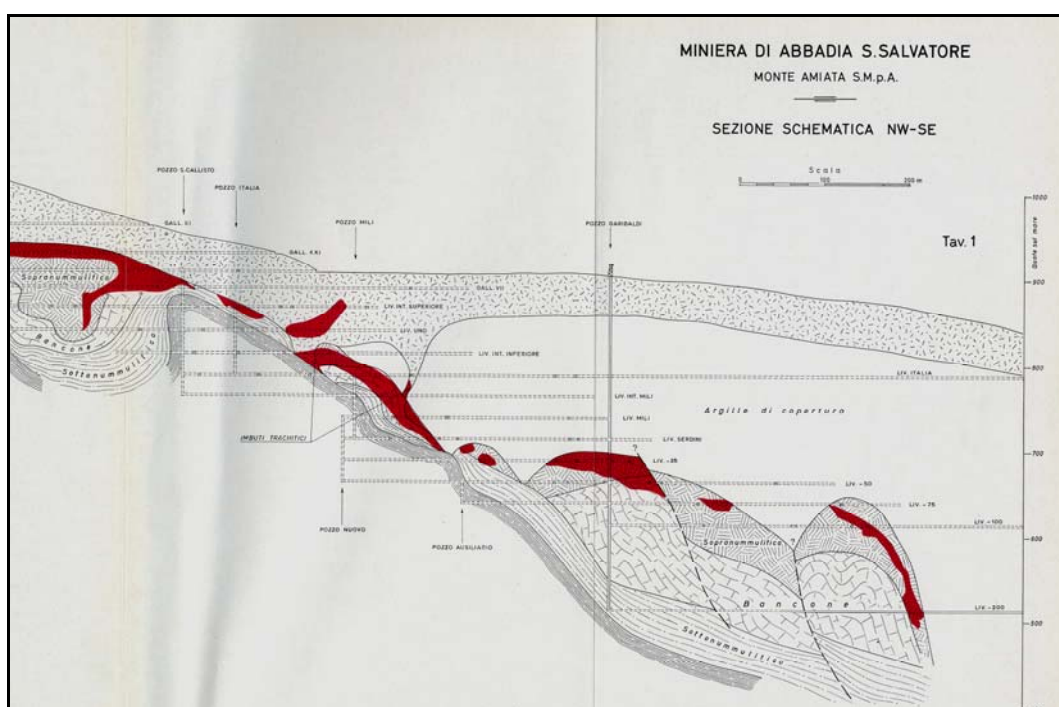


Fig. 14. Piani di coltivazione e sviluppo delle gallerie della miniera di Abbadia S. Salvatore.

La Figura 15 mostra un particolare della precedente in cui si può apprezzare la collocazione della Galleria XI. Come si vede chiaramente, la Galleria XI ha un decorso parallelo ad un esteso corpo minerario a cinabro (HgS). Orbene, nelle mineralizzazioni ad Hg ed Sb l'arsenico è sempre rilevabile, in concentrazioni più o meno elevate, in quanto fa parte del corteo di elementi chimici che si ritrovano usualmente associati nei depositi metalliferi epizonali, cioè poco profondi e depositati da fluidi idrotermali di temperatura non molto elevata. D'altra parte, la presenza di *realgar* (AsS) e di altri composti di arsenico nelle mineralizzazioni dell'Amiata, particolarmente nel giacimento di Abbadia S. Salvatore, è ben nota ed è stata a più riprese segnalata dagli studiosi del settore (Dessau, 1971).

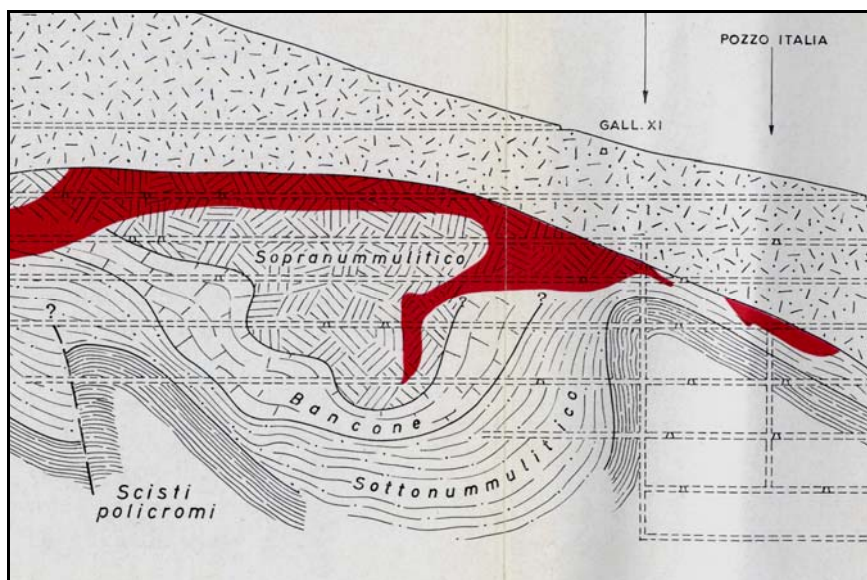


Fig. 15. Particolare della Figura 14: in alto è osservabile il profilo della Galleria XI.

Nella Figura 16 è rappresentata una carta schematica che illustra alcuni fondamentali della geologia del Monte Amiata, riportando anche l'ubicazione dei punti di prelievo delle acque di falda campionate. I punti di prelievo dei 6 campioni di acque freatiche con tenore di As più elevato sono distinti con il contrassegno di colore giallo.

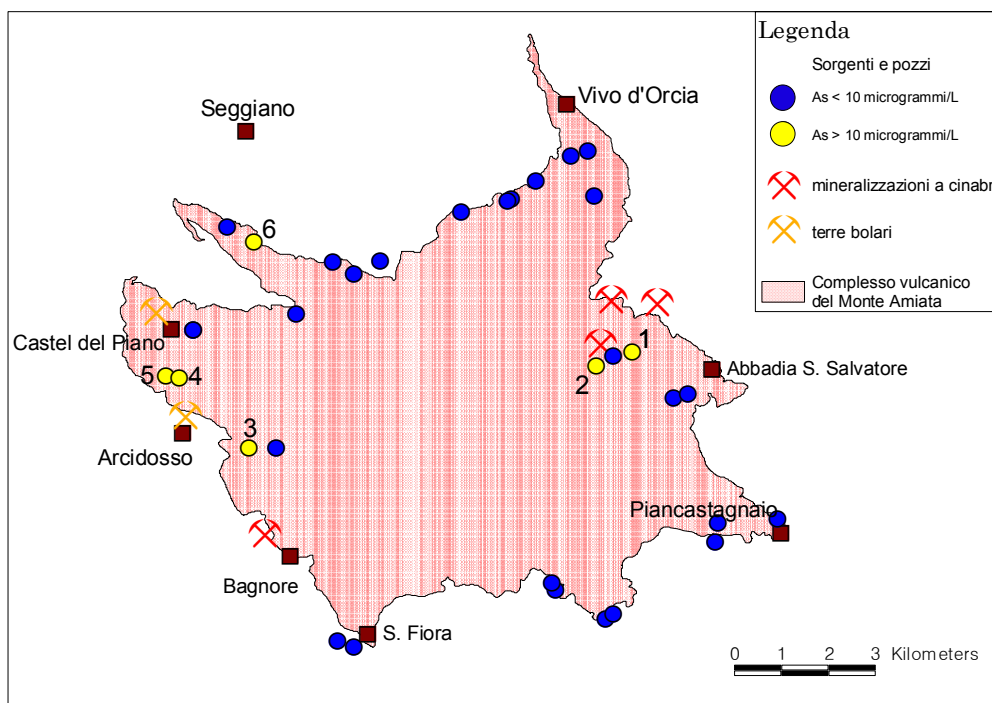


Fig. 16. Ubicazione dei punti di prelievo delle acque di falda campionate nell'area di studio. In giallo sono distinte le acque freatiche con tenore di arsenico maggiore di 10 µg/L. 1) Galleria XI; 2) Pozzo Acqua Gialla; 3) Ente; 4) Monistaldo; 5) Corniolo; 6) Burlana.

Come si può vedere i punti di prelievo della Galleria XI, di cui si è detto poco sopra, e del Pozzo Acqua Gialla (dove è stato registrato il valore massimo di 27.15 µg/L o ppb) insistono nell'area mineraria di Abbadia S. Salvatore. Per tutto quanto sappiamo in un tale contesto sarebbe da attendersi la presenza nelle acque della falda di valori di As anche superiori. Ciò, presumibilmente, non avviene perché, come in precedenza illustrato, i valori non elevati del pH non favoriscono la mobilità dell'elemento.

I punti di prelievo di Burlana, Corniolo, Ente e Monistaldo insistono, come si può osservare in carta, in una zona dove la circolazione di As nelle acque naturali è testimoniata dalla presenza di depositi recentissimi di sedimenti da cui estraevano terre coloranti per uso industriale, con tenori di As fino al 9% (Cava delle Mazzarelle) in quanto ricchi di una miscela di prodotti colloidali costituita a silice, ossidi di Fe ed arseniato basico di ferro (Manasse, 1915; Cipriani e Malsani, 1971). Sempre in questa zona, Baroni et al. (2004) hanno segnalato concentrazioni di As in campioni di suolo nell'ordine di migliaia di mg/kg (ppm).

Nella carta di Figura 16 sono riportati sia i siti minerari che quelli dei giacimenti di *terre bolari* prossimi ai punti di prelievo delle acque di falda che hanno dato i valori più elevati di arsenico. Tutti questi siti sono ben noti e debitamente riportati, tra l'altro, nel volume "Inventario del patrimonio minerario e mineralogico in Toscana" edito nel 1991 dal Dipartimento Ambiente della Regione Toscana.

Val la pena di aggiungere che, la peculiarità delle anomalie per As riscontrate nelle acque di falda che insistono su aree palesemente portatrici di "hot spots" di questo elemento la si può intravedere anche a livello della distribuzione dei dati analitici misurati nel tempo in queste acque (Figg. 17 e 18).

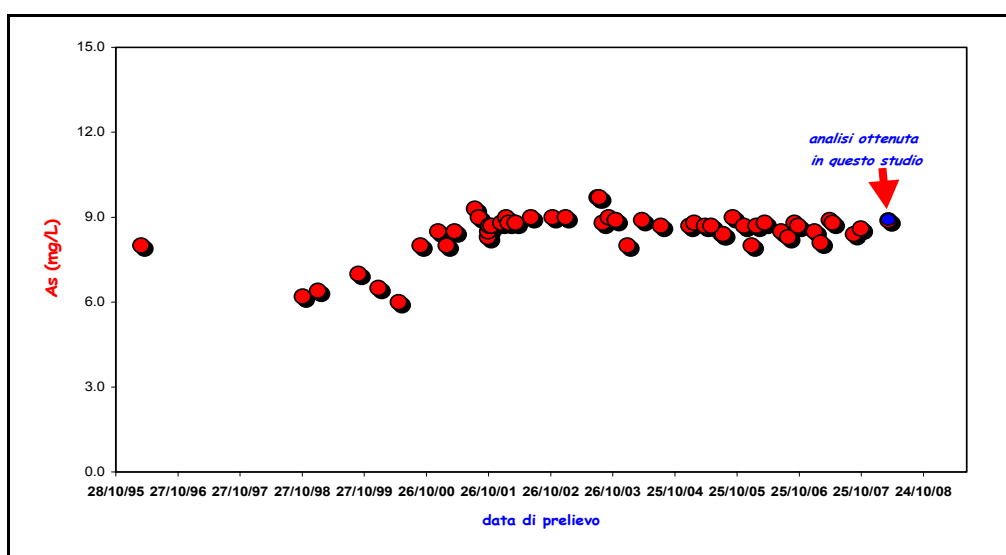


Fig. 17. Concentrazioni di arsenico misurate da ARPAT ed Acquedotto del Fiora nelle acque della sorgente Fiora Nuova, dal 1995 al 2008.

Come si può osservare in Figura 17 si è in presenza di concentrazioni sostanzialmente stabili di As (il modesto incremento del valore di concentrazione che si registra a cavallo del 2000 potrebbe tra l'altro essere legato alla metodica analitica).

Cosa può significare una concentrazione stabile nel tempo? Una stabilità di concentrazione nel tempo sottende un rilascio *stabile* nel tempo legato ad una fonte omogenea in quanto a capacità di cessione dell'elemento. Priva, quindi, di quegli "hot spots" in grado di influenzare le concentrazioni in falda anche a seguito di piccole variazioni di condizioni geochimiche che vengano a verificarsi al loro interno.

L'andamento delle concentrazioni di As nel tempo, riportate nella Figura 18, per le acque del Pozzo Acqua Gialla rende ancor più chiaro il concetto.

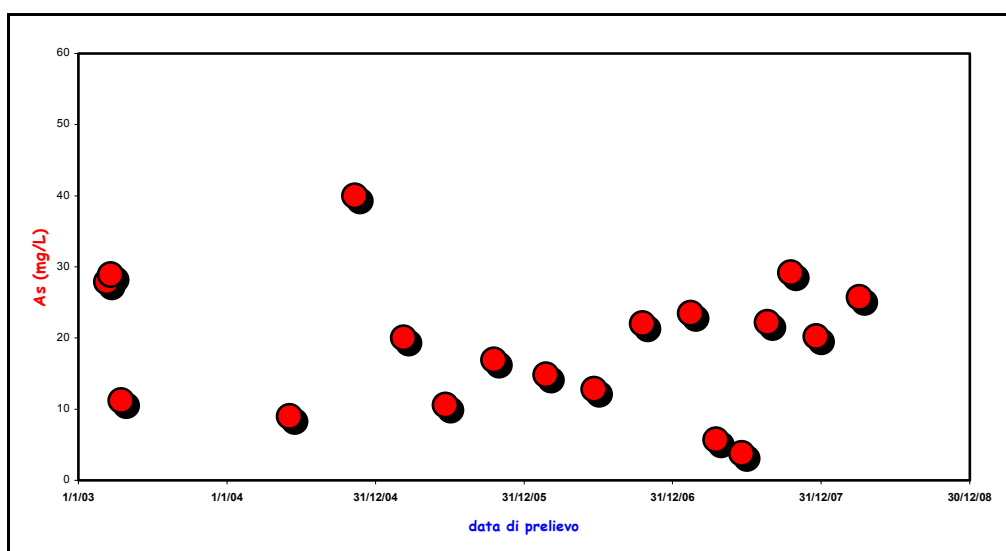


Fig. 18. Concentrazioni di As misurate da ARPAT ed Acquedotto del Fiora nelle acque del Pozzo Acqua Gialla, dal 2003 al 2008.

CONCLUSIONI

Sulla base delle considerazioni svolte riguardo ai molti dati geochimici raccolti sui fluidi geotermici e sulle acque di falda, delle conoscenze attinenti alla storia geogiacimentologica dell'area di studio e della discussione complessiva fin qui sviluppata, risulta piuttosto semplice fornire una risposta chiara e concisa al quesito posto dalla Regione Toscana circa "la eventuale esistenza di una interferenza dei fluidi geotermici con le acque della falda idropotabile", cioè:

- 1) la geochimica comparata dei fluidi geotermici e delle acque di falda dell'acquifero idropotabile consente di affermare che non vi è traccia alcuna della esistenza di una interferenza di fluidi endogeni (geotermici) con le acque freatiche;
- 2) i caratteri geochimici dei fluidi geotermici e delle acque di falda escludono, in modo categorico, che anche una frazione largamente minoritaria dell'arsenico presente in queste stesse acque possa aver avuto origine dalla interferenza dei fluidi geotermici con l'acquifero;
- 3) la storia metallogenica del Monte Amiata ed i dati geochimici, mineralogici e giacimentologici concernenti l'arsenico, giustificano ampiamente le concentrazioni di questo elemento misurate nelle acque di falda.

BIBLIOGRAFIA

- Baroni F., Boscagli A., Di Lella L.A., Protano G., Riccobono F., (2004): Arsenic in soil and vegetation of contaminated areas in southern Tuscany (Italy). *Journal of Geochemical Exploration*, 81, 1-14.
- Batini F., Brogi A., Lazzarotto A., Liotta D., Pandeli E., (2003): Geological features of Larderello-Travale and Mt. Amiata geothermal areas (southern Tuscany, Italy). *Episodes*, 26, 3, 239-244.
- Bertini G., Cappetti G., Dini I., Lovari F., (1995): Deep drilling results and updating of geothermal knowledge on the Monte Amiata area. *Proceedings of the World Geothermal Congress*, 2, 1283-1286.
- Brogi A., Lazzarotto A., Lotta D., Ranalli G., CROP18 Working Group, (2005): Crustal structures in the geothermal areas of southern Tuscany (Italy): insights from the CROP 18 deep seismic reflection lines. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 148, 60-80.
- Calamai A., Cataldi R., Squarci P., Taffi L., (1970): Geology, Geophysics and Hydrogeology of the Monte Amiata Geothermal Fields. *Geothermics*, Special Issue 1, 1-9.
- Carmignani L., Decandia F.A., Fantozzi P.L., Lazzarotto A., Liotta D., Meccheri M., (1994): Tertiary extensional tectonics in Tuscany (Northern Apennines, Italy). *Tectonophysics*, 238, 295-315.
- Cipriani C., Malesani P., (1971): I giacimenti di materiali litoidi. *Rend. Soc. It. Min. Petr.*, XXVII, 317-340.
- Cornell R.M., Schwertmann U., (1996): The iron oxides: structure, properties, reactions, occurrence and uses. VCH, Weinheim, Germany.
- D'Achiardi A., (1878): Sull'origine dell'acido borico e dei borati. *Atti. Soc. Tosc. Sci. Nat.*, 3, 252-273.
- Dessau G., (1971): I giacimenti dell'area del Monte Amiata. *Rend. Soc. It. Min. Petr.*, vol. XXVII, 452-501.
- Dieulafait L., (1877): L'acide borique. *Ann. de Chimie et de Physique*, 5^e série, 12, 1-37.
- Duchi V., Minissale A., Ortino S., Romani L., (1987): Geothermal prospecting by geochemical methods on natural gas and water discharges in the Vulsini Mts volcani district (Central Italy). *Geothermics*, 16, 147-157.
- Dzombak D.D., Morel F.M.M., (1990): Surface complex modeling. John Wiley & Sons, New York, USA.

- Fernandez M.G.M., Mustin C., Detonato P., Barres O., Marion P., Berthelin J., (1995): Occurrences at the mineral-bacteria interface during the oxidation of arsenopyrite by *Thiobacillus ferrooxidans*. *Journal of Biotechnology and Bioengineering*, 46, 1, 13-21.
- Ferrari L., Conticelli S., Burlamacchi L., Manetti P., (1996): Volcanological evolution of the Monte Amiata, Southern Tuscany: new geological and petrochemical data. *Acta Vulcanologica*, 8, 41-56.
- Fogg T.R., Duce R.A., (1985): Boron in the troposphere: distribution and fluxes. *J. Geophys. Rev.*, 90, 2, 3781-3796.
- Fronzoni F., (2008): Geochemistry of regional aquifer systems hosted by carbonate-evaporite formations in Umbria and southern Tuscany (central Italy). *Applied Geochemistry*, 23, 2091-2104.
- Fruehlich J.S., Robertson D.E., Evans J.C., Olsen K.B., Lepel E.A., Laul J.C., Abel K.H., Sanders R.W., Jackson P.O., Wogman N.S., Perkins R.W., (1980): Mount St. Helens ash from the 18 May eruption: chemical, physical, mineralogical and biological properties. *Science*, 209, 1116-1125.
- Fuller C.C., Davis J.A., Waychunas G.A., (1993): Surface chemistry of ferrihydrite: Part 2. Kinetics of arsenate adsorption and coprecipitation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 57, 2271-2282.
- Garrett D.E., (1998): Borates. *Handbook of Deposits, Processing, Properties and Use*. Academic Press, San Diego, USA.
- Gast J., Thompson T., (1959): Evaporation of boric acid from seawater. *Tellus*, 3, 344-347.
- Gladney E.S., Wangnen L.E., Curtis D.B., Journey E.T. (1978): Observations on boron release from coal-fired power plants. *Environ. Science Technol.*, 12, 1084-1085.
- Glover R.B., Stewart M.K., (1996): Chemical and isotopic changes in shallow groundwater caused by exploitation of the Wairakei geothermal field, New Zealand. *Geothermics*, 25, 647-661.
- Goldberg S., (2005): Inconsistency in the triple layer model description of ionic strength dependent boron adsorption. *Journal of Colloid and Interface Science*, 285, 509-517.
- Goldschmidt V.M., (1954): Group 3, Boron. *Geochemistry*. Clarendon Press, Oxford, 280-291.
- Greenwood N.N., Earnshaw A., (1984): *Chemistry of the Elements*. Pergamon, Oxford, UK.
- Guo Q., Wang Y., Liu W., (2007): Major hydrogeochemical processes in the two reservoirs of the Yangbajing geothermal field, Tibet, China. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 166, 255-268.

- Jain A., Raven K.P., Loeppert R.H., (1999): Arsenite and arsenate adsorption on ferrihydrite: surface charge reduction and net OH⁻ release stoichiometry. *Environmental Science and Technology*, 33, 1179-1184.
- Karahan S., Yurdakoc M., Seki Y., Yurdakoc K., (2006): Removal of boron from aqueous solution by clays and modified clays. *Journal of Colloid and Interface Science*, 293, 36-42.
- Korzh V.D., (1971): General rules of fractioning of chemical elements at the removal from the ocean to the atmosphere. *Dokl. Akad. Nauk SSSR*, 292.
- Krauskopf K.B., (1967): *Introduction to geochemistry*. McGraw-Hill, New York, pp. 721.
- Manasse E., (1915): Sulla composizione chimica delle terre gialle e bolari del Monte Amiata. *Soc. Tosc. Sci. Natur.*, 30.
- Martens C.S., Harriss R.C., (1976): Boron in coastal North Florida rainfall. *J. Geophys. Res.*, 81, 6371-6375.
- Mather J.D., Porteous N.C., (2001): The geochemistry of boron and its isotopes in groundwaters from marine and non-marine sandstone aquifers. *Applied Geochemistry*, 16, 821-834.
- Matisoff G., Khourey C.J., Hall J.F., Varnes A.W., Strain W.H., (1982): The nature and source of arsenic in northeastern Ohio ground water. *Ground Water*, 20, 4, 446-456.
- Matschullat J., (2000): Arsenic in the geosphere. A review. *Sci. Total Environ.*, 249, 297-312.
- Minissale A.A., (1991): Thermal springs in Italy: their relation to recent tectonics. *Appl. Geochem.*, 6, 201-212.
- Minissale A.A., Duchi V., (1988): Geothermometry on fluids circulating in a carbonate reservoir in north-central Italy. *J. Volcanol. Geotherm.*, 35, 237-252.
- Nishimura M., Nakaya S., Tanaka K., (1973): Boron in the atmosphere and precipitation: is the sea the source of atmospheric boron? *Proceedings of IAGC Symposium on Hydrogeochemistry and biogeochemistry*, Clarke Comp., Washington D.C., USA.
- Oana S., (1962): Volcanic gases and sublimates from Showashinzan. *Bull. Volcanol.*, 24, 49-57.
- Onishi Y., (1978): Arsenic. In: Wedephol K.H., Ed. *Handbook of Geochemistry II/3*. Berlin, Germany, 33-A-1 / 33-O-1.
- Robertson F.N., (1989): Arsenic in ground-water under oxidizing conditions, south-west United States. *Environmental Geochemistry and Health*, 11, 3-4, 171-186.
- Riccobono F., (1993): I giacimenti minerari. In: Giusti F. (Ed.), *La Storia Naturale della Toscana Meridionale*. Pizzi A., Milano, 107-139.

- Riccobono F., Sabatini G., (1990): L'anomalia per B, Li, Al, K, Be e V della Montagnola Senese. Relazione conclusiva "Toscana Meridionale 3", Convenzione ENI-Rimini - Ministero dell'Industria, Commercio ed Artigianato – Direzione Generale delle Miniere, Allegato n° 2, pp. 110.
- Skalbeck J.D., Shevenell L., Widmer M.C., (2002): Mixing of thermal and non-thermal waters in the Steamboat Hills area, Nevada, USA. *Geothermics*, 31, 69-90.
- Serri G., Innocenti F., Manetti P., (1993): Geochemical and petrological evidence of the subduction of delaminated Adriatic continental lithosphere in the genesis of the Neogene-Quaternary magmatism of Central Italy. *Tectonophysics*, 223, 117-147.
- Smedley P.L., Kinniburgh D.G., (2002): A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17, 517-568.
- Wedepohl K.H., (1970): *Handbook of Geochemistry*. Springer, Berlin, Germany.
- Welch A.H., Lico M.S., (1998): Factors controlling As and U in shallow ground water, southern Carson Desert, Nevada. *Applied Geochemistry*, 13, 4, 521-539.
- Welch A.H., Westjohn D.B., Helsel D.R., Wanta R.B., (2000): Arsenic in ground water of the United States: occurrence and geochemistry. *Ground Water*, 38, 4, 589-604.
- WHO, (1998): Boron in drinking water. Guidelines for drinking water quality. Vol. 2. Health criteria and other supporting informations. World Health Organization, Geneva.
- Williams L.B., Hervig R.L., (2005): Lithium and boron isotopes in illite-smectite: the importance of crystal size. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 69, 24, 5705-5716.
- Williams L.B., Hervig R.L., Halloway J.R., Hutcheon I., (2001): Boron isotope geochemistry during diagenesis. Part I. Experimental determination of fractionation during illitization of smectite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65, 11, 1769-1782.

C. GEOCHIMICA DEI SUOLI E DELLE ACQUE FLUVIALI

1. GEOCHIMICA DEI SUOLI

1.1. Introduzione

Nell'ambito dello studio geochimico ambientale sono stati prelevati ed analizzati campioni di suolo superficiale allo scopo di valutare l'impatto sulla pedosfera delle emissioni aerodisperse degli impianti geotermoelettrici dell'ENEL, presenti nelle aree di Bagnore e Piancastagnaio (centrali Bagnore, PC2, PC3, PC4 e PC5).

Lo studio è stato focalizzato essenzialmente sulla determinazione nel suolo dei contenuti totali di elementi in traccia emessi in varia misura dalle attività geotermiche: As, B, Hg, S (da H₂S) e Sb, e sulla ricostruzione della loro distribuzione nelle area geotermiche di Bagnore e Piancastagnaio.

La scelta del suolo come matrice di rilievo per valutare le modifiche ambientali attribuibili agli impianti geotermoelettrici deriva dal fatto che il sistema suolo occupa una posizione nodale nel complesso quadro delle interazioni che coinvolgono le sfere geochimiche di superficie (litosfera, atmosfera, idrosfera e biosfera). Infatti, i lineamenti del suolo risentono, oltre che della natura della roccia da cui ha tratto origine (roccia madre o *parent rock*), anche degli *input* atmosferici, della circolazione idrica superficiale e delle attività degli organismi vegetali ed animali. Sul suolo, ed in particolare sulla sua porzione più superficiale (*topsoil*), si ha la ricaduta, sotto forma di *wet and dry deposition*, di sostanze gassose, liquide e solide trasportate in atmosfera. Il suolo è interessato, inoltre, dalla circolazione delle acque di scorrimento superficiali con ripercussioni, talora incisive, sul chimismo e sulla qualità delle acque fluviali e di quelle sotterranee. Per quanto detto, il suolo riveste nell'ambiente di superficie un ruolo chiave operando come un tampone naturale che regola e controlla vari parametri e fattori in grado di influire sulla mobilizzazione ed il trasferimento delle specie chimiche verso le altre sfere geochimiche di superficie.

Per le finalità della presente ricerca sono stati utilizzati i dati analitici di 93 campioni di suolo superficiale (*topsoil*)¹, che per il loro significato ed ubicazione nell'area di studio è possibile riunire nei seguenti gruppi.

¹ Si rimanda al Capitolo "Materiali e metodi" per i dettagli relativi alla pianificazione del campionamento del suolo, alle procedure di prelievo dei campioni e loro trattamento in laboratorio, alle tecniche analitiche adottate, nonché alla loro ubicazione nell'area di studio (coordinate chilometriche).

Gruppo 1. Fanno parte di questo gruppo 79 campioni di suolo che provengono dalle aree geotermiche di Bagnore ($n=20$) e di Piancastagnaio ($n=59$). I campioni sono stati prelevati a circa 100, 300, 750, 1000 e 2000 m dalle centrali Bagnore, PC3 e PC4-PC5, lungo 2 transetti: uno allineato secondo i venti dominanti (SW-NE) e l'altro ortogonale al primo (SE-NW). Il campionamento è stato effettuato nel luglio-agosto del 2005 attorno agli impianti PC4 e PC5, e nel febbraio del 2008 nei pressi della centrale Bagnore. Il prelievo dei suoli negli intorno della centrale PC3 è stato eseguito nel luglio del 2005 e ripetuto nei medesimi siti nel giugno del 2008. I transetti di campionamento definiti nell'area geotermica di Piancastagnaio interessano anche la zona della centrale PC2, e quindi i suoli prelevati risentono anche della influenza di questa centrale.

Gruppo 2. Riunisce i campioni di suolo ($n=10$) prelevati in zone dell'area amiatina non interessate dalle attività di sfruttamento della risorsa geotermica, con lineamenti geologici simili ai settori dove insistono le centrali sopra elencate. Si tratta di suoli che sono stati raccolti in porzioni del territorio in cui è bassa la pressione antropica.

Gruppo 3. Comprende campioni di suolo ($n=4$) raccolti nelle vicinanze delle discariche minerarie di Abbadia San Salvatore e del Siele.

Le analisi dei 93 campioni di suolo, effettuate nell'ambito di questa ricerca, hanno riguardato i seguenti elementi chimici in traccia: antimonio, arsenico, boro, cadmio, cobalto, cromo, mercurio, nickel, piombo, rame, tallio, uranio, zinco, zolfo.

Le determinazioni analitiche sui suoli del Gruppo 2, insieme a dati pregressi prodotti dagli scriventi e dalla Rimin S.p.A. (ENI) sulla chimica dei suoli della Toscana meridionale e dei sedimenti fluviali² dell'area amiatina, sono state utilizzate per ricavare una stima del fondo geochimico degli elementi in studio, ovvero del loro intervallo di variabilità naturale nei suoli dell'area di interesse.

Il confronto tra le concentrazioni degli elementi chimici analizzati nei suoli provenienti dalle aree geotermiche di Bagnore e Piancastagnaio (Gruppo 1) ed il loro fondo geochimico locale ha consentito di quantificare l'arricchimento di queste specie chimiche nella pedosfera, quale conseguenza degli *input* di natura antropica.

² Il sedimento fluviale è un geomateriale di ampio uso in geochimica per definire le abbondanze degli elementi chimici nell'ambiente di superficie e per ricostruire la loro distribuzione. Ciò deriva dal fatto che, per sua natura, il sedimento fluviale rappresenta, dal punto di vista geochimico, un "campione medio" rappresentativo dei processi attivi di erosione di rocce, suoli e qualsiasi altro materiale (per esempio discariche industriali e minerarie) presenti nel bacino fluviale a monte del sito di campionamento, nonché dei successivi meccanismi di trasporto e sedimentazione.

I dati analitici inerenti i suoli del Gruppo 3 sono stati impiegati per definire, a titolo di confronto, le concentrazioni degli elementi chimici considerati nel suolo superficiale presente nelle principali aree minerarie del comprensorio amiatino.

Nel seguito, l'illustrazione ed il commento dei dati analitici riguarderà gli elementi chimici legati a vario grado all'attività di sfruttamento della risorsa geotermica, quali: antimonio, arsenico, boro, mercurio e zolfo. In particolare, per questi elementi chimici sono riportati in primo luogo le stime del fondo geochimico locale nel suolo, ed a seguire, singolarmente, la loro presenza e distribuzione nelle zone in cui operano le centrali geotermoelettriche dell'ENEL (aree di Bagnore e di Piancastagnaio).

1.2. Fondo geochimico di As, B, Hg, S e Sb nei suoli dell'area amiatina

Nell'ottica di valutare l'impatto ambientale di attività antropiche non si può prescindere dalla definizione del fondo naturale dei parametri presi in considerazione. A tale riguardo, il fondo o *background* geochimico è una misura/stima del contenuto naturale di un elemento chimico in una data matrice ambientale (p. es., suolo, acque superficiali) in una data area. Questa misura consente di definire, da un lato, il livello di presenza di un elemento chimico che è determinato da processi naturali e, dall'altro, la soglia oltre la quale il contenuto dell'elemento è da considerarsi influenzato da processi antropici. In altre parole, il fondo geochimico definisce l'intervallo di variabilità naturale della concentrazione di un elemento chimico in una matrice, intervallo che è funzione dell'areale considerato e del fattore tempo.

Ad oggi, il fondo geochimico va inteso nella sua più recente formulazione data dal concetto di *baseline*, secondo il quale il campo di variazione naturale della concentrazione di un elemento chimico in una matrice ambientale comprende anche la componente di origine antropica a larga scala (Salminen e Gregorauskiene, 2000).

Come accennato in precedenza, per la determinazione nell'area di studio del fondo geochimico nel suolo di As, B, Hg, S e Sb ci siamo avvalsi delle loro concentrazioni nei campioni di suolo del Gruppo 2, raccolti in zone dell'area amiatina dove è bassa la pressione antropica (ovvero lontane dai settori di sfruttamento della risorsa geotermica), e dove affiorano le più comuni unità litostratigrafiche presenti nel comprensorio del Monte Amiata. Queste unità sono di seguito elencate e brevemente descritte riguardo ai loro principali lineamenti litologici.

Complesso vulcanico del Monte Amiata

- Formazione di Quaranta (QRT): colate laviche a composizione trachidacitica, con colorazione variabile dal grigio chiaro al rosa e struttura porfirica (Pleistocene medio)

Complesso Neoatuctono

- Sedimenti marini: argille con calcari liguri (FAA_f) ed argille/argille siltose grigio-azzurre localmente fossilifere (FAA), appartenenti alla formazione della Argille azzurre (Pliocene inferiore-medio)

Unità liguri esterne

- Formazione di Santa Fiora (FIA): argilliti grigio-brune e calcilutiti (Cretaceo superiore–Paleocene)
- Pietraforte (PTF): arenarie a granulometria media (Cretaceo superiore)
- Argille a palombini: argilliti e calcilutiti nella litofacies calcareo-marnosa (APAA; Cretaceo inferiore).

Le indicazioni date dai suoli del Gruppo 2 circa il fondo geochimico locale nel suolo di As, B, Hg, S e Sb sono state confrontate con i dati analitici ottenuti nell'ambito di altre ricerche e relativi a:

- campioni di suolo superficiale formati su litologie analoghe a quelle sopra illustrate e provenienti da aree non contaminate della Toscana meridionale (dati di prossima pubblicazione);
- campioni di sedimento fluviale ($n=1400$) prelevati nel comprensorio amiatino, con particolare attenzione a quelli provenienti dal settore settentrionale non interessato dall'attività geotermica (Rimin, 1985; Protano et al., 1998).

In aggiunta sono riportati, per confronto, i dati di riferimento forniti dalla letteratura scientifica che riferiscono le concentrazioni usuali di As, B, Hg, S e Sb nel sistema suolo.

1.2.1 Arsenico

I dati analitici riportati in Tabella 1 indicano che nei campioni di suolo del Gruppo 2 la presenza di arsenico si colloca tra 4.6 e 52.7 mg/kg. I suoli formati dalle principali litologie sedimentarie dell'area amiatina (sedimenti argilloso-siltosi della FAA e FAA_f; argilliti e calcilutiti di APAA e FIA, arenarie della PTF) individuano un polo contraddistinto dalle più basse concentrazioni dell'elemento, comprese tra 4.6 e 11.6 mg/kg. Più elevato è il contenuto di arsenico (30.4 e 52.7 mg/kg) misurato nei suoli la cui *roccia madre* è rappresentata dalle vulcaniti a chimismo trachidacitico del Complesso vulcanico del Monte Amiata.

Concentrazioni di arsenico analoghe a quelle appena illustrate ($As < 15$ mg/kg) sono state misurate in campioni di suolo provenienti da altri settori della Toscana meridionale e formati

da sedimenti marini pliocenici (FAA) e dalle litologie delle Unità liguri esterne (APAA e FIA; Tab. 2).

Anche il tenore geochimico di arsenico nei sedimenti fluviali dell'area amiatina (Rimin, 1985; Protano et al., 1998) ricalca quello dei suoli. Concentrazioni dell'elemento inferiori a 20 mg/kg caratterizzano i sedimenti delle aste fluviali che drenano le zone in cui affiorano prevalentemente litologie sedimentarie. Al contrario i materiali d'alveo dei corsi d'acqua il cui bacino insiste maggiormente sulle vulcaniti amiatine (in particolare sulle trachidaciti della formazione di Quaranta) hanno contenuti solitamente nell'intervallo 40-100 mg/kg.

Pertanto, sulla base dei dati analitici ricavati per i suoli autoctoni formati sulle più diffuse e comuni litologie affioranti nell'area amiatina, l'intervallo di variabilità naturale dell'arsenico nel suolo ricade tra 4 e 55 mg/kg (Tab. 3).

I dati di riferimento della letteratura scientifica internazionale (Bowen, 1979; Fergusson, 1990) indicano che le concentrazioni di arsenico nel suolo si collocano usualmente sotto i 70 mg/kg, con valori in genere tra 0.1 e 40 mg/kg. A conferma di ciò, sono riportati qui di seguito i contenuti di arsenico trovati in differenti tipologie di suolo provenienti da varie zone del pianeta (Fergusson, 1990).

Canada	0.8 – 66.5
Galles	<1 – 46
Norvegia	0.4 – 8.8
Russia	1 – 30
Giappone	0.4 - 70

(dati in mg/kg)

In 840 campioni di suolo superficiale distribuiti su gran parte del territorio dell'Europa sono state misurate concentrazioni di arsenico che oscillano tra 0.32 e 283 mg/kg, con un livello mediano di 7.03 mg/kg (De Vos e Tarvainen, 2006).

1.2.2. Antimonio

Nei suoli del Gruppo 2 sono stati dosati contenuti di antimonio compresi tra 0.32 e 2.72 mg/kg (Tab. 1). Per i suoli derivati dalle litologie sedimentarie di APAA, FAA, FAA_f, FIA e PTF i valori di concentrazione si collocano usualmente sotto 1.1 mg/kg (fa eccezione il campione AM2/SL con 2.72 mg/kg di antimonio). Tenori tra 1 e 2 mg/kg contraddistinguono i suoli derivati dalle trachidaciti della formazione di Quaranta.

L'abbondanza di antimonio nei suoli del settore amiatino è confrontabile con quella determinata in suoli simili della Toscana meridionale (0.1-1.1 mg/kg; Tab. 2).

Sulla base dei dati analitici a disposizione, è possibile stimare che tra 0.3 e 2 mg/kg si collocano preferenzialmente le concentrazioni naturali di antimonio nei suoli dell'area del Monte Amiata (Tab. 3), con livelli dell'elemento in genere inferiori a 1.1 mg/kg nei suoli derivati da litologie sedimentarie e tra 1 e 2 mg/kg nei suoli da vulcaniti a chimismo trachidacitico.

A titolo di confronto, può essere utile prendere in considerazione gli usuali livelli di concentrazione dell'antimonio in suoli provenienti da diverse aree geografiche del nostro pianeta, come riportato di seguito (Fergusson, 1990).

Canada	0.05 – 3.0
Inghilterra	0.56 - 1.3
Olanda	0.6 - 2.1
Norvegia	<0.1 - 2.2
Bulgaria	0.82 - 2.32
Mondo	0.05 – 4.0

(dati in mg/kg)

Uno studio effettuato sul territorio europeo ha indicato in 0.6 mg/kg il contenuto mediano di antimonio nel suolo superficiale, valore che scaturisce da un intervallo di concentrazioni compreso tra 0.02 e 31.1 mg/kg (De Vos e Tarvainen, 2006). Infine, Kabata-Pendias (2001) ha stimato per l'antimonio un valore di *baseline* nel suolo, definito a scala mondiale, pari a 1 mg/kg.

1.2.3. Mercurio

Come visto per arsenico ed antimonio, i contenuti di mercurio nei suoli del Gruppo 2 dipendono essenzialmente dalla natura della *parent rock*. Infatti, nei suoli formati dalle litologie sedimentarie di APAa, FAA, FAA_f, FIA e PTF le concentrazioni dell'elemento si attestano tra 0.05 e 0.33 mg/kg, con maggiore frequenza dei dati sotto 0.2 mg/kg (Tab. 1). Tra 0.5 e 1 mg/kg ricadono i contenuti di mercurio nei suoli con roccia parentale magmatica (trachidaciti del Complesso vulcanico del Monte Amiata).

I livelli di mercurio misurati nei campioni del Gruppo 2 sono confrontabili con quelli dei suoli da litologie di APAa, FAA e FIA provenienti da altre zone della Toscana meridionale (da 0.04 a 0.17 mg/kg; Tab. 2).

Si può concludere, pertanto, che l'intervallo di variabilità naturale del mercurio nei suoli dell'area amiatina è stimabile tra 0.05 e 1 mg/kg (Tab. 3), all'interno del quale vi sono 2 poli di concentrazione legati essenzialmente alla natura della *parent rock* (sedimentaria o magmatica) del suolo.

Tab. 1. Concentrazione di B, S, As, Sb, Hg, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Tl, Pb, U nei campioni di suolo del Gruppo 2.

campione	<i>parent rock</i>		B (mg/kg)	S (mg/kg)	As (mg/kg)	Sb (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Co (mg/kg)
	litologia	formazione							
AM1/SL	argille siltose	FAA	142.7	1139.4	7.90	0.58	0.05	77.97	12.65
AM10/SL	argille con calcari	FAAf	127.4	921.4	6.99	0.62	0.15	76.69	10.02
AM2/SL	argilliti e calcilutiti	APAa	120.2	505.5	11.59	2.72	0.33	114.10	23.00
AM11/SL	argilliti e calcilutiti	APAa	138.3	571.1	4.64	0.32	0.05	114.11	24.42
AM5/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	126.6	1033.1	4.84	0.70	0.11	64.73	13.62
AM12/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	137.1	991.4	5.40	0.81	0.17	84.20	21.73
AM6/SL	arenarie	PTF	91.1	175.7	6.47	1.05	0.21	43.92	9.40
AM7/SL	arenarie	PTF	95.2	174.8	9.82	0.95	0.22	47.95	11.14
AM8/SL	trachidaciti	QRT	174.0	744.6	30.44	1.10	0.53	41.56	9.27
AM9/SL	trachidaciti	QRT	209.0	1115.2	52.66	2.06	0.79	33.92	6.47

campione	<i>parent rock</i>		Ni (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Tl (mg/kg)	Pb (mg/kg)	U (mg/kg)
	litologia	formazione							
AM1/SL	argille siltose	FAA	47.75	20.35	79.52	0.14	0.37	10.88	2.60
AM10/SL	argille con calcari	FAAf	62.66	26.05	97.38	0.18	0.35	22.61	1.89
AM2/SL	argilliti e calcilutiti	APAa	69.69	72.14	177.24	0.79	0.38	48.38	1.51
AM11/SL	argilliti e calcilutiti	APAa	59.32	54.46	113.05	0.13	0.35	23.18	2.23
AM5/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	38.95	53.20	157.40	0.89	0.31	13.76	2.35
AM12/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	50.84	52.19	135.59	0.27	0.37	16.16	2.65
AM6/SL	arenarie	PTF	30.30	21.22	59.74	0.11	0.37	10.62	1.62
AM7/SL	arenarie	PTF	24.09	14.57	52.18	0.07	0.39	13.10	1.62
AM8/SL	trachidaciti	QRT	23.22	21.06	69.70	0.15	2.34	55.66	5.48
AM9/SL	trachidaciti	QRT	16.07	12.07	71.01	0.20	2.73	49.76	5.27

FAA e FAAf: formazione delle Argille azzurre; APAa: Argille a palombini; FIA: formazione di Santa Fiora; PTF: formazione della Pietraforte; QRT: formazione di Quaranta.

Tab. 2. Concentrazione di As, Hg e Sb in campioni di suolo prelevati in altre zone della Toscana meridionale e formati da litologie parentali analoghe a quelle del Gruppo 2.

campione	parent rock	Easting	Northing	As <i>(mg/kg)</i>	Hg <i>(mg/kg)</i>	Sb <i>(mg/kg)</i>
FYS51MA	APAA	1720128	4755560	4.64	0.05	0.10
FYS5CM	FIA	1687953	4782655	5.40	0.17	1.01
SPS33VA	FAA	1710546	4774480	3.35	0.04	0.84
SPS35VA	FAA	1709945	4784898	11.30	0.06	0.32
SPS37VA	FAA	1711038	4786914	9.62	0.09	0.94
SPS38VA	FAA	1703760	4794023	25.79	0.16	1.10

FAA: formazione delle Argille azzurre; APAA: Argille a palombini; FIA: formazione di Santa Fiora.

Tab. 3. Intervallo di variabilità naturale di As, B, Hg, S e Sb nei suoli nell'area amiatina.

Elemento	Intervallo di variabilità naturale (in mg/kg)
arsenico	4 - 55
boro	90 - 210
mercurio	0.05 - 1
zolfo	150 - 1150
antimonio	0.3 - 2

Dall'Aglio et al. (1966), sulla base dei risultati di una prospezione geochimica basata su sedimenti fluviali, hanno indicato come il fondo geochimico del mercurio in Toscana meridionale si colloca verosimilmente tra 0.2 e 0.3 mg/kg. Pur partendo da un diverso criterio, ad un valore analogo (≈ 0.2 mg/kg) perviene lo studio di Baroni et al., (1994) riguardante la distribuzione del mercurio nelle principali litologie affioranti in Toscana meridionale.

I dati riportati in una vasta letteratura indicano che i valori medi del contenuto di mercurio nel suolo sono tra 0.02 e 0.15 mg/kg (Mihaljevic, 1999), e che nei suoli superficiali l'abbondanza dell'elemento in genere non supera 0.4 mg/kg (Kabata-Pendias, 2001). Fergusson (1990) riporta i seguenti estremi di variazione delle concentrazioni del mercurio in suoli provenienti da differenti aree geografiche del nostro pianeta.

Austria	0.005 - 0.34
Canada	0.01 - 1.11
Giappone	0.08 - 0.49
Norvegia	0.02 - 0.35
Stati Uniti	0.02 - 4.60
Germania	0.02 - 0.35

(dati in mg/kg)

In 833 campioni di suolo superficiale prelevati in Europa sono state determinate concentrazioni di mercurio che oscillano tra 0.005 e 1.35 mg/kg, con una abbondanza mediana di 0.04 mg/kg (De Vos e Tarvainen, 2006).

1.2.4. Boro

Nei suoli prelevati in zone dell'area amiatina non interessate dalle attività di sfruttamento della risorsa geotermica, il boro è presente in contenuti compresi tra 91.1 e 209 mg/kg (Tab. 1). I livelli più bassi dell'elemento (90-100 mg/kg) sono stati misurati nei suoli formati dalle arenarie della formazione della Pietraforte, quelli più elevati (fino a 209 mg/kg) nei suoli con *parent rock* rappresentata dalle trachidaciti della formazione di Quaranta.

Si tratta, nel complesso, di valori piuttosto omogenei che individuano per il boro un fondo geochimico nei suoli dell'area amiatina verosimilmente compreso tra 90 e 210 mg/kg (Tab. 3).

A titolo di confronto, va segnalato che nell'intervallo 50-250 mg/kg rientra l'abbondanza del boro nei sedimenti fluviali dell'area amiatina, con i valori più alti (da 150 a 250 mg/kg) riscontrati nei corsi d'acqua che scorrono principalmente nelle zone di affioramento delle vulcaniti del Monte Amiata (Rimin, 1985).

Dati di letteratura (Kabata-Pendias e Pendias, 1984; Adriano, 1986; Kabata-Pendias, 2001) indicano che il contenuto di boro nel suolo si colloca generalmente sotto 150 mg/kg.

1.2.5. Zolfo

La presenza di zolfo nei suoli del Gruppo 2 si colloca tra 175 e 1139 mg/kg (Tab. 1). Le più basse concentrazioni sono di pertinenza dei suoli formati dalla formazione della Pietraforte (\approx 175 mg/kg), mentre in quelli derivati dalle Argille a palombini l'abbondanza dell'elemento è risultata tra 500 e 600 mg/kg. Intorno ai 1000 mg/kg si collocano i contenuti dello zolfo misurati negli altri campioni di suolo oggetto di studio.

In base ai dati sopra riportati si può ritenere che i livelli naturali dello zolfo nei suoli dell'area amiatina si distribuiscono sostanzialmente tra 150 e 1200 mg/kg (Tab. 3).

Koljonen (1992) ha stimato un contenuto medio di zolfo nel suolo di 800 mg/kg. Nei già citati campioni di suolo superficiale prelevati in Europa sono state determinate concentrazioni di zolfo che ricadono nell'ampio intervallo <50-112000 mg/kg, con un livello mediano di 230 mg/kg (De Vos e Tarvainen, 2006).

Per gli altri elementi chimici analizzati non legati allo sfruttamento della risorsa geotermica (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Tl, U, Zn) si rimanda alla Tabella 1 per indicazioni circa le loro concentrazioni naturali in suoli tipici dell'area amiatina.

In conclusione va sottolineato che per la stima del fondo geochimico locale nel suolo di arsenico, antimonio, mercurio, boro e zolfo ci siamo attenuti in modo rigoroso ai dati analitici relativi ai 10 campioni di suolo del Gruppo 2, opportunamente ubicati nel territorio amiatino in considerazione del loro significato geo-pedologico ed ambientale. E' indubbio che una ricerca *ad hoc* che preveda un numero più ampio di campioni di suolo prelevati nel comprensorio amiatino possa fornire una stima più circostanziata dell'intervallo di variabilità naturale nel suolo di elementi chimici di interesse.

1.3. Contenuto e distribuzione di As, B, Hg, S e Sb nei suoli delle aree geotermiche di Bagnore e Piancastagnaio

1.3.1. Arsenico

Nei suoli campionati nell'area di Bagnore sono stati misurati contenuti di arsenico che si collocano nell'intervallo compreso tra 4.7 e 54 mg/kg (Tab. 4a). Concentrazioni inferiori a 15 mg/kg caratterizzano i suoli formati dalle litologie delle unità litostratigrafiche sedimentarie rappresentate principalmente dalle Argille a palombini e, in minor misura, dalla formazione della Pietraforte e dalle Argille e calcari di Canetolo (ACCa). I livelli più elevati di arsenico (da 39.9 a 54 mg/kg) sono stati determinati nei suoli la cui roccia parentale è rappresentata dalle vulcaniti (trachidaciti) della formazione di Quaranta.

I dati analitici di cui sopra indicano che i contenuti di arsenico nei suoli dell'area di Bagnore sono perfettamente in linea con il fondo geochimico locale dell'elemento (Fig. 1), con una variabilità di tipo naturale che è riconducibile essenzialmente alla natura litologica del substrato roccioso da cui il suolo si è formato.

Per quanto riguarda i contenuti di arsenico nel suolo, una situazione analoga a quella descritta per il settore di Bagnore è stata riscontrata anche nell'area geotermica di Piancastagnaio. Prendendo in considerazione nel loro insieme i suoli prelevati negli intorno della centrale PC3 (campagne 2005 e 2008), risulta che le concentrazioni di arsenico nei suoli in oggetto ricadono tra 4.7 e 58.2 mg/kg (Tabb. 5a e 6a). Contenuti dell'elemento usualmente sotto 15 mg/kg contraddistinguono i suoli formati dalle argille con calcari della formazione delle Argille azzurre e dalle argilliti e calcilutiti della formazione di Santa Fiora. Intorno ai 50 mg/kg si colloca il tenore di arsenico nel suolo da trachitidaciti del Complesso vulcanico del Monte

Amiata, prelevato nel sito PC3-NO 2000³. Si tratta, quindi, di livelli di concentrazione confrontabili con la variabilità delle concentrazioni naturali dell'arsenico nei suoli dell'area amiatina (vedi Fig. 1).

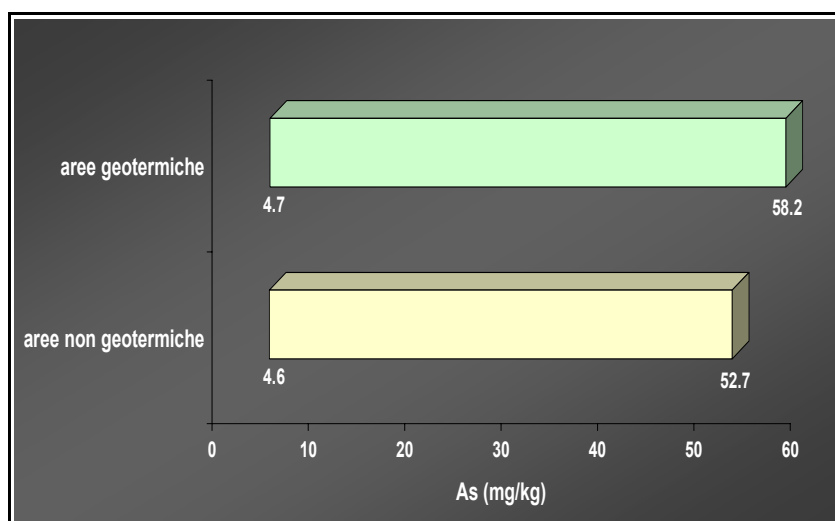


Fig. 1. Intervallo delle concentrazioni di arsenico in suoli prelevati in aree geotermiche (Bagnore e Piancastagnaio) e non geotermiche del comprensorio amiatino.

Il confronto tra i singoli dati analitici dei suoli campionati nelle 2 campagne di prelievo indica una persistenza delle abbondanze dell'arsenico nel suolo nell'arco temporale 2005-2008, con differenze imputabili all'intrinseca variabilità, anche a piccola scala, della matrice suolo e, talora, alla non perfetta coincidenza dei punti di campionamento.

Anche nell'area geotermica di Piancastagnaio in cui operano le centrali PC4 e PC5 permangono nella distribuzione dei contenuti di arsenico nel suolo superficiale gli stessi caratteri finora descritti. Infatti, concentrazioni dell'elemento sotto 15 mg/kg caratterizzano i suoli formati da litologie sedimentarie (per lo più i sedimenti marini della FAA_F), mentre contenuti di 40.8 e 55 mg/kg sono stati dosati nei 2 campioni di suolo formati dalle trachidaciti amiatine⁴ (Tab. 7a).

I dati prodotti nel presente lavoro sono in linea con i livelli di arsenico determinati in 91 campioni di suolo superficiale (da 1.6 a 76.8 mg/kg) ed in 200 campioni di sedimento fluviale (da 0.9 a 64.8 mg/kg), prelevati nel settore sud-orientale dell'area amiatina, nei comuni di Abbadia San Salvatore e Piancastagnaio (Loppi, 1996; Di Lella, 1997).

³ Contenuti di arsenico tra 19 e 43 mg/kg, misurati nei suoli formati da litologie di FAA_F e FIA e prelevati nei siti PC3-SO 300, PC3-NO 750, PC3-NO 1000, PC3-NE 2000, sono da mettere in relazione con i livelli di concentrazione che antimonio e mercurio raggiungono in questi suoli (vedi dopo per il commento).

⁴ Contenuti di arsenico tra 20 e 35 mg/kg, misurati nei suoli formati dalle litologie di FAA_F e prelevati nei siti PC5-NE 750, PC5-SE 2000, PC5-NO 1000, PC5-NE 100, sono da mettere in relazione con i livelli di concentrazione che antimonio e mercurio raggiungono in questi suoli (vedi dopo per il commento).

Tab. 4a. Concentrazione di B, S, As, Sb, Hg nei campioni di suolo prelevati nell'area geotermica di Bagnore.

campione	<i>parent rock</i>		B (mg/kg)	S (mg/kg)	As (mg/kg)	Sb (mg/kg)	Hg (mg/kg)
	litologia	formazione					
BG-NO 100/SL	argilliti e calcilutiti	APAA	99.5	1238.9	14.52	0.76	0.30
BG-NO 300/SL	argilliti e calcilutiti	APAA	122.6	774.5	5.81	0.57	0.28
BG-NO 750/SL	arenarie	PTF	95.4	673.7	10.02	0.92	0.43
BG-NO 1000/SL	arenarie	PTF	74.8	1256.2	11.40	0.89	0.25
BG-NO 2000/SL	arenarie	PTF	87.7	641.1	5.89	0.61	0.18
BG-NE 100/SL	argilliti e calcilutiti	APAA	100.5	536.2	9.32	0.64	0.28
BG-NE 300/SL	argilliti e calcilutiti	APAA	87.5	984.5	9.05	0.61	0.28
BG-NE 750/SL	trachidaciti	QRT	86.6	1081.7	54.02	1.19	2.36
BG-NE 1000/SL	trachidaciti	QRT	62.7	790.1	39.90	0.96	0.91
BG-NE 2000/SL	trachidaciti	QRT	135.2	561.7	45.53	0.69	0.17
BG-SE 100/SL	argilliti e calcilutiti	APAA	162.2	497.5	7.77	0.70	0.27
BG-SE 300/SL	argilliti e calcilutiti	APAA	112.0	545.7	8.15	0.56	0.12
BG-SE 750/SL	argilliti e calcilutiti	APAA	93.0	800.3	6.34	0.67	0.44
BG-SE 1000/SL	argilliti e calcilutiti	APAA	142.3	529.4	6.26	0.68	0.16
BG-SE 2000/SL	argilliti e calcilutiti	APAA	96.7	1194.9	7.53	0.71	0.41
BG-SO 100/SL	argilliti e calcilutiti	APAA	71.7	1056.9	6.97	0.95	0.38
BG-SO 300/SL	argilliti e calcilutiti	APAA	98.7	1206.8	9.34	0.78	0.11
BG-SO 750/SL	argilliti e calcilutiti	APAA	118.8	1112.3	5.86	0.81	0.64
BG-SO 1000/SL	argilliti e calcari	ACCA	117.1	842.2	4.71	0.60	0.31
BG-SO 2000/SL	argilliti e calcari	ACCA	64.0	1045.4	12.46	1.05	0.26

APAA: Argille a palombini; PTF: formazione della Pietraforte; QRT: formazione di Quaranta; ACCA = Argille e calcari di Canetolo.

Tab. 4b. Concentrazione di Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Tl, Pb, U nei campioni di suolo prelevati nell'area geotermica di Bagnore.

campione	Cr <i>(mg/kg)</i>	Co <i>(mg/kg)</i>	Ni <i>(mg/kg)</i>	Cu <i>(mg/kg)</i>	Zn <i>(mg/kg)</i>	Cd <i>(mg/kg)</i>	Tl <i>(mg/kg)</i>	Pb <i>(mg/kg)</i>	U <i>(mg/kg)</i>
BG-NO 100/SL	105.78	28.59	57.27	45.81	107.14	0.21	0.50	27.26	2.01
BG-NO 300/SL	94.94	18.76	51.96	45.62	112.88	0.23	0.34	16.27	1.44
BG-NO 750/SL	58.42	5.11	21.98	24.68	52.05	0.14	0.45	16.64	2.44
BG-NO 1000/SL	83.45	15.27	41.25	39.20	83.10	0.18	0.39	17.09	2.71
BG-NO 2000/SL	142.85	17.04	52.98	44.56	119.34	0.40	0.23	16.69	2.35
BG-NE 100/SL	95.62	25.82	52.78	38.47	86.15	0.18	0.38	26.10	1.61
BG-NE 300/SL	97.94	17.59	50.52	43.59	99.77	0.22	0.45	24.52	2.43
BG-NE 750/SL	51.31	10.25	25.25	15.51	70.07	0.19	1.65	43.11	6.82
BG-NE 1000/SL	51.87	9.35	21.93	16.04	62.93	0.21	1.50	41.09	8.46
BG-NE 2000/SL	36.96	10.30	18.11	11.45	81.46	0.50	2.31	53.62	7.51
BG-SE 100/SL	116.43	21.77	55.15	45.50	92.34	0.22	0.45	19.95	1.44
BG-SE 300/SL	88.49	25.28	49.91	39.83	87.29	0.19	0.34	22.90	1.49
BG-SE 750/SL	104.05	23.20	54.93	44.42	102.86	0.18	0.44	20.03	2.11
BG-SE 1000/SL	123.44	19.14	58.39	52.20	93.24	0.20	0.41	15.73	2.47
BG-SE 2000/SL	110.86	24.44	54.43	39.70	15.64	0.25	0.43	23.92	2.40
BG-SO 100/SL	78.75	14.36	41.88	31.97	88.67	0.19	0.38	18.04	2.32
BG-SO 300/SL	97.95	17.84	48.88	39.90	106.33	0.26	0.44	23.42	2.31
BG-SO 750/SL	108.43	21.94	58.19	42.36	111.06	0.25	0.48	21.36	2.14
BG-SO 1000/SL	108.01	19.67	53.38	41.71	104.01	0.25	0.37	16.18	1.49
BG-SO 2000/SL	100.98	16.83	72.80	28.11	81.35	0.19	0.45	32.16	2.50

Tab. 5a. Concentrazione di B, S, As, Sb, Hg nei campioni di suolo prelevati nel 2005 nell'area geotermica di Piancastagnaio, lungo i transetti centrati sull'impianto PC3.

campione	<i>parent rock</i>		B (mg/kg)	S (mg/kg)	As (mg/kg)	Sb (mg/kg)	Hg (mg/kg)
	litologia	formazione					
PC3-NO 100/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	151.4	1173.9	12.09	2.65	1.36
PC3-NO 300/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	120.0	1177.1	15.08	1.73	0.60
PC3-NO 750/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	141.1	915.9	26.65	10.59	0.40
PC3-NO 1000/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	114.6	1203.6	19.36	14.92	10.95
PC3-NO 2000/SL	trachidaciti	QRT	184.6	722.8	58.24	2.32	1.14
PC3-NE 100/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	139.0	526.7	10.53	1.20	0.27
PC3-NE 300/SL	argille ed argille siltose	FAAf	139.4	731.4	10.02	1.29	0.42
PC3-NE 750/SL	argille ed argille siltose	FAAf	92.6	1456.8	12.23	1.65	1.19
PC3-NE 1000/SL	argille ed argille siltose	FAAf	116.1	1611.6	8.06	0.93	0.42
PC3-NE 2000/SL	argille ed argille siltose	FAAf	168.1	951.4	26.52	1.02	1.91
PC3-SE 100/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	103.5	906.3	13.67	2.95	1.11
PC3-SE 300/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	117.5	916.2	12.31	1.66	0.47
PC3-SE 750/SL	argille ed argille siltose	FAAf	77.2	1051.8	6.29	0.96	0.64
PC3-SE 1000/SL	argille ed argille siltose	FAAf	89.8	970.4	8.81	0.92	0.32
PC3-SE 2000/SL	sedimento alluvionale	--	151.0	991.8	14.21	2.63	0.42
PC3-SO 100/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	120.1	852.9	10.32	1.87	0.59
PC3-SO 300/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	108.7	442.0	19.23	1.96	0.63
PC3-SO 750/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	106.2	1473.3	8.89	1.35	0.25
PC3-SO 1000/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	129.9	503.8	7.82	0.86	0.22
PC3-SO 2000/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	157.7	999.0	9.40	0.83	0.09

FAAf: formazione delle Argille azzurre; FIA: formazione di Santa Fiora; QRT: formazione di Quaranta.

Tab. 5b. Concentrazione di Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Tl, Pb, U nei campioni di suolo prelevati nel 2005 nell'area geotermica di Piancastagnaio, lungo i transetti centrati sull'impianto PC3.

campione	Cr <i>(mg/kg)</i>	Co <i>(mg/kg)</i>	Ni <i>(mg/kg)</i>	Cu <i>(mg/kg)</i>	Zn <i>(mg/kg)</i>	Cd <i>(mg/kg)</i>	Tl <i>(mg/kg)</i>	Pb <i>(mg/kg)</i>	U <i>(mg/kg)</i>
PC3-NO 100/SL	87.23	16.22	45.77	48.58	138.50	0.18	0.45	19.23	1.77
PC3-NO 300/SL	99.95	18.24	55.05	40.60	97.23	0.18	0.53	20.31	1.73
PC3-NO 750/SL	81.12	13.27	38.44	29.57	84.15	0.17	1.25	29.97	3.06
PC3-NO 1000/SL	78.14	14.76	52.02	31.27	82.30	0.16	0.81	22.55	2.89
PC3-NO 2000/SL	51.79	7.43	28.86	14.57	73.59	0.14	2.45	46.57	6.95
PC3-NE 100/SL	83.95	16.47	46.00	37.14	83.52	0.14	0.46	16.85	1.77
PC3-NE 300/SL	113.33	15.17	46.85	59.77	91.13	0.22	0.46	18.81	1.58
PC3-NE 750/SL	65.26	20.15	64.72	37.10	113.26	0.30	0.40	25.54	1.75
PC3-NE 1000/SL	91.31	19.26	58.50	44.26	122.08	0.27	0.35	19.82	1.63
PC3-NE 2000/SL	78.19	14.41	45.61	34.44	109.85	0.22	1.04	27.26	2.74
PC3-SE 100/SL	95.74	20.25	48.14	78.08	91.26	0.25	0.51	23.72	2.08
PC3-SE 300/SL	93.38	16.38	51.00	99.16	101.64	0.23	0.47	18.67	2.49
PC3-SE 750/SL	71.83	11.58	35.01	27.95	72.25	0.15	0.37	15.90	1.42
PC3-SE 1000/SL	77.80	18.39	53.95	34.98	97.92	0.17	0.42	19.68	1.75
PC3-SE 2000/SL	79.28	16.47	47.11	39.60	179.81	0.14	0.45	18.81	1.96
PC3-SO 100/SL	88.10	18.73	56.18	96.04	86.08	0.15	0.41	25.03	1.84
PC3-SO 300/SL	81.73	19.55	44.12	138.74	80.82	0.26	0.87	34.00	2.56
PC3-SO 750/SL	78.38	17.75	49.96	32.92	94.15	0.16	0.40	17.62	1.81
PC3-SO 1000/SL	89.58	19.44	49.21	35.26	91.52	0.20	0.44	18.33	1.69
PC3-SO 2000/SL	103.96	18.14	47.60	35.36	94.08	0.12	0.48	17.27	1.34

Tab. 6a. Concentrazione di B, S, As, Sb, Hg nei campioni di suolo prelevati nel 2008 nell'area geotermica di Piancastagnaio, lungo i transetti centrati sull'impianto PC3.

campione	<i>parent rock</i>		B (mg/kg)	S (mg/kg)	As (mg/kg)	Sb (mg/kg)	Hg (mg/kg)
	litologia	formazione					
PC3-NO 100b/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	134.0	1122.5	6.72	2.43	0.48
PC3-NO 300b/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	129.1	704.3	7.04	1.22	0.45
PC3-NO 750b/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	248.1	600.2	43.35	4.85	0.48
PC3-NO 1000b/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	115.1	1214.3	8.02	13.31	0.49
PC3-NO 2000b/SL	trachidaciti	QRT	188.4	817.5	49.14	2.98	1.28
PC3-NE 100b/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	104.2	745.3	11.28	1.46	0.47
PC3-NE 300b/SL	argille ed argille siltose	FAAf	123.1	1700.8	6.00	1.93	0.71
PC3-NE 750b/SL	argille ed argille siltose	FAAf	100.2	1322.9	11.07	2.61	1.35
PC3-NE 1000b/SL	argille ed argille siltose	FAAf	145.7	1083.0	4.72	0.70	0.18
PC3-NE 2000b/SL	argille ed argille siltose	FAAf	128.5	926.6	19.39	1.40	1.16
PC3-SE 100b/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	112.3	888.7	11.44	3.71	0.64
PC3-SE 300b/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	107.4	1162.5	8.96	1.68	0.65
PC3-SE 750b/SL	argille ed argille siltose	FAAf	93.9	1490.1	4.79	0.74	0.41
PC3-SE 1000b/SL	argille ed argille siltose	FAAf	90.5	680.0	7.56	0.85	0.20
PC3-SE 2000b/SL	sedimento alluvionale	--	101.4	773.5	9.80	0.99	0.48
PC3-SO 100b/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	108.8	904.1	7.70	1.61	0.56
PC3-SO 300b/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	85.6	777.0	14.72	2.62	0.62
PC3-SO 750b/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	103.3	1751.5	7.18	1.54	0.54
PC3-SO 1000b/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	110.4	1058.7	5.91	0.59	0.14
PC3-SO 2000b/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	116.8	1021.3	6.83	0.68	0.05

FAAf: formazione delle Argille azzurre; FIA: formazione di Santa Fiora; QRT: formazione di Quaranta.

Tab. 6b. Concentrazione di Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Tl, Pb, U nei campioni di suolo prelevati nel 2008 nell'area geotermica di Piancastagnaio, lungo i transetti centrati sull'impianto PC3.

campione	Cr <i>(mg/kg)</i>	Co <i>(mg/kg)</i>	Ni <i>(mg/kg)</i>	Cu <i>(mg/kg)</i>	Zn <i>(mg/kg)</i>	Cd <i>(mg/kg)</i>	Tl <i>(mg/kg)</i>	Pb <i>(mg/kg)</i>	U <i>(mg/kg)</i>
PC3-NO 100b/SL	95.16	16.67	48.86	44.67	101.54	0.19	0.39	17.14	0.97
PC3-NO 300b/SL	107.92	23.41	56.50	44.39	107.50	0.39	0.45	21.12	1.63
PC3-NO 750b/SL	39.09	9.44	23.62	30.85	89.05	0.39	2.26	58.34	8.67
PC3-NO 1000b/SL	55.35	16.92	45.64	33.41	131.88	0.51	0.45	24.22	2.27
PC3-NO 2000b/SL	54.44	8.42	30.21	16.79	118.06	0.70	2.19	45.92	8.59
PC3-NE 100b/SL	83.28	23.30	51.37	45.14	103.18	0.19	0.56	26.27	2.32
PC3-NE 300b/SL	77.63	12.90	43.18	57.42	81.55	0.25	0.33	18.18	0.87
PC3-NE 750b/SL	64.75	17.55	44.04	32.69	93.89	0.22	0.41	26.13	1.87
PC3-NE 1000b/SL	108.34	15.69	58.95	53.14	80.50	0.28	0.37	14.82	1.51
PC3-NE 2000b/SL	88.11	16.98	45.92	34.31	88.52	0.25	0.77	30.32	2.09
PC3-SE 100b/SL	92.99	20.53	51.36	144.26	115.98	0.24	0.57	26.26	1.95
PC3-SE 300b/SL	92.12	17.98	53.60	145.03	109.81	0.34	0.43	19.92	2.83
PC3-SE 750b/SL	72.17	15.65	43.31	36.37	85.11	0.24	0.32	17.58	1.50
PC3-SE 1000b/SL	89.79	25.16	57.43	42.80	99.67	0.24	0.42	23.16	1.38
PC3-SE 2000b/SL	81.13	20.55	50.74	42.81	116.84	0.17	0.50	22.03	1.60
PC3-SO 100b/SL	80.30	19.82	59.53	106.39	107.34	0.59	0.50	23.43	1.77
PC3-SO 300b/SL	80.89	25.72	50.79	165.67	85.66	0.31	0.78	57.51	2.82
PC3-SO 750b/SL	72.45	17.86	46.08	34.47	78.76	0.18	0.36	20.91	1.33
PC3-SO 1000b/SL	85.27	19.79	52.44	43.39	122.28	0.21	0.37	16.17	1.39
PC3-SO 2000b/SL	85.04	17.32	50.61	34.69	91.49	0.12	0.65	17.17	1.72

Tab. 7a. Concentrazione di B, S, As, Sb, Hg nei campioni di suolo prelevati nel 2008 nell'area geotermica di Piancastagnaio, lungo i transetti centrati sugli impianti PC4 e PC5.

campione	parent rock		B (mg/kg)	S (mg/kg)	As (mg/kg)	Sb (mg/kg)	Hg (mg/kg)
	litologia	formazione					
PC5-NO 300/SL	argille ed argille siltose	FAAf	114.8	719.0	13.22	1.19	3.07
PC5-NO 750/SL	argille ed argille siltose	FAAf	109.9	837.2	10.61	0.98	1.23
PC5-NO 1000/SL	argille ed argille siltose	FAAf	158.1	664.6	24.81	1.78	4.68
PC5-NO 2000/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	136.7	799.5	7.22	0.93	1.65
PC5-NE 100/SL	argille ed argille siltose	FAAf	93.4	986.2	34.62	20.09	2.80
PC5-NE 300/SL	argille ed argille siltose	FAAf	121.1	725.7	14.42	1.08	1.43
PC5-NE 750/SL	argille ed argille siltose	FAAf	153.0	434.0	20.56	0.87	1.75
PC5-NE 1000/SL	argille ed argille siltose	FAAf	135.1	645.3	6.66	0.60	0.25
PC5-NE 2000/SL	argille ed argille siltose	FAAf	124.8	916.3	7.33	0.60	0.28
PC5-SE 100/SL	argille ed argille siltose	FAAf	162.6	640.5	13.79	1.41	0.36
PC5-SE 300/SL	argille ed argille siltose	FAAf	105.7	718.2	6.72	0.81	0.16
PC5-SE 750/SL	argille ed argille siltose	FAAf	123.6	1624.3	12.18	3.24	0.34
PC5-SE 1000/SL	argille ed argille siltose	FAAf	118.6	1069.5	17.54	7.92	4.63
PC5-SE 2000/SL	argille ed argille siltose	FAAf	139.1	735.6	21.78	1.00	0.94
PC5-SO 100/SL	argille ed argille siltose	FAAf	126.5	968.9	8.20	5.44	0.34
PC5-SO 300/SL	argille ed argille siltose	FAAf	120.1	847.4	8.68	1.14	0.34
PC5-SO 750/SL	trachidaciti (detrito)	QRT	170.3	630.3	40.82	2.39	1.31
PC5-SO 1000/SL	trachidaciti (detrito)	QRT	210.0	473.6	55.02	1.66	0.48
PC3-NE 1500/SL	argilliti e calcilutiti	FIA	154.7	784.0	8.28	0.97	0.33
PC5-NO 300/SL	argille ed argille siltose	FAAf	114.8	719.0	13.22	1.19	3.07

FAAf: formazione delle Argille azzurre; FIA: formazione di Santa Fiora; QRT: formazione di Quaranta.

Tab. 7b. Concentrazione di Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Tl, Pb, U nei campioni di suolo prelevati nel 2008 nell'area geotermica di Piancastagnaio, lungo i transetti centrati sugli impianti PC4 e PC5.

campione	Cr <i>(mg/kg)</i>	Co <i>(mg/kg)</i>	Ni <i>(mg/kg)</i>	Cu <i>(mg/kg)</i>	Zn <i>(mg/kg)</i>	Cd <i>(mg/kg)</i>	Tl <i>(mg/kg)</i>	Pb <i>(mg/kg)</i>	U <i>(mg/kg)</i>
PC5-NO 300/SL	92.76	18.37	55.69	52.80	92.41	0.24	0.58	22.40	2.17
PC5-NO 750/SL	96.34	20.78	70.42	123.19	124.37	0.23	0.49	22.15	2.21
PC5-NO 1000/SL	62.28	12.98	30.66	25.81	75.26	0.22	1.30	37.46	5.27
PC5-NO 2000/SL	76.57	20.30	46.91	37.96	87.69	0.27	0.38	22.97	1.98
PC5-NE 100/SL	36.30	11.70	27.51	19.33	79.51	0.16	0.81	19.54	3.17
PC5-NE 300/SL	74.98	16.00	44.04	33.74	87.19	0.18	0.76	23.50	2.33
PC5-NE 750/SL	94.74	19.22	61.58	35.52	110.41	0.20	0.75	27.41	2.92
PC5-NE 1000/SL	78.58	16.06	56.25	32.16	99.38	0.16	0.34	14.74	1.93
PC5-NE 2000/SL	75.46	22.78	55.12	32.58	77.04	0.19	0.33	19.59	1.86
PC5-SE 100/SL	97.19	20.86	56.37	38.98	106.98	0.21	0.52	21.79	2.71
PC5-SE 300/SL	80.63	17.88	51.44	35.23	89.77	0.17	0.39	15.80	2.06
PC5-SE 750/SL	84.13	18.42	56.34	36.67	477.97	0.31	0.53	19.80	2.81
PC5-SE 1000/SL	107.00	18.49	54.04	40.52	98.02	0.17	0.54	18.93	2.04
PC5-SE 2000/SL	73.75	18.89	42.22	27.72	96.86	0.19	0.81	32.56	2.31
PC5-SO 100/SL	94.49	20.04	67.98	39.42	120.18	0.26	0.39	17.97	2.32
PC5-SO 300/SL	82.25	16.77	49.80	35.31	89.77	0.19	0.43	16.87	2.58
PC5-SO 750/SL	59.22	12.38	31.61	23.04	75.93	0.17	1.76	43.89	5.10
PC5-SO 1000/SL	27.02	10.65	19.67	19.01	100.17	0.25	2.81	59.48	4.34
PC3-NE 1500/SL	85.68	15.14	43.36	37.16	95.71	0.24	0.43	18.48	2.66
PC5-NO 300/SL	92.76	18.37	55.69	52.80	92.41	0.24	0.58	22.40	2.17

Infine, a titolo di confronto, i suoli campionati negli intorni delle principali discariche minerarie del distretto amiatino hanno fornito tenori di arsenico sui 50 mg/kg nel sito di Abbadia San Salvatore, e tra 5-10 mg/kg in quello del Siele (Tab. 8).

Tab. 8. Concentrazione di B, S, As, Sb, Hg in campioni di suolo prelevati negli intorni delle discariche minerarie di Abbadia San Salvatore e del Siele.

campione	discarica mineraria	B (mg/kg)	S (mg/kg)	As (mg/kg)	Sb (mg/kg)	Hg (mg/kg)
AM-DA1/SL	Abbadia San Salvatore	110.7	533.4	53.56	9.05	18.05
AM-DA2/SL	Abbadia San Salvatore	179.6	610.9	43.50	3.42	14.69
AM-DS1/SL	Siele	56.3	334.1	7.54	1.26	170.47
AM-DS2/SL	Siele	85.2	881.0	5.15	2.58	179.06

Si tratta di contenuti perfettamente confrontabili con quelli finora illustrati, considerando la natura del substrato litologico da cui i suoli in questione hanno tratto origine: vulcaniti a composizione trachidacitica nell'area mineraria di Abbadia San Salvatore ed Argille a palombini in quella del Siele. Va, tuttavia, sottolineato che le concentrazioni di arsenico nei materiali di discarica della miniera di Abbadia San Salvatore mostrano valori più elevati e ricadono nell'intervallo 18-375 mg/kg (140 mg/kg, in media). I materiali di discarica del Siele ricadono invece tra 7.8 e 12.4 mg/kg (10 mg/kg, in media; Di Lella, 1997).

1.3.2. Mercurio

I dati analitici indicano che l'abbondanza di mercurio nei suoli dell'area geotermica di Bagnore ricade usualmente nel campo di variabilità naturale che definisce il fondo geochemico locale dell'elemento nel suolo. Infatti, concentrazioni di mercurio inferiori a 0.5 mg/kg contraddistinguono i suoli formati dalle litologie sedimentarie di APAa, ACCa e PTF (Tab. 4a). Contenuti più elevati sono di pertinenza dei suoli con roccia parentale magmatica (trachidaciti della formazione di Quaranta), con il massimo di concentrazione (2.36 mg/kg) che è stato misurato nel campione BG-NE 750/SL, prelevato all'interno dell'abitato di Bagnore.

Nell'area geotermica di Piancastagnaio l'abbondanza di mercurio nei suoli appare nel complesso più alta rispetto a quanto registrato nel settore di Bagnore, con valori che ricadono per lo più tra 0.4 e 2 mg/kg, con un picco di 10.9 mg/kg (Tabb. 5a, 6a e 7a).

Per quanto riguarda la zona della centrale PC3, gli aspetti più importanti da evidenziare sono:

- i suoli formati dalla formazione delle Argille azzurre e da quella di Santa Fiora hanno un contenuto di mercurio da 0.05 a 1.91 mg/kg, di frequente più elevato

rispetto alle concentrazioni dell'elemento in suoli derivati dalle principali litologie sedimentarie dell'area amiatina (<0.4 mg/kg);

- i tenori di mercurio nei suoli formati dalle trachidaciti del Complesso vulcanico del Monte Amiata (1.1-1.2 mg/kg) sono confrontabili con la naturale presenza dell'elemento in questo tipo di suoli (0.5-1 mg/kg);
- le concentrazioni di mercurio nel suolo diminuiscono allontanandosi dalla centrale PC3, con valori che si attestano sotto 0.5 mg/kg oltre 750 m dall'impianto geotermoelettrico (Fig. 2 e 3);
- un livello anomalo di mercurio (10.9 mg/kg) è stato misurato nel suolo del sito PC3-NO 1000 prelevato nella campagna del 2005 (un contenuto di 0.49 mg/kg è stato dosato nel campione prelevato nel medesimo punto nel 2008), la cui roccia parentale è rappresentata dalle argilliti e calcilutiti della formazione di Santa Fiora; in questo sito è stato riscontrato anche un contenuto elevato di antimonio intorno ai 15 mg/kg (vedi dopo);
- fatta eccezione per il già citato sito PC3-NO 1000, le coppie di campioni di suolo prelevate nelle medesime stazioni nelle campagne del 2005 e del 2008 hanno dato contenuti di mercurio tra loro confrontabili.

Dall'insieme dei dati analitici prodotti per la zona della centrale PC3, si può concludere che le emissioni aerodisperse dell'impianto geotermoelettrico incidono sulla presenza di mercurio nel suolo fino ad una distanza di circa 750 m, con valori che si attestano in questo areale tra 0.5 e 1.1 mg/kg (Figg. 2 e 3). Si tratta, comunque, di un arricchimento in mercurio quantitativamente limitato (rientra nel fondo geochimico locale dell'elemento nel suolo) e spazialmente circoscritto (< 1000 m). Non emerge un evidente controllo da parte del vento sulla distribuzione del mercurio negli intorni della centrale PC3, anche se i dati analitici relativi ai campioni del 2008 fanno intravedere una maggiore estensione della zona di influenza lungo le direzioni dei venti dominanti (SW e NE; Fig. 3)

Esula dallo scenario appena descritto il valore anomalo di mercurio (10.9 mg/kg) misurato nel campione PC3-NO 1000/SL. Si tratta di un *hot spot* apparentemente isolato che è significativamente più elevato rispetto ai livelli di mercurio nel suolo tipici dell'area studiata, e che conseguentemente non rientra nel *trend* generale di distribuzione delle concentrazioni dell'elemento in funzione della distanza dalla centrale PC3. Ne deriva che la concentrazione da mercurio nel sito PC3-NO 1000 appare un *outlier* che non essendo riconducibile d'acchito alle emissioni dell'impianto geotermoelettrico necessita di un approfondimento di indagine.

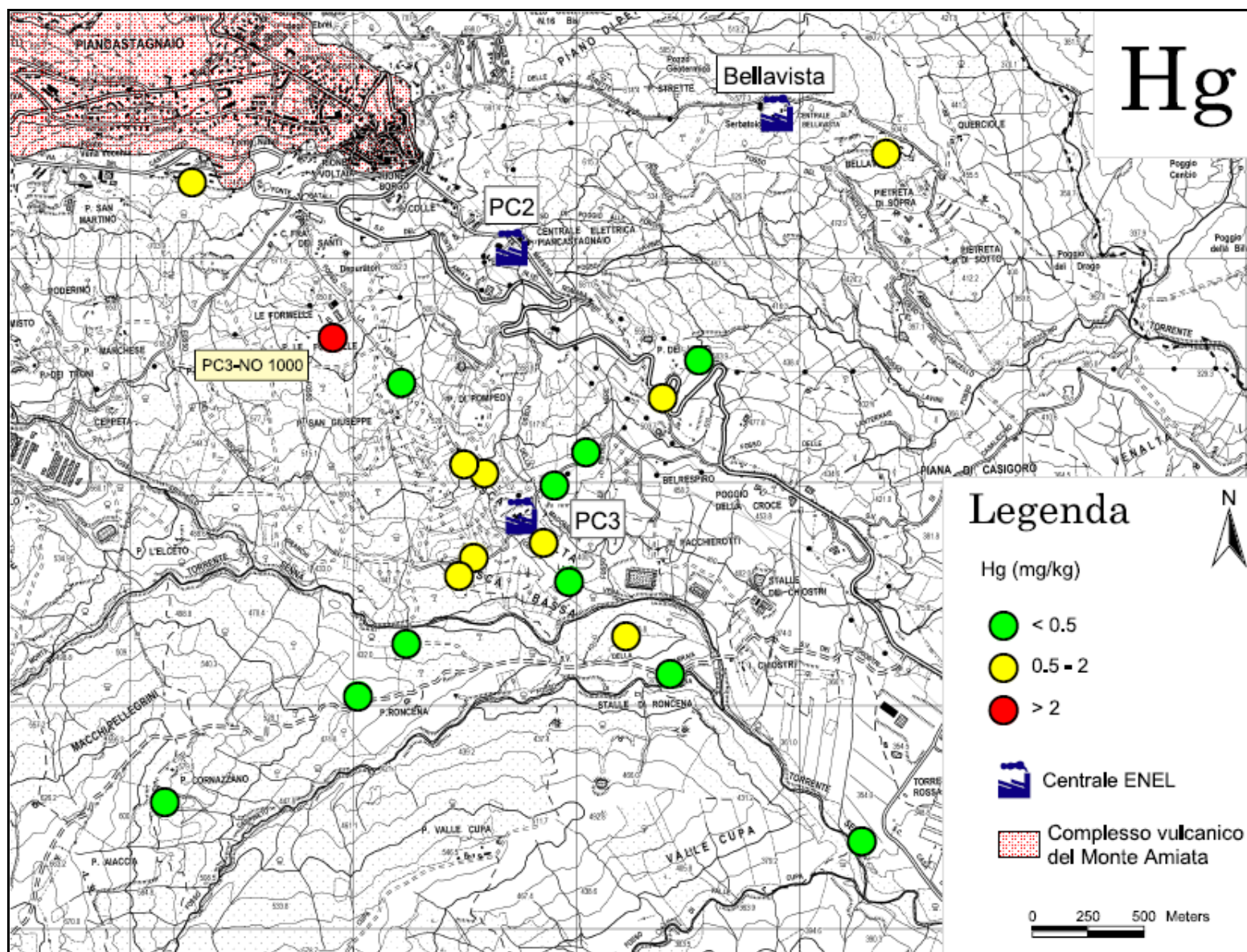


Fig. 2. Distribuzione delle concentrazioni di mercurio nei suoli campionati nella zona della centrale PC3 (anno 2005).

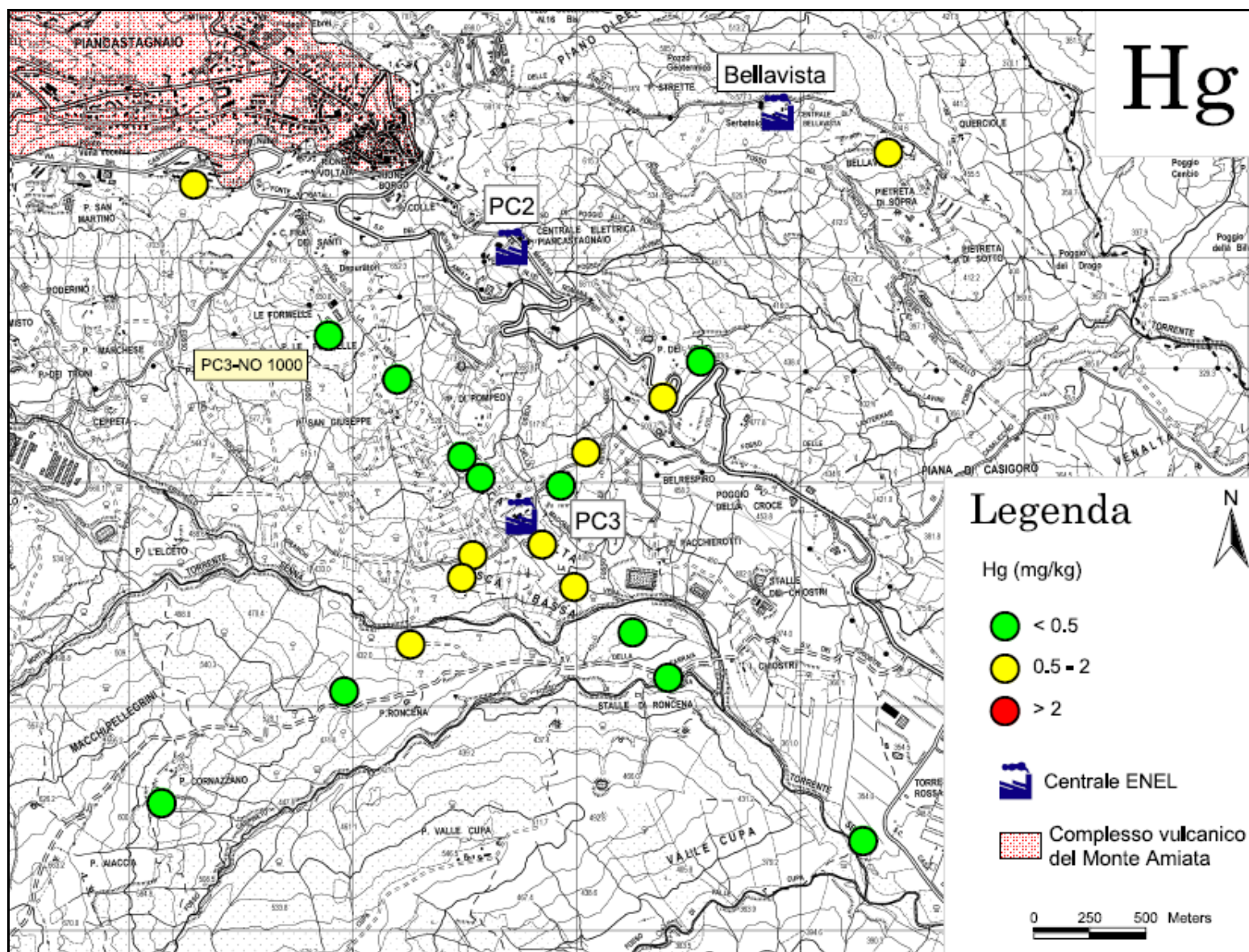


Fig. 3. Distribuzione delle concentrazioni di mercurio nei suoli campionati nella zona della centrale PC3 (anno 2008).

A tale riguardo, alcune ricerche di carattere geochimico e mineralogico basate su campioni di suolo (Loppi, 1996) e sedimento fluviale (Riccobono e Sabatini, 1996; Di Lella, 1997; Protano et al., 1998) hanno accertato nell'area amiatina (comuni di Abbadia San Salvatore e Piancastagnaio) una diffusa e talora intensa anomalia da mercurio, con contenuti dell'elemento fino a 63 mg/kg nel suolo e fino a 500 mg/kg nel sedimento fluviale. L'origine di questo chiaro fenomeno di contaminazione è da ricondurre alla presenza sul territorio dei materiali di risulta della lavorazione del cinabro (definiti comunemente rosticci), i quali sono stati movimentati dalle discariche minerarie dell'area amiatina ed utilizzati nel tempo come inerti per opere e manufatti di vario tipo (p. es. strade e loro manutenzione, piazzali delle centrali e pozzi ENEL, etc.). La relazione delle alte concentrazioni di mercurio con questi materiali è stata accertata sulla base della presenza nei sedimenti fluviali con alti tenori dell'elemento di fasi mineralogiche peculiari e caratteristiche dei rosticci giacenti nelle discariche minerarie di Abbadia San Salvatore e del Siele. Questi *marker* mineralogici sono in primo luogo il cinabro ed a seguire ematite in cristalli idiomorfi, magnetite in grani di forma irregolare e superficie rugosa, sfere di ferro, celestina, siderite e goethite in aggregati, e stibina.

Nel dettaglio, è stato rilevato che nel settore sud-orientale dell'area amiatina vi è un'ampia diffusione dei *marker* mineralogici specifici dei rosticci, e che i sedimenti fluviali con i più alti contenuti di mercurio e le maggiori evidenze di inquinamento mineralogico da materiali di risulta mineraria, sono ubicati a valle dei centri abitati di Abbadia San Salvatore e Piancastagnaio, nonché dei piazzali di pozzi geotermici e centrali geotermoelettriche dell'ENEL (Riccobono e Sabatini, 1996; Di Lella, 1997). Dato che questi settori sono al di fuori della possibilità di una alimentazione diretta da parte delle discariche minerarie e che questo tipo di contaminazione non può, per la sua natura, essere ricondotto al *fallout* delle centrali dell'ENEL, ne deriva la ovvia conclusione che nella realizzazione di opere pubbliche e private, tra cui quelle legate allo sfruttamento della risorsa geotermica, sono stati adoperati materiali provenienti dalle discariche minerarie presenti nel comprensorio amiatino.

In considerazione di quanto sopra esposto è stato effettuato uno studio della frazione mineralogica pesante (vedi il Capitolo "Materiali e metodi" per i dettagli) del campione di suolo PC3-NO 1000/SL e del materiale che ricopre una strada non asfaltata vicina (10 m circa) al sito di prelievo del suolo. Lo studio mineralogico ha rivelato che nella polvere stradale vi sono granuli cinabro⁵ (Fig. 4). Dal momento che il cinabro non rientra tra le emissioni geotermiche, ciò indica che i rosticci sono stati impiegati per la sistemazione del tratto stradale vicino al sito

⁵ Oltre al cinabro è stato riconosciuto un altro *marker* mineralogico dei materiali di risulta mineraria quale l'ematite idiomorfa.

PC3-NO 1000. Al contempo un granulo di cinabro è stato riconosciuto anche nel campione di suolo PC3-NO 1000/SL (Fig. 4).

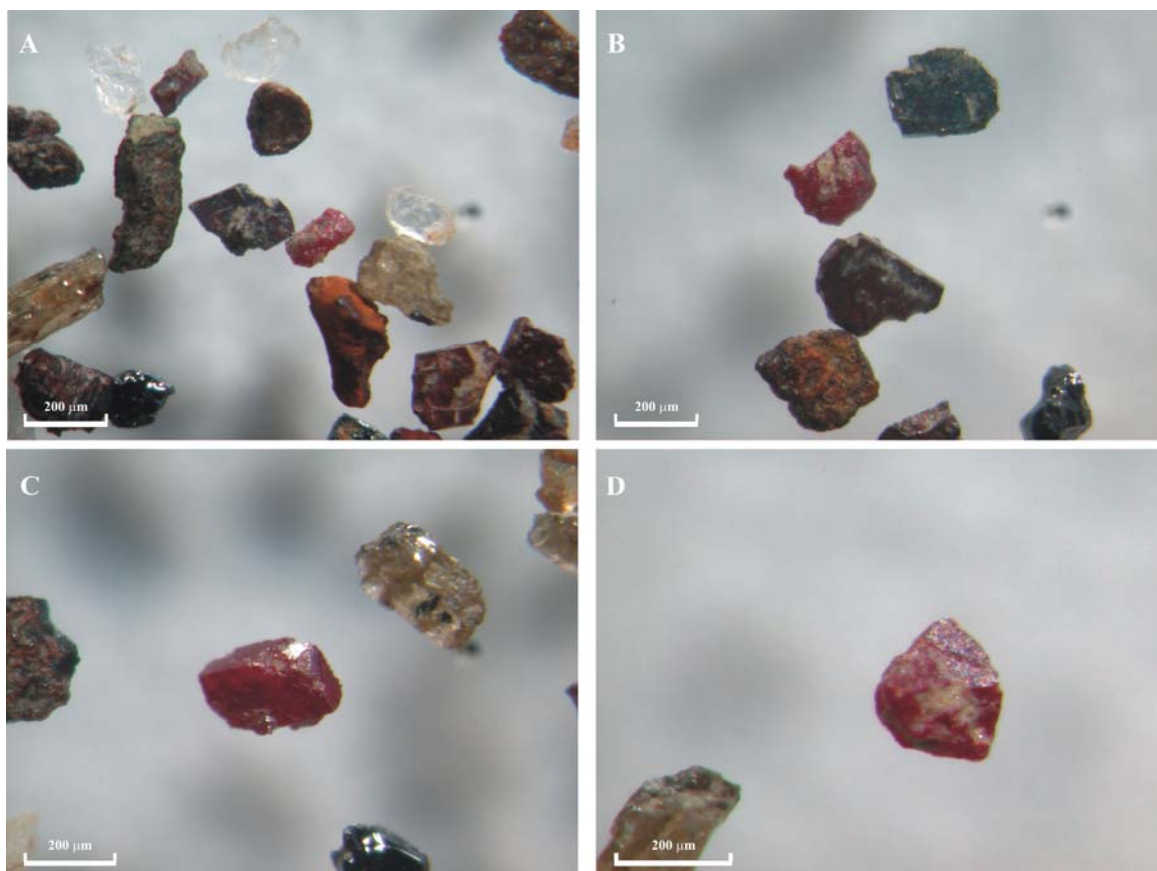


Fig. 4. Granuli di cinabro individuati nel materiale che ricopre una strada non asfaltata, vicina al sito PC3-NO 1000 (A, B, C), e nel campione di suolo PC3-NO 1000/SL (D).

Si segnala, inoltre, che il sito PC3-NO 1000 ricade all'interno del bacino del fosso La Vena nei cui sedimenti è stata rinvenuta la presenza di granuli di cinabro con livelli di mercurio che si attestano intorno ai 4 mg/kg (Di Lella, 1997).

Dall'insieme dei dati chimici e mineralogici ricavati in questa ricerca e dalle indicazioni fornite dagli studi pregressi citati è possibile concludere che il picco di concentrazione del mercurio misurato circa 1000 m a nord-ovest della centrale PC3 è da collegare alla presenza di rosticci nel vicino tratto stradale. In particolare, l'arricchimento in mercurio è da ricondurre al fenomeno del *wind blow*, ovvero al trasporto da parte del vento di particelle, tra cui granuli di cinabro, prese in carico dai materiali di risulta mineraria ed alla loro deposizione sul terreno per via secca e umida. Nel sito in esame questo fenomeno sembra aver agito in modo irregolare considerando che un campione di suolo prelevato nello stesso sito nel 2008 ha fornito un contenuto di mercurio notevolmente più basso, pari a 0.49 mg/kg.

A questo proposito è opportuno segnalare che nelle aree geotermiche di Bagnore e Piancastagnaio si è in presenza di quattro possibili fonti di contaminazione (attività mineraria,

movimentazione di rosticci, circolazione idrotermale ed emissioni dalle centrali ENEL) per tre elementi ugualmente tossici (Hg, Sb, As). Sarebbe quindi opportuno uno studio che fosse in grado di distinguere le varie fonti sopra ricordate e di attribuire a ciascuna di esse la paternità della distribuzione di mercurio, antimonio ed arsenico.

Nei suoli raccolti nell'area dove operano le centrali geotermoelettriche PC4 e PC5, la presenza di mercurio nel suolo è risultata simile a quella rilevata nel settore dell'impianto PC3. Infatti, nei suoli in questione, formatisi principalmente dai sedimenti marini della FAAf, sono state determinate concentrazioni di mercurio usualmente sotto 2 mg/kg (Tab. 7a).

Come si può osservare nella Figura 5, non è evidente un *trend* di variazione delle concentrazioni di mercurio nel suolo in funzione della distanza dagli impianti geotermoelettrici. Inoltre, i più alti livelli di mercurio misurati in zona (intorno a 4.7 mg/kg) sono di pertinenza dei suoli prelevati in punti distanti dalle centrali (circa 1000 m), prossimi ai pozzi geotermici 17 (sito PC5-NO 1000) e 26 (PC5-SE 1000). Contenuti di mercurio intorno a 3 mg/kg contraddistinguono i suoli campionati nei siti PC5-NE 100 e PC5-NO 300, vicini alle centrali geotermoelettriche.

Questo tipo di distribuzione del mercurio nell'area delle centrali PC4 e PC5 fa ritenere che, analogamente a quanto visto la zona della centrale PC3, i più alti livelli dell'elemento nel suolo scaturiscano da una sorgente a terra rappresentata dai rosticci verosimilmente utilizzati per la realizzazione dei piazzali dei pozzi geotermici e delle centrali PC4 e PC5. D'altra parte *marker* mineralogici, come il cinabro, indicatori di un inquinamento da parte dei rosticci sono stati riconosciuti nei sedimenti delle aste fluviali nei cui bacini ricadono i suoli in oggetto. Va, tuttavia, rilevato che per i suoli circostanti le centrali geotermoelettriche non può essere esclusa una influenza da parte del *fallout* di questi impianti.

Infine, a titolo di confronto, va segnalato che una abbondanza di mercurio tra 50 e 100 mg/kg è stata riscontrata nei suoli prelevati vicino alla discarica mineraria di Abbadia San Salvatore, e sui 10 mg/kg in quelli prossimi alla discarica mineraria del Siele. Si tratta di valori di un ordine di grandezza più bassi rispetto al contenuto medio dell'elemento nei materiali accumulati in discarica (≈ 600 mg/kg ad Abbadia San Salvatore, ≈ 150 mg/kg al Siele; Di Lella, 1997). Questi dati evidenziano per quanto riguarda il mercurio l'elevato potenziale inquinante dei rosticci che coinvolge anche i suoli limitrofi per l'azione del vento.

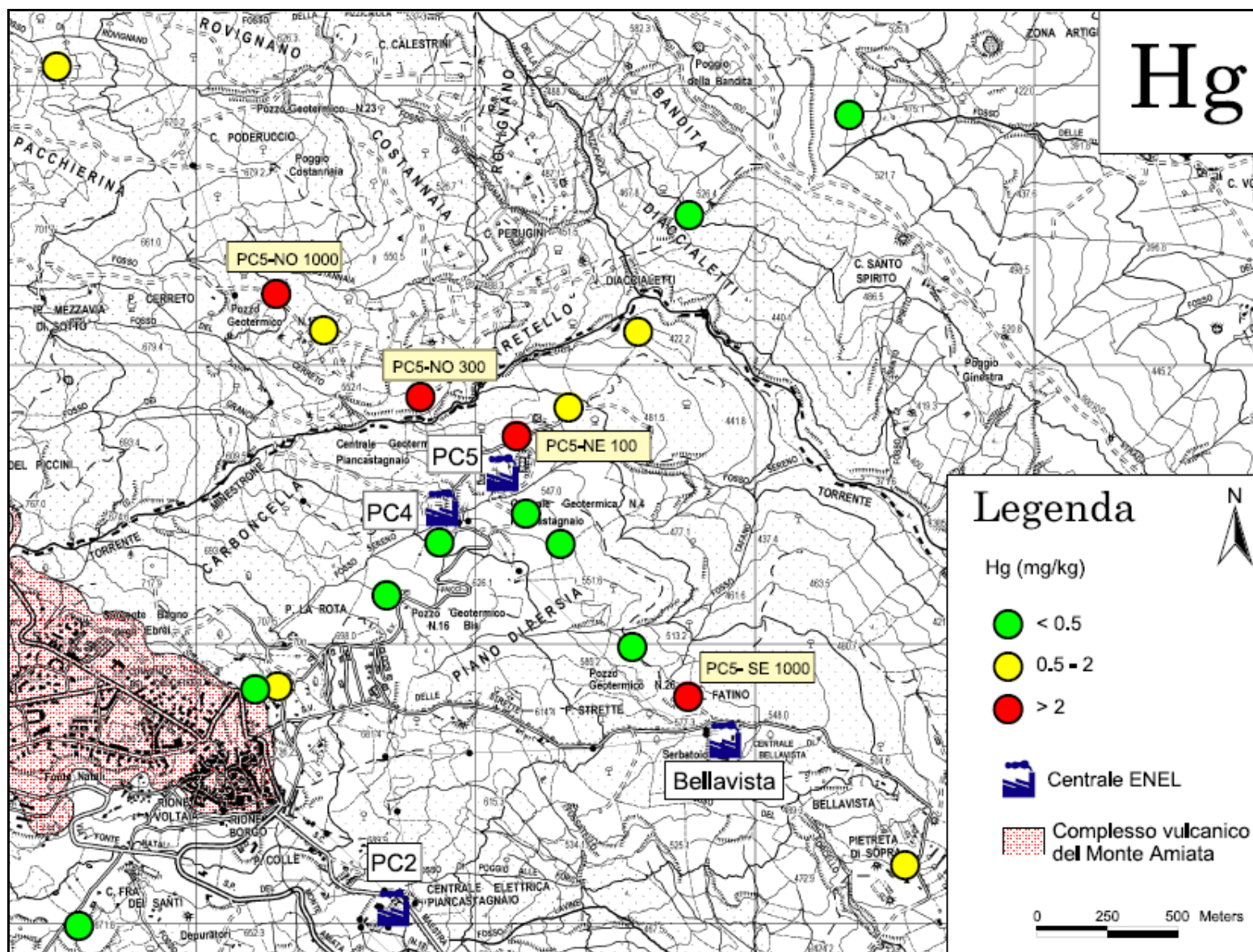


Fig. 5. Distribuzione delle concentrazioni di mercurio nei suoli campionati nella zona delle centrali PC4 e PC5.

1.3.3. Antimonio

I suoli campionati nell'area di Bagnore hanno contenuti di antimonio nel ristretto intervallo di valori compreso tra 0.56 e 1.19 mg/kg (Tab. 4a). Sono concentrazioni che ricadono nell'intervallo di variabilità naturale dell'antimonio stimato per i suoli dell'area amiatina (0.3-2 mg/kg), indicando una derivazione essenzialmente geogenica dell'elemento.

Una più ampia distribuzione delle concentrazioni di antimonio, tra 0.59 e 14.92 mg/kg, è stata riscontrata nei suoli campionati nell'area della centrale PC3 (Tabb. 5a e 5b). Partendo dalla considerazione che i campioni di suolo prelevati in questa zona hanno come roccia parentale le litologie sedimentarie della FAA_f e della FIA, va rilevato che 1/3 dei dati analitici prodotti si colloca sotto 1.1 mg/kg, rientrando nell'usuale variazione naturale dell'antimonio nei suoli derivati da questi tipi di rocce. La gran parte dei valori di concentrazione di antimonio nel suolo (poco più del 50% dei campioni) ricadono tra 1.2 e 3 mg/kg. Livelli dell'elemento più elevati (da 4.85 a 14.92 mg/kg) sono stati misurati nei campioni di suolo da argilliti e calcilutiti della formazione di Santa Fiora, prelevati in 2 siti (PC3-NO 750 e PC3-NO 1000) lungo il ramo NW del transetto SE-NW.

Come si può osservare nelle Figure 6 e 7, nella zona della centrale PC3 le concentrazioni di antimonio nel suolo generalmente diminuiscono all'aumentare della distanza dall'impianto geotermoelettrico, *trend* che è stato rilevato sulla base dei dati analitici sia dei campioni prelevati nel 2005 che nel 2008. In un areale di circa 750 m intorno alla centrale, i livelli di antimonio nel suolo si attestano tra 1.1 e 3 mg/kg, indicando un arricchimento dell'elemento nel suolo sull'ordine di 1-2 mg/kg rispetto al livello naturale (≤ 1.1 mg/kg). Questo tipo di distribuzione evidenzia un influsso delle emissioni in aria della centrale PC3 sulla abbondanza di antimonio sul terreno, influsso che non porta ad elevate concentrazioni dell'elemento nel suolo ($S_b < 3$ mg/kg) ed è percepibile fino ad una distanza inferiore a 1000 m dall'impianto. Ad ulteriore conferma dell'influenza del *fallout* della centrale geotermoelettrica, la zona di arricchimento di antimonio nel suolo è maggiormente estesa lungo le direzioni NE e SW che coincidono con quelle dei venti dominanti nell'area di Piancastagnaio.

I campioni di suolo prelevati a nord-ovest della centrale PC3, ad una distanza compresa tra 750 e 1000 m dalla stessa, individuano una anomalia ad antimonio che si stacca dagli usuali livelli di antimonio registrati in questa zona geotermica, e che coincide con il picco di concentrazione di mercurio misurato nel suolo.

Pertanto, analogamente a quanto ricostruito per il mercurio, è verosimile che l'arricchimento in antimonio sia dovuto al fenomeno del *wind blow* che ha interessato i materiali di risulta della lavorazione del cinabro, la cui presenza è stata rilevata in questo settore dell'area geotermica di Piancastagnaio. Va, tuttavia, sottolineato che nella caratterizzazione della frazione

mineralogica pesante del suolo PC3-NO 1000/SL e del materiale prelevato nel vicino tratto stradale non è stata riscontrata la presenza di stibina. Ciò potrebbe essere dovuto al fatto che la stibina è un minerale che tende ad alterarsi in condizioni di superficie a contatto con acque ossigenate, con formazione di masse granulose non riconoscibili al microscopio, definite comunemente ocre di antimonio e costituite da ossidi ed ossidi idrati di antimonio come la *senarmontite*, la *valentinite* e la *stibiconite*.

A quanto detto va aggiunto che nei sedimenti dell'asta fluviale (fosso La Vena) che drena la zona in cui sono ubicati i siti PC3-NO 750 e PC3-NO 1000, sono stati misurati alti contenuti di antimonio (intorno ai 20-30 mg/kg) ed è stata riconosciuta la presenza di *marker* mineralogici dei rosticci come il cinabro, ma non la stibina (Di Lella, 1997). In un suolo a ridosso del piazzale del pozzo PC25, vicino ai siti in oggetto, sono stati dosati contenuti di antimonio molto elevati (fino al 3%), accoppiati ad una rilevante presenza di cristalli di stibina (Riccobono e Sabatini, 1996).

Per la zona della centrale PC3 si segnala, infine, che a livello di concentrazioni di antimonio non sono state riscontrate significative differenze tra le coppie di campioni di suolo prelevate nelle medesime stazioni nelle campagne del 2005 e del 2008.

Nella zona delle centrali PC4 e PC5 una buona parte dei suoli campionati hanno contenuti di antimonio confrontabili con l'intervallo di variabilità naturale dell'elemento nel suolo: da 0.6 a 1.19 mg/kg per i suoli formatisi dalle litologie della FAAf e FIA; intorno a 2 mg/kg per i suoli da trachidaciti del Complesso vulcanico del Monte Amiata. Concentrazioni di antimonio più elevate, da 3.24 a 7.92 mg/kg con un picco di 20.09 mg/kg, sono state dosate in suoli campionati in prossimità (circa 100 m) dalle centrali (siti PC5-SO 100 e PC5-NE 100), nonché in una zona situata tra 750 e 1000 m a sud-est degli impianti in questione, dove è situato il pozzo geotermico 26.

I dati analitici, nel loro insieme, indicano che non vi è un *trend* di variazione dei contenuti dell'elemento nel suolo in funzione della distanza dalle centrali ENEL, e che i livelli più alti dell'elemento ($Sb > 3$ mg/kg) sono distribuiti sul territorio in modo irregolare (Fig. 8), localizzati, analogamente a quanto visto per il mercurio, nelle immediate vicinanze (nell'ordine di qualche centinaio di metri) delle centrali PC4 e PC5 e del pozzo geotermico 26.

Anche per l'antimonio, si può ritenere, pertanto, che la principale sorgente di contaminazione del suolo sia rappresentata dai materiali di risulta della lavorazione del cinabro. D'altra parte, come riportato nella parte dedicata al mercurio, una contaminazione da rosticci è stata riscontrata nei sedimenti delle aste fluviali che attraversano la zona delle centrali PC4 e PC5. Va, tuttavia, sottolineato che per i suoli circostanti le centrali geotermoelettriche non può essere esclusa una influenza da parte del *fallout* di questi impianti.

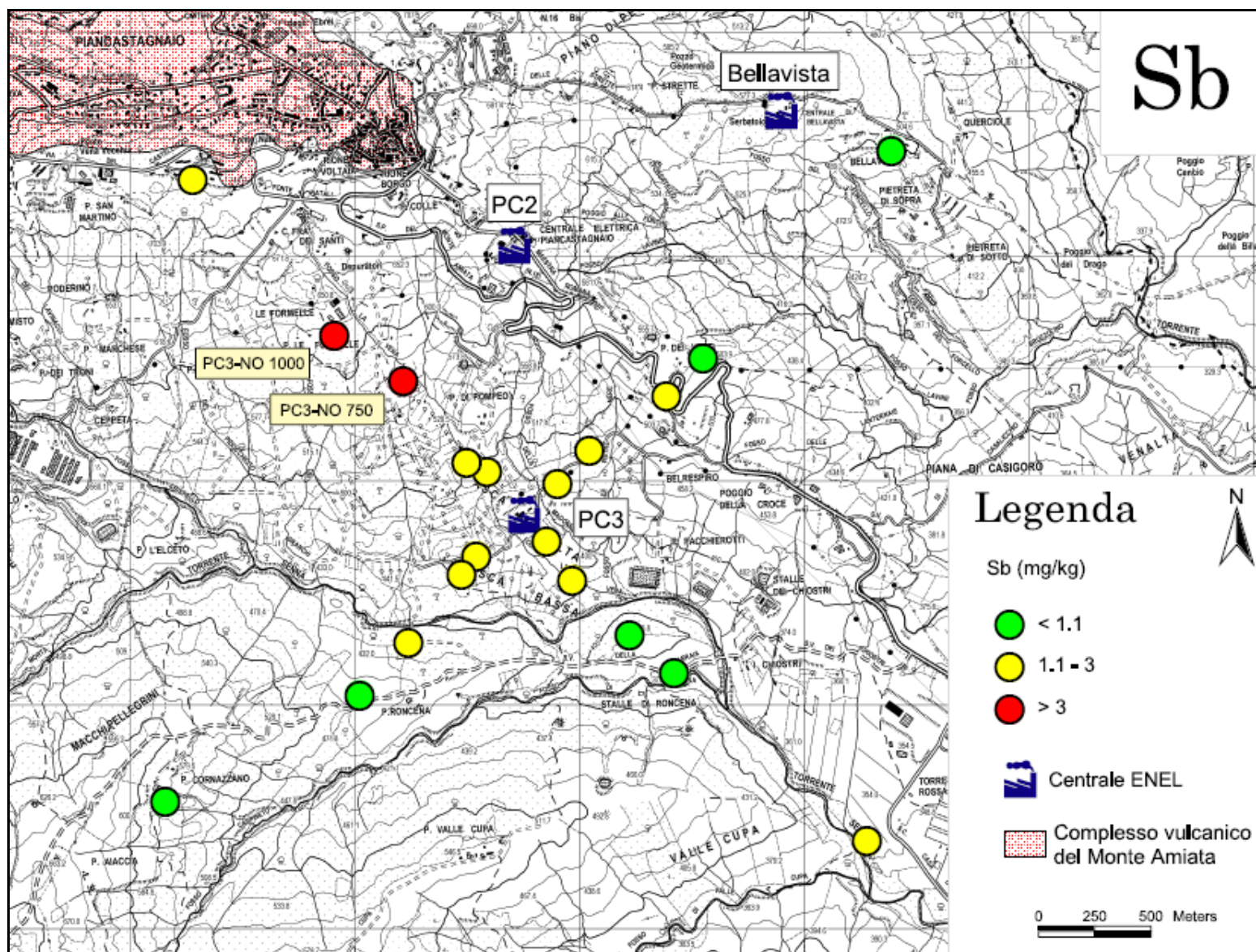


Fig. 6. Distribuzione delle concentrazioni di antimonio nei suoli campionati nella zona della centrale PC3 (anno 2005).

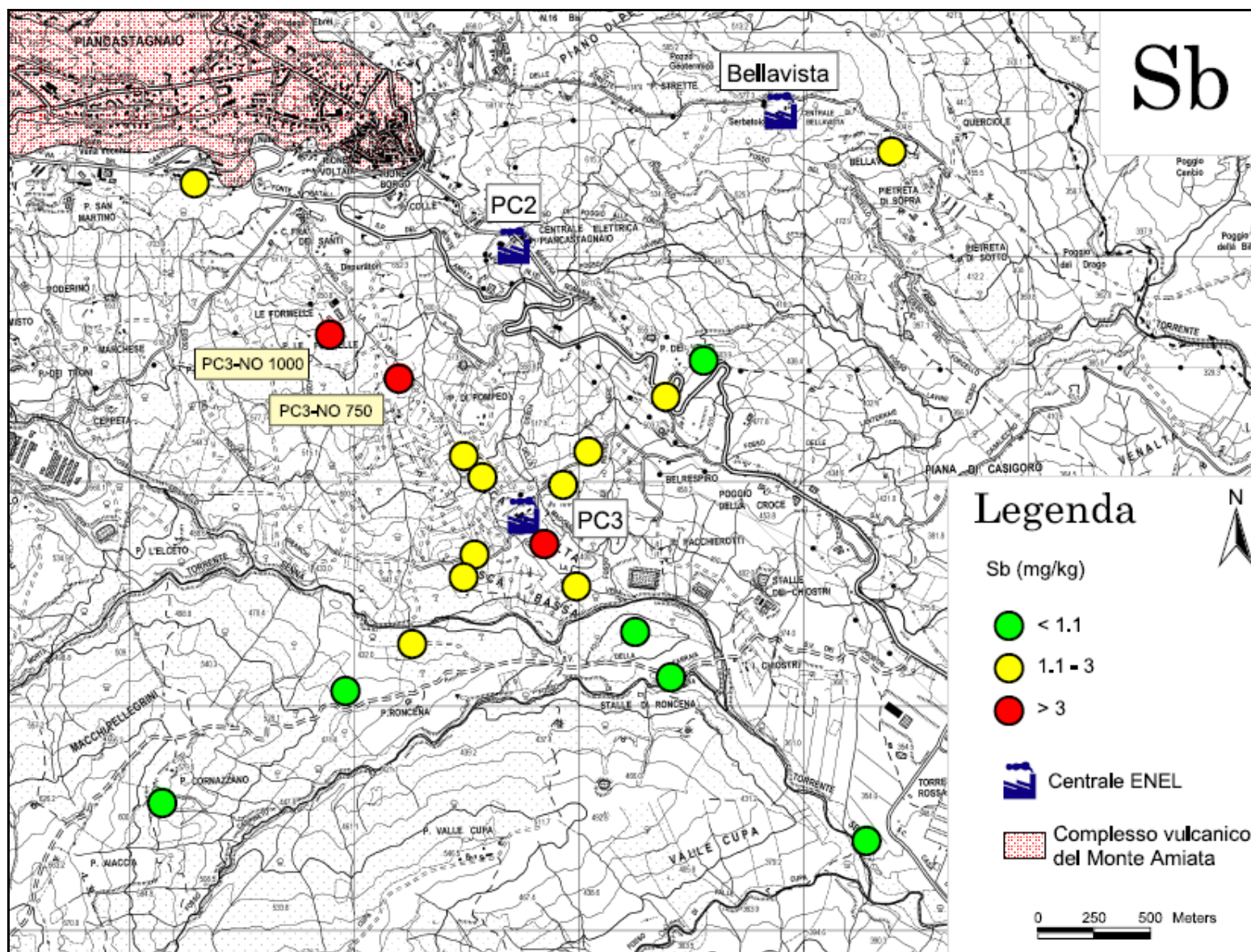


Fig. 7. Distribuzione delle concentrazioni di antimonio nei suoli campionati nella zona della centrale PC3 (anno 2008).

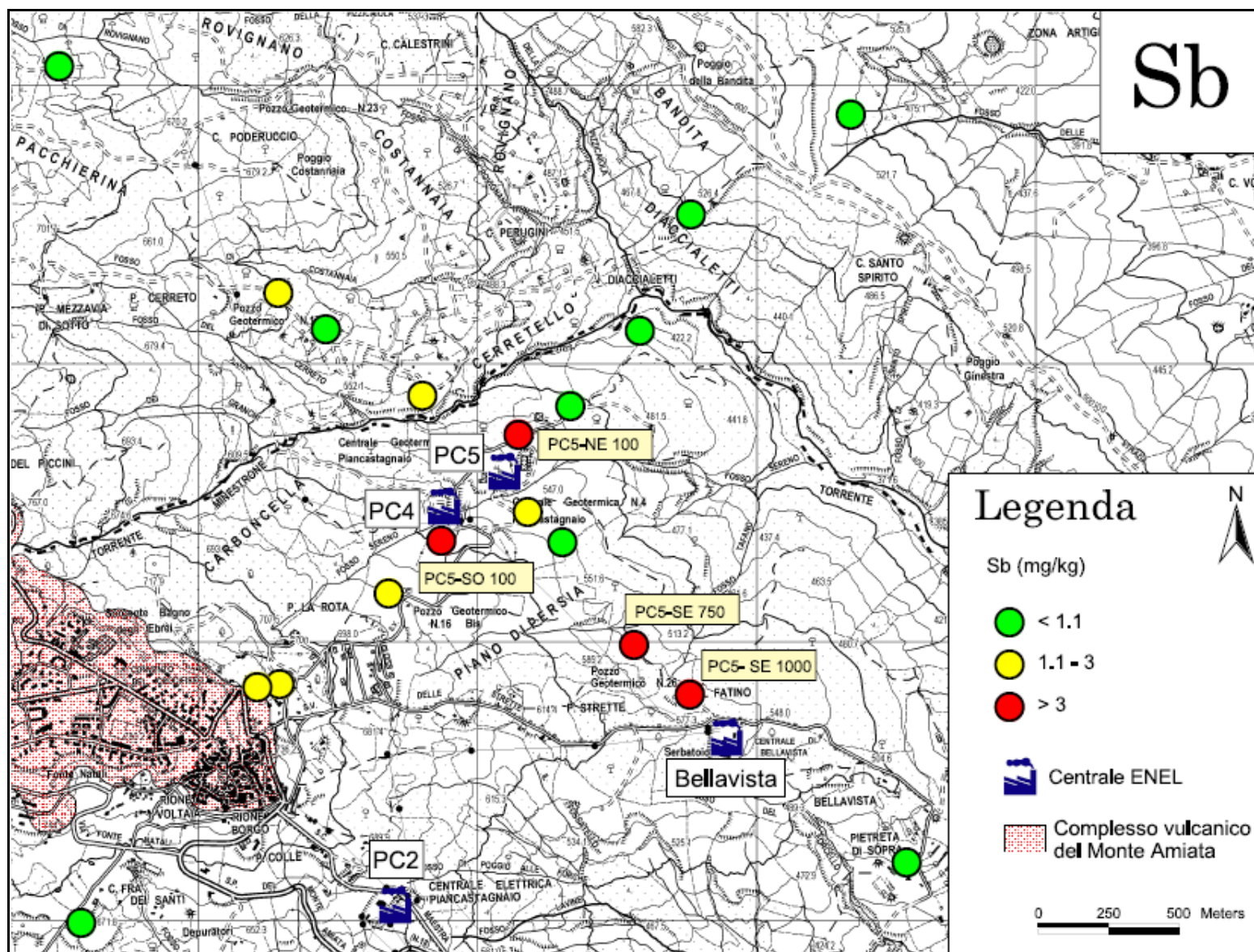


Fig. 8. Distribuzione delle concentrazioni di antimonio nei suoli campionanti nella zona delle centrali PC4 e PC5.

A titolo di confronto, nei sedimenti fluviali prelevati nel settore sud-orientale dell'area amiatina (Di Lella, 1997) sono stati misurati contenuti di antimonio che si collocano generalmente sotto 3 mg/kg. Livelli anomali (fino ad un massimo di 126 mg/kg Sb) caratterizzano principalmente i sedimenti dei corsi d'acqua che drenano il tessuto urbano di Abbadia San Salvatore e Piancastagnaio, nonché le zone dove sono presenti le centrali geotermoelettriche. Riguardo a queste ultime, i picchi di concentrazione coincidono con i sedimenti prelevati a valle della Centrale Bellavista e del piazzale del pozzo geotermico PC25.

In conclusione, contenuti di antimonio confrontabili con il fondo geochimico locale dell'elemento sono stati dosati nei campioni di suolo prelevati nel sito minerario del Siele, mentre più elevata è risultata la presenza dell'elemento nella zona di Abbadia San Salvatore (fino a 9 mg/kg). D'altra parte, la presenza di antimonio nei materiali accumulati nelle discariche minerarie attorno alle quali è stato campionato il suolo, è risultata in media intorno ai 400 mg/kg ad Abbadia San Salvatore, e di 1.2 mg/kg al Siele (Di Lella, 1997).

1.3.4. Boro

Riguardo alle concentrazioni di boro nei suoli prelevati nelle aree geotermiche di Bagnore e Piancastagnaio, il quadro che ne scaturisce è piuttosto uniforme. Infatti, nei suoli in oggetto sono stati determinati contenuti di boro tra 63 e 248 mg/kg, con i più alti tenori di pertinenza essenzialmente dei suoli derivati dalle trachidaciti della formazione di Quaranta. Nel dettaglio, la presenza dell'elemento è risultata nell'intervallo 63-163 mg/kg nella zona della centrale Bagnore, tra 77 e 248 in quella della centrale PC3, tra 93 e 210 mg/kg in quella delle centrali PC4 e PC5.

Si tratta, nel complesso, di livelli di concentrazione di boro confrontabili con il fondo geochimico locale dell'elemento nel suolo, stimato tra 90 e 210 mg/kg (Fig. 9). Pertanto, non è rilevabile una influenza sui livelli di boro nel suolo delle emissioni aerodisperse delle centrali geotermoelettriche.

Anche i contenuti di boro nei suoli prelevati negli intorni delle discariche minerarie di Abbadia San Salvatore e del Siele (56.3-179.6 mg/kg) rientrano nell'intervallo delle abbondanze naturali dell'elemento nei suoli dell'area amiatina.

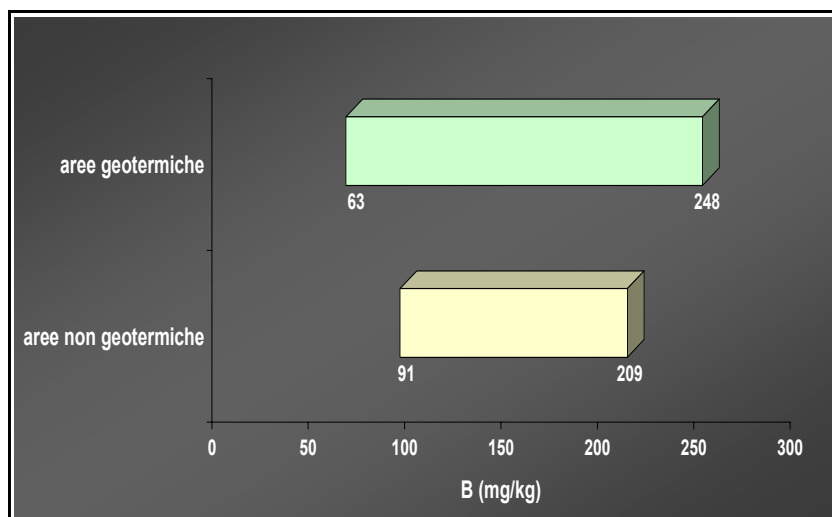


Fig. 9. Intervallo delle concentrazioni di boro in suoli prelevati in aree geotermiche (Bagnore e Piancastagnaio) e non geotermiche del comprensorio amiatino.

1.3.5. Zolfo

Nei suoli campionati nell'area geotermica di Bagnore sono state dosate concentrazioni di zolfo tra 498 e 1256 mg/kg. Contenuti simili sono di pertinenza anche dei suoli prelevati nell'area geotermica di Piancastagnaio intorno alle centrali PC3 (442-1752 mg/kg) e PC4-PC5 (434-1624 mg/kg).

Le più importanti considerazioni che si possono fare per lo zolfo sono:

- i dati analitici dello zolfo si collocano preferenzialmente sotto 1200 mg/kg in linea con il fondo geochimico locale di questo elemento nel suolo;
- i contenuti più elevati dell'elemento sono stati individuati nella zona dove opera la centrale PC3, ad una distanza tra 750 e 1000 m dall'impianto geotermoelettrico nelle 4 direzioni dei rami dei transetti.

Per gli altri elementi chimici analizzati (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Tl, U, Zn) si rimanda alla Tabelle 4b, 5b, 6b, 7b per le loro concentrazioni nei campioni di suolo prelevati nelle aree geotermiche di Bagnore e Piancastagnaio.

2. GEOCHIMICA DELLE ACQUE FLUVIALI

Nell'ambito dello studio geochimico ambientale sono stati prelevati ed analizzati campioni d'acqua fluviale (*stream water*) dei principali corsi d'acqua che drenano le aree di Bagnore e Piancastagnaio ed il settore nord-occidentale dell'area amiatina (zona di Seggiano), i cui lineamenti geologici sono simili a quelli delle suddette aree geotermiche.

La finalità di questa ricerca è stata quella di valutare l'influenza delle centrali geotermoelettriche dell'ENEL presenti nelle aree di Bagnore e Piancastagnaio (centrali Bagnore, PC2, PC3, PC4 e PC5) sulla qualità delle acque di scorrimento superficiale.

Allo scopo, sono stati prelevati 11 campioni di acqua fluviale⁶, di cui:

- 3 campioni nella zona della centrale Bagnore lungo il fiume Fiora ed il fosso Potito (Fig. 10a);
- 2 campioni nella zona delle centrali PC2 e PC3 lungo il fosso La Vena ed il torrente Senna (Fig. 10b);
- 3 campioni nella zona delle centrali PC4 e PC5 lungo il fosso Sereno ed il torrente Minestrone (Fig. 10c);
- 3 campioni nel settore nord-occidentale dell'area amiatina (zona di Seggiano) lungo il torrente Ente ed il fosso Bugnano (Fig. 10d).

Nei campioni di acqua fluviale sopra elencati sono state determinate le concentrazioni di antimonio, arsenico, boro, mercurio e zolfo.

2.1. Concentrazione e distribuzione di As, B, Hg, S e Sb nelle acque fluviali dell'area amiatina

2.1.1. Arsenico

Nelle acque fluviali prelevate nelle aree geotermiche di Bagnore e Piancastagnaio sono state misurate concentrazioni di arsenico che oscillano tra 0.18 e 8.44 µg/L (Tab. 9).

Nella zona attorno alla centrale Bagnore la presenza di arsenico nelle acque di scorrimento superficiale è risultata nell'intervallo 0.18-5.05 µg/L, con il valore più elevato misurato lungo il corso del fiume Fiora a valle dell'abitato di Bagnore.

⁶ Si rimanda al Capitolo "Materiali e metodi" per i dettagli relativi alla pianificazione del campionamento delle acque fluviali, alle procedure di prelievo dei campioni e loro trattamento in laboratorio, alle tecniche e strumentazioni analitiche adottate.

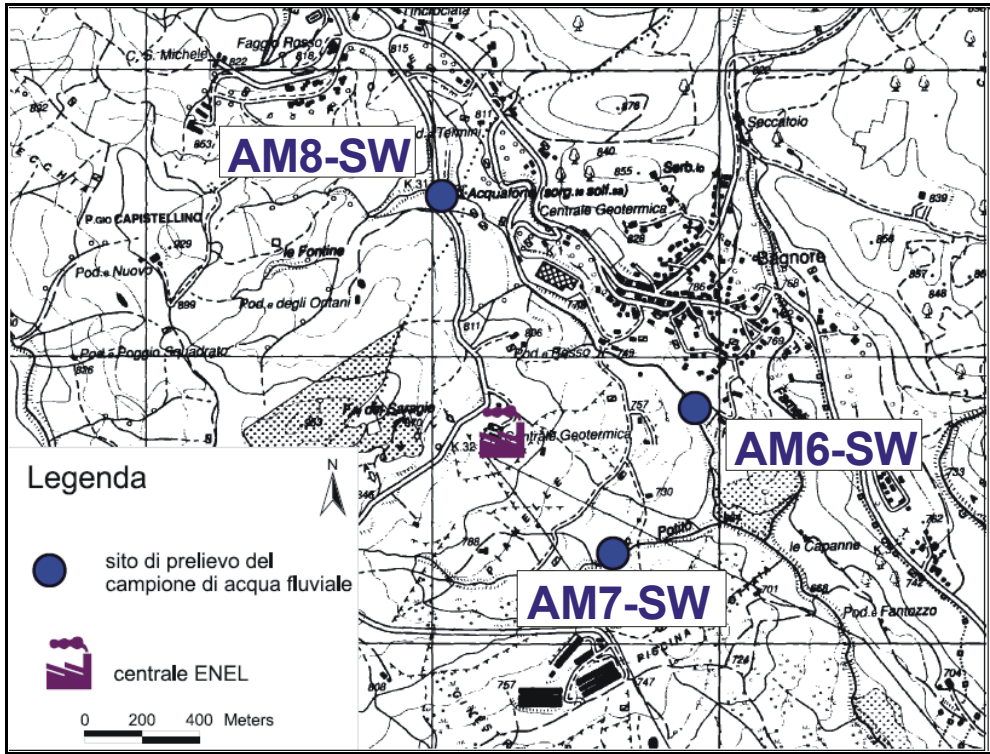


Fig. 10a. Ubicazione dei siti di prelievo dei campioni di acqua fluviale nella zona di Bagnore.

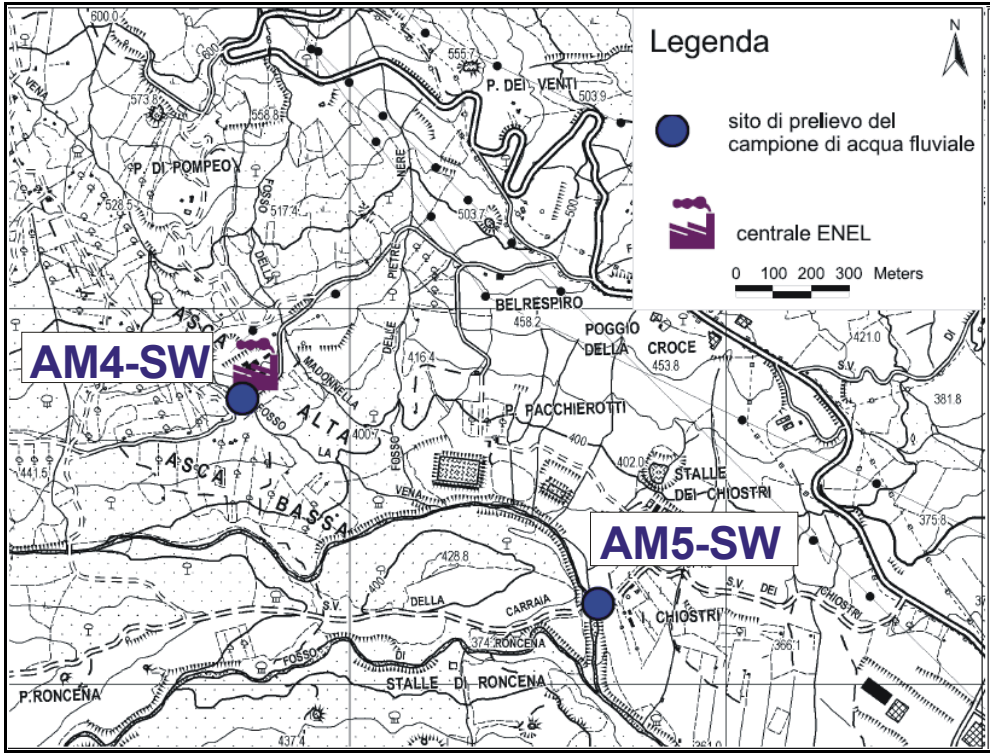


Fig. 10b. Ubicazione dei siti di prelievo dei campioni di acqua fluviale nella zona di Piancastagnaio (centrali PC2 e PC3).

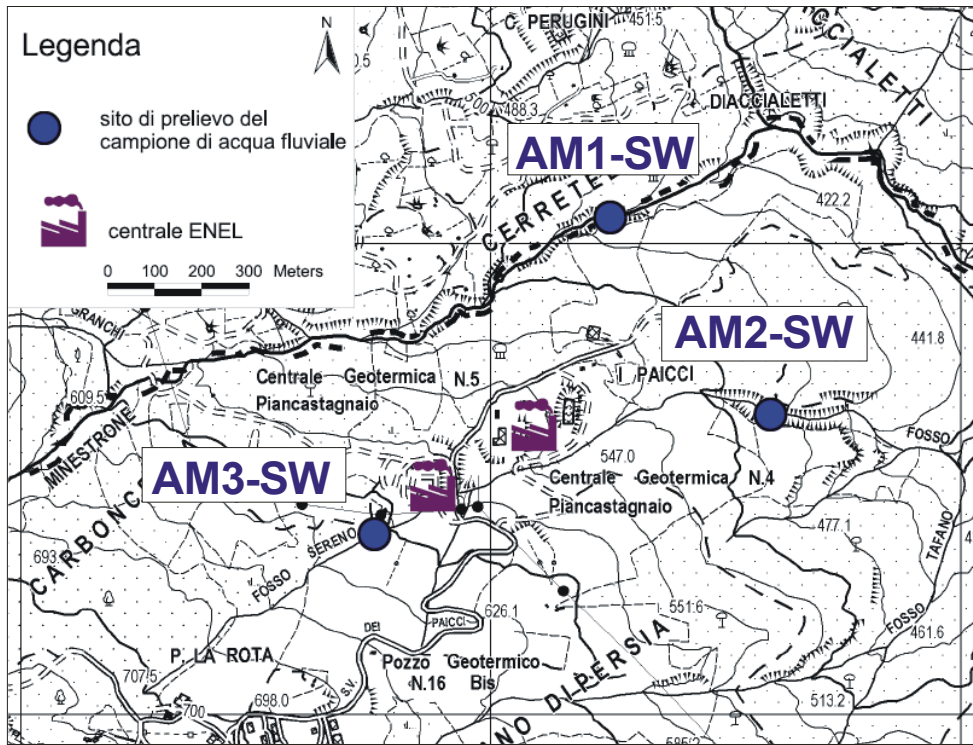


Fig. 10c. Ubicazione dei siti di prelievo dei campioni di acqua fluviale nella zona di Piancastagnaio (centrali PC4 e PC5).

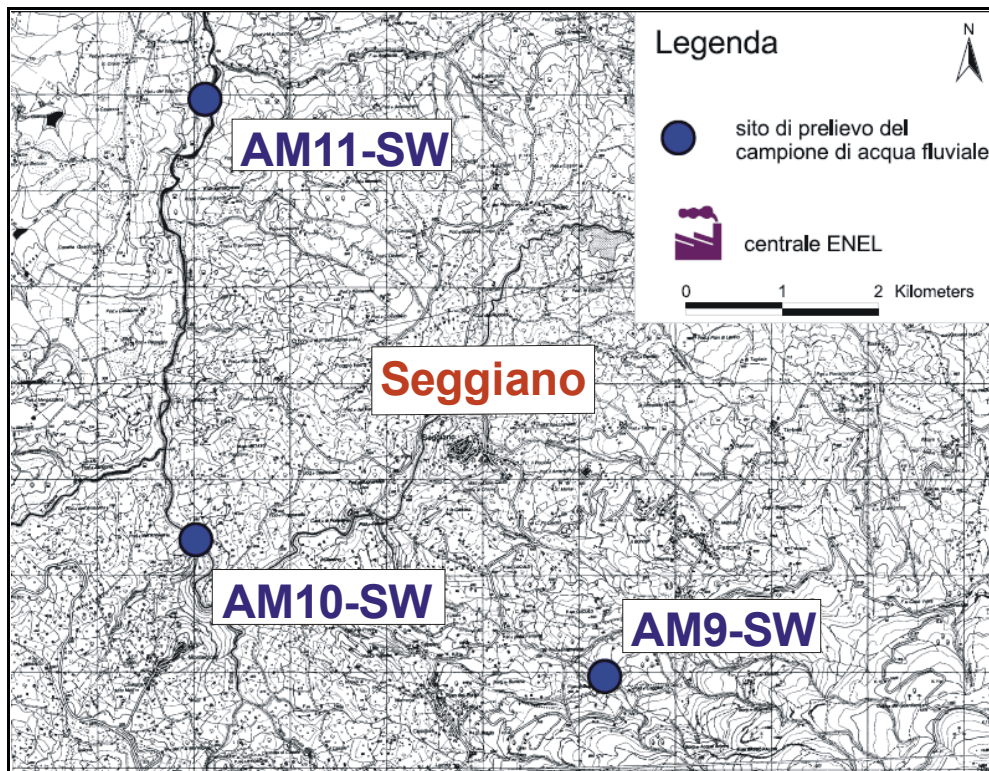


Fig. 10d. Ubicazione dei siti di prelievo dei campioni di acqua fluviale nella zona di Seggiano.

Nell'area di Piancastagnaio sono state dosate nei campioni di acqua fluviale concentrazioni di arsenico tra 1.44 e 8.44 $\mu\text{g/L}$. Lungo il corso del Fosso Sereno il tenore di arsenico diminuisce leggermente verso valle (*downstream*). Infatti, un contenuto di 8.25 $\mu\text{g/L}$ di arsenico è stato determinato nel sito AM3-SW, situato circa 400 m a monte delle centrali PC4 e PC5, mentre circa 500 m a valle degli impianti geotermoelettrici (sito AM2-SW), la presenza dell'elemento in acqua è risultata di 5.35 $\mu\text{g/L}$. Una concentrazione di arsenico di 1.76 $\mu\text{g/L}$ contraddistingue l'acqua del torrente Minestrone in un tratto che riceve anche il drenaggio del polo geotermico delle centrali PC4 e PC5.

Tab. 9. Concentrazione di As, B, Hg, S, Sb nei campioni di acqua fluviale.

campione	zona	As ($\mu\text{g/L}$)	B ($\mu\text{g/L}$)	Hg ($\mu\text{g/L}$)	S (mg/L)	Sb ($\mu\text{g/L}$)
AM1-SW	Piancastagnaio (PC4-PC5)	1.76	211.0	<0.01	18.52	0.41
AM2-SW	Piancastagnaio (PC4-PC5)	5.35	5166.1	0.010	29.56	3.70
AM3-SW	Piancastagnaio (PC4-PC5)	8.25	158.9	0.015	5.76	0.30
AM4-SW	Piancastagnaio (PC2-PC3)	8.44	176.1	0.015	11.35	4.79
AM5-SW	Piancastagnaio (PC2-PC3)	1.44	162.6	<0.01	18.64	2.13
AM6-SW	Bagnore	5.05	126.2	0.017	15.36	0.25
AM7-SW	Bagnore	0.23	98.0	<0.01	13.25	0.79
AM8-SW	Bagnore	0.18	12.0	<0.01	6.46	0.05
AM9-SW	Seggiano	2.57	61.3	<0.01	2.08	0.11
AM10-SW	Seggiano	9.94	68.7	0.010	10.24	0.15
AM11-SW	Seggiano	5.52	61.0	<0.01	12.01	0.12

Un tenore di arsenico di 8.44 $\mu\text{g/L}$ riguarda l'acqua del fosso La Vena, in un punto (AM4-SW) che riceve il drenaggio del settore del suo bacino idrografico in cui ricadono il centro abitato di Piancastagnaio e le centrali PC2 e PC3. Lungo il torrente Senna, a valle della confluenza con il fosso La Vena (sito AM5-SW, in località i Chiostrì), l'acqua fluviale ha una concentrazione dell'elemento più bassa, pari a 1.44 $\mu\text{g/L}$.

I contenuti di arsenico nelle acque delle principali aste fluviali che attraversano le aree geotermiche di Bagnore e Piancastagnaio sono confrontabili con le concentrazioni dell'elemento, misurate in alcuni corsi d'acqua che drenano la zona di Seggiano (da 2.57 a 9.94 $\mu\text{g/L}$), lontana dagli impianti di sfruttamento della risorsa geotermica.

Concentrazioni di arsenico usualmente inferiori a 5 $\mu\text{g/L}$ sono state dosate in circa 350 campioni di acqua fluviale prelevati nel 1995, in 4 momenti distinti su base stagionale, in 100 siti distribuiti in un'area che abbraccia i comuni di Abbadia San Salvatore e Piancastagnaio (Riccobono e Sabatini, 1996). Tenori più elevati (fino a 23 $\mu\text{g/L}$) caratterizzano principalmente le acque delle aste fluviali che drenano i centri abitati di Abbadia San Salvatore e

Piancastagnaio, nonché alcune zone dove sono ubicati pozzi geotermici e centrali geotermoelettriche.

Per confronto, è utile riportare che analisi effettuate dagli scriventi su 206 campioni di acqua fluviale prelevati in aste fluviali del settore centro-settentrionale della provincia di Siena (dati non pubblicati), collocano il tenore di arsenico tra <0.001 e $10.15 \mu\text{g/L}$, a conferma che le concentrazioni naturali di questo elemento nelle acque di scorrimento superficiale si collocano normalmente sotto i $10 \mu\text{g/L}$. D'altra parte i dati di letteratura (Fergusson, 1990; Reimann e de Caritat, 1998; De Vos e Tarvainen, 2006) indicano che la presenza di arsenico nelle acque fluviali ricade usualmente nell'intervallo $<0.01-30 \mu\text{g/L}$, con un livello medio di $4 \mu\text{g/L}$ (Koljonen, 1992).

2.2.2. Antimonio

Nei campioni di acqua fluviale oggetto di studio le concentrazioni di antimonio oscillano tra 0.05 e $4.79 \mu\text{g/L}$ (Tab. 9). Livelli compresi tra 0.11 e $0.15 \mu\text{g/L}$ sono di pertinenza delle acque di scorrimento superficiale prelevate nel settore nord-occidentale dell'area amiatina, in una zona non interessata dalle attività di sfruttamento geotermico. Livelli analoghi (da 0.05 e $0.79 \mu\text{g/L}$) sono stati misurati nelle acque fluviali campionate nell'area di Bagnore. Più elevata è risultata la presenza dell'elemento nelle acque fluviali della zona di Piancastagnaio, con valori che si attestano tra 0.3 e $4.79 \mu\text{g/L}$. Nello specifico, le più alte concentrazioni sono state registrate lungo il fosso Sereno a valle delle centrali PC4 e PC5 ($3.7 \mu\text{g/L}$ nel sito AM2-SW), e nel fosso La Vena ($4.79 \mu\text{g/L}$ Sb) in prossimità della centrale PC3.

Per quanto detto, la distribuzione sul territorio delle concentrazioni di antimonio nelle acque di scorrimento superficiale riprende, a grandi linee, quella dell'elemento nel suolo, con contenuti dell'elemento relativamente più elevati registrati nell'area geotermica di Piancastagnaio, in particolare negli intorni delle centrali geotermoelettriche.

Sono in linea con quanto finora esposto le concentrazioni di antimonio dosate nei campioni di acqua fluviale prelevati nel 1995, con valori che si attestano usualmente sotto $2 \mu\text{g/L}$ (Riccobono e Sabatini, 1996). I contenuti più elevati dell'elemento, sulla decina di $\mu\text{g/L}$, contraddistinguono le acque di scorrimento superficiale campionate nelle vicinanze di piazzali ed opere legate a vario titolo alle attività di sfruttamento della risorsa geotermica, per alcune delle quali (piazzale del pozzo PC25) è stato accertato l'utilizzo per la loro costruzione di materiale di derivazione mineraria ricco in stibina.

Le concentrazioni di antimonio nei campioni di acqua fluviale oggetto del presente studio sono confrontabili con quanto rilevato nelle *stream water* del settore settentrionale della

provincia di Siena, per le quali la variabilità dei tenori dell'elemento oscilla tra 0.04 e 4.32 µg/L, con una preferenziale insistenza dei valori sotto 0.5 µg/L. A tale riguardo, dati disponibili in letteratura indicano che l'usuale intervallo delle concentrazioni di antimonio nelle acque fluviali ricade sotto 5 µg/L (Fergusson, 1990), con maggiore frequenza dei valori tra <0.01 e 1 µg/L (De Vos e Tarvainen, 2006).

2.2.3. Mercurio

Concentrazioni di mercurio nell'intervallo <0.01-0.017 µg/L sono state misurate nei campioni di acqua fluviale prelevati nell'ambito del presente progetto di ricerca (Tab. 9). Gran parte dei dati analitici si collocano sotto il limite di rilevabilità strumentale pari a 0.01 µg/L. Valori leggermente superiori a questa soglia (tra 0.015 e 0.017 µg/L) sono di pertinenza delle acque fluviali raccolte nei siti AM3-SW (lungo il fosso Sereno a monte delle centrali PC4 e PC5), AM4-SW (lungo il fosso La Vena nelle vicinanze della centrale PC3), AM6-SW (lungo il fiume Fiora in prossimità dell'abitato di Bagnore).

Concentrazioni di mercurio da 0.01 a 0.14 µg/L sono state misurate in un numero più elevato di campioni di acqua fluviale ($n=286$) prelevati nel 1995 nella già citata campagna di prospezione (Riccobono e Sabatini, 1996). La distribuzione di questi tenori di mercurio nelle acque di scorrimento superficiale non è risultata correlata ai livelli dell'elemento nel sedimento fluviale e di conseguenza alla collocazione nel territorio dei centri urbani e delle opere per la geotermia.

I valori di concentrazione sopra illustrati sono raffrontabili con l'usuale presenza del mercurio nelle acque fluviali della Toscana meridionale, che è risultata essere tra <0.01 e 11.4 µg/L, con maggiore frequenza dei valori sotto 0.3 µg/L.

A conferma di ciò la presenza di mercurio in acque fluviali non contaminate è stimata nell'intervallo <0.01-1 µg/L (Fergusson, 1990), con una concentrazione media di 0.05 µg/L (Koljonen, 1992),

2.2.4. Boro

Nelle acque fluviali campionate nelle aree geotermiche amiatine la presenza di boro si situa usualmente tra 12 e 211 µg/L (Tab. 9). Livelli nello stretto intorno di 60-70 µg/L caratterizzano le acque che scorrono nella zona di Seggiano nel settore nord-occidentale dell'Amiata. Si discosta da questo quadro abbastanza uniforme il campione di acqua fluviale prelevato lungo il fosso Sereno a valle del polo geotermico PC4-PC5 (sito AM2-SW), in cui è stata misurata una concentrazione di boro pari a 5166 µg/L (Fig. 11). Contenuti analoghi di boro

(vedi Tab. 10) erano stati riscontrati nel medesimo tratto fluviale nell'ambito di un campionamento effettuato su base stagionale nel periodo 1995-1996 (Riccobono e Sabatini, 1996). Fermo restando che l'anomalia di boro trovata è indubbiamente da collegare agli impianti ENEL, le ipotesi che potrebbero essere formulate sulla sua origine sarebbero in teoria molteplici. Tuttavia, la sequenza dei valori trovati in rapporto alla stagione di prelievo dei campioni indica, secondo gli scriventi, che l'origine di questi valori anomali è fondamentalmente da imputarsi al dilavamento, operato dalle acque di pioggia, dei piazzali delle centrali geotermoelettriche.

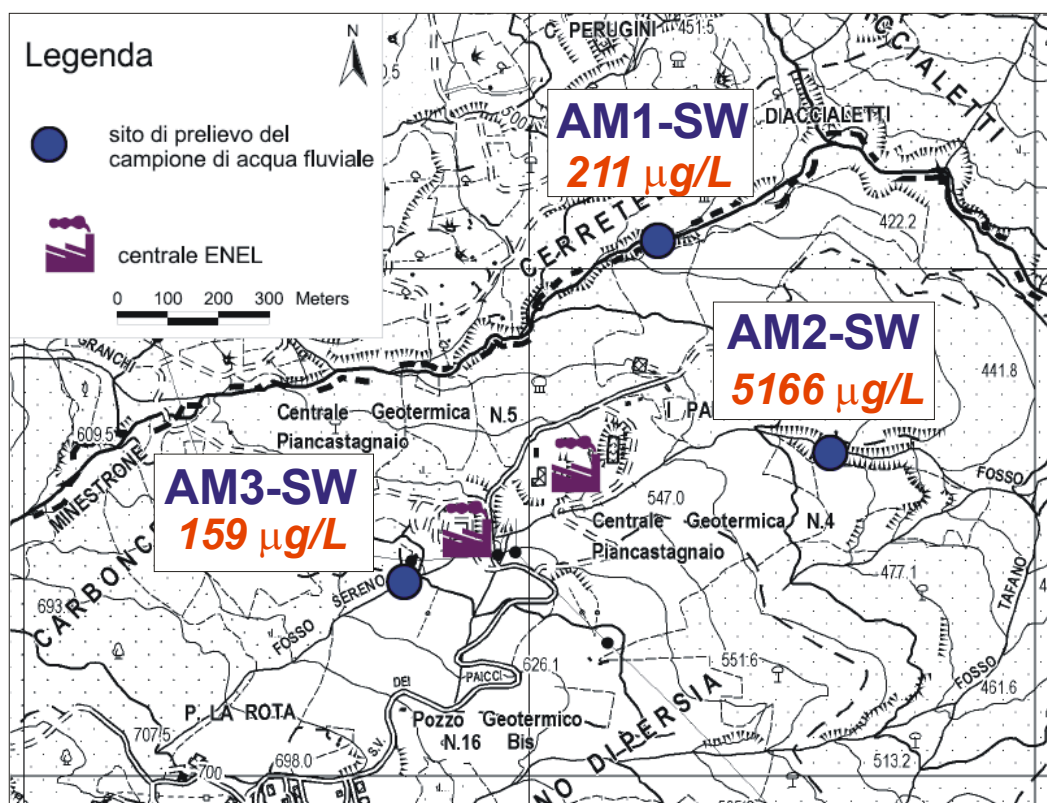


Fig. 11. Distribuzione delle concentrazioni di boro nei campioni di acqua fluviale prelevati nell'area delle centrali PC4 e PC5 (in blu la sigla del sito ed in rosso il contenuto di boro nell'acqua fluviale).

Ciò significa, dunque, che l'efficienza dell'abbattimento del *drift* delle torri necessita di essere implementata in quanto è ad una carenza di questo tipo che possono essere ascritti i fatti riferiti.

Tab. 10. Tenori di boro misurati nel periodo 1995-1996 nell'acqua fluviale del fosso Sereno in una stazione coincidente con il sito AM2-SW.

sito	B (µg/L)			
	inverno	primavera	estate	autunno
64	1320	3120	7055*	2293*

* valore medio di tre misure

Gli stessi Riccobono e Sabatini (1996) hanno segnalato che nelle acque fluviali del settore sud-orientale del comprensorio amiatino i tenori di boro sono generalmente sotto i 500 µg/L, ma che picchi di concentrazione, dell'ordine delle migliaia di µg/L, interessano i tratti iniziali dei corsi d'acqua che drenano le centrali PC2, PC4, PC5 e Bellavista.

Per un utile confronto, va detto che nelle acque fluviali del settore centro-settentrionale della provincia di Siena i tenori di boro oscillano tra 5 e 707 µg/L, per lo più sotto 200 µg/L.

I dati di riferimento forniti dalla letteratura scientifica (Reimann e de Caritat, 1998; De Vos e Tarvainen, 2006) indicano che la presenza di boro nelle acque fluviali può ricadere in un ampio intervallo compreso tra 0.1 e 1000 µg/L, anche se normalmente le concentrazioni si collocano sotto 100 µg/L.

2.2.5. Zolfo

Nelle acque fluviali in studio le concentrazioni di zolfo (elemento da ritenere essenzialmente presente in acqua nella forma del complesso anionico SO_4^{2-}) oscillano tra 2.08 e 29.56 mg/L (Tab. 9). Nel dettaglio, la presenza di zolfo è risultata nell'intervallo 2.08-12.01 mg/L nelle acque di scorrimento superficiale campionate nelle settore nord-occidentale dell'area amiatina, mentre in quelle prelevate nelle aree geotermiche di Bagnore e Piancastagnaio sono stati misurati tenori dell'elemento usualmente 5.76 e 18.64 mg/L. La concentrazione di zolfo più elevata, pari a 29.56 mg/L, è stata dosata nell'acqua del fosso Sereno a valle del polo geotermico costituito dalle centrali PC4 e PC5.

A titolo di confronto, nelle già citate acque fluviali della Toscana meridionale sono state misurate concentrazioni di zolfo tra <0.1 e 373 mg/L, con maggiore frequenza dei valori sotto 100 mg/L. Un analogo intervallo di valori, tra <0.1 e 467 mg/L, è definito dai contenuti di zolfo in 808 campioni di acqua fluviale prelevati in Europa (De Vos e Tarvainen, 2006), con un tenore medio di 5 mg/L pressoché identico a quanto calcolato da Koljonen (1992) a scala mondiale.

3. CONCLUSIONI

A conclusione dell'illustrazione dei dati analitici relativi alle concentrazioni di antimonio, arsenico, boro, mercurio e zolfo in campioni di suolo ed acqua fluviale prelevati nell'area di studio, finalizzata alla valutazione dell'impatto delle emissioni delle centrali geotermoelettriche sul comparto suolo ed acqua superficiale, possono essere tratte le seguenti considerazioni.

- I contenuti di arsenico, boro e zolfo misurati nei suoli delle aree geotermiche di Bagnore e Piancastagnaio ricadono nel rispettivo intervallo di variabilità naturale che definisce il fondo geochimico locale dell'elemento in questa matrice.
- La distribuzione di arsenico, boro e zolfo nei suoli dell'area amiatina è di tipo geogenico ed è controllata essenzialmente dalla natura litologica del substrato roccioso da cui il suolo si è formato e dai processi pedogenetici connessi.
- Non è rilevabile per arsenico, boro e zolfo una qualche influenza da parte delle emissioni in atmosfera delle centrali geotermoelettriche che operano nell'area di Bagnore e di Piancastagnaio.
- Quanto detto per arsenico, boro e zolfo vale anche per la presenza di antimonio e mercurio nei suoli dell'area geotermica di Bagnore: i loro contenuti nel suolo rientrano nel rispettivo fondo geochimico locale.
- Nell'area di Piancastagnaio le emissioni aerodisperse degli impianti geotermoelettrici influenzano l'abbondanza e la distribuzione di antimonio e mercurio nel suolo negli intorno delle centrali, determinando un arricchimento di questi 2 elementi, in ogni caso, quantitativamente limitato ($Sb < 3 \text{ mg/kg}$; $Hg < 2 \text{ mg/kg}$) e spazialmente circoscritto ($< 1000 \text{ m}$).
- Picchi di concentrazione di antimonio (fino a 20 mg/kg) e di mercurio (fino a 11 mg/kg) sono stati individuati in alcuni suoli campionati nell'area geotermica di Piancastagnaio. Si tratta di livelli anomali la cui origine, per tutta una serie di evidenze, è legata alla presenza sul territorio di materiali di risulta mineraria utilizzati per la realizzazione di opere ed infrastrutture pubbliche e private, tra cui alcuni piazzali dei pozzi geotermici e delle centrali geotermoelettriche.
- Le concentrazioni di antimonio, arsenico, boro, mercurio e zolfo misurate nei campioni di acqua fluviale sono confrontabili con i livelli di presenza di questi elementi nelle acque superficiali non contaminate; tuttavia, va sottolineato che nell'area in studio i tenori più elevati di antimonio, boro e zolfo contraddistinguono le *stream water* negli intorno delle centrali geotermoelettriche della zona di Piancastagnaio.

BIBLIOGRAFIA

- Adriano D.C. (1986). Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer-Verlag, New York, pp. 501.
- Barini F., Protano G., Riccobono F. (1994). Mercury content of the rocks of Tuscany - A geochemical contribution to geology of Hg-ores. *Atti dell'Accademia dei Fisiocritici*, ser. 15, 13, 59-67.
- Bowen H.J.M. (1979). Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, London, pp. 333.
- Dall'Aglio M., Da Roit R., Orlandi C., Tonani F. (1966). Prospezione geochimica del mercurio. Distribuzione del mercurio nelle alluvioni della Toscana. *L'Industria Mineraria*, 17, 391-398.
- De Vos W., Tarvainen T., Salminen R., Reeder S., De Vivo B., Demetriades A., Pirc S., Batista M.J., Marsina K., Ottesen R.T., O'Connor P.J., Bidovec M., Lima A., Siewers U., Smith B., Taylor H., Shaw R., Salpeteur I., Gregorauskiene V., Halamic J., Slaninka I., Lax K., Gravesen P., Birke M., Breward N., Ander E.L., Jordan. J., Duris M., Klein P., Locutura J., Bel-lan A., Pasieczna A., Lis J., Mazreku A., Gilucis A., Heitzmann P., Klaver G., Peterzell V. (2006). Interpretation of Geochemical Maps - Additional Tables, Figures, Maps, and Related Publications. *Geochemical Atlas of Europe - Part 2*. Geological Survey of Finland, Espoo, Finland, pp. 690.
- Di Lella L.A. (1997). Studio geochimico-mineralogico dei sedimenti fluviali nel comprensorio amiatino tra i bacini del torrente Pagliola e del torrente Siele. Tesi di laurea in Scienze Geologiche, Università degli Studi di Siena.
- Fergusson J.E. (1990). The Heavy Elements: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects. Pergamon Press, Oxford, pp. 614.
- Kabata Pendias A. (2001). Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press., Boca Raton, Florida.
- Kabata-Pendias A., Pendias H. (1984). Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 253.
- Koljonen T. (1992). Geochemical Atlas of Finland, Part 2: Till. Geological Survey of Finland, Espoo, Finland, pp. 218.
- Loppi (1996). Indagine per la valutazione degli effetti sull'ambiente delle emissioni aerodisperse degli impianti geotermoelettrici dell'area amiatina: Team licheni e suoli. Relazione tecnica svolta nell'ambito della Convenzione tra ENEL ed Università di Siena, pp. 69.
- Mihaljevic M. (1999). Mercury. In: Marshall C.P. & Fairbridge R.W. (Eds), *Encyclopedia of Geochemistry*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Germany, 387-389.

- Protano G., Riccobono F., Sabatini G. (1998). La cartografia geochemica della Toscana meridionale. Criteri di realizzazione e rilevanza ambientale attraverso gli esempi di Hg, As, Sb, Pb e Cd. In: *Cartografia Geochemica Ambientale. Primi esempi di applicazione: Calabria, Monti Peloritani, Sardegna e Toscana meridionale*, Memorie Descrittive della Carta Geologica d'Italia, 55, 109–140.
- Reimann C., de Caritat P. (1998). *Chemical Elements in the Environment*, Springer-Verlag Berlin, pp. 397.
- Riccobono F., Sabatini G. (1996). Indagine per la valutazione degli effetti sull'ambiente delle emissioni aerodisperse degli impianti geotermoelettrici dell'area amiatina: studio geochemico delle acque e dei sedimenti fluviali dell'area compresa tra i bacini del T. Paglia e del T. Siele. Relazione tecnica svolta nell'ambito della Convenzione tra ENEL ed Università di Siena, pp. 39.
- Rimin (1985). Toscana 2-2bis. Relazione conclusiva sui lavori svolti nell'ambito della convenzione con il Ministero dell'Industria, del Commercio e dell'Artigianato. Direzione Generale delle Miniere.
- Salminen R., Gregorauskiene V. (2000). Considerations regarding the definition of a geochemical baseline of elements in the surficial materials in areas differing in basic geology. *Applied Geochemistry*, 15, 647-653.

D. VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELL'ARIA

Nonostante sino dalla seconda metà degli anni '70 sia stata posta attenzione alle implicazioni ambientali dovute alle installazioni geotermiche (Axtmann, 1975; Il Congresso delle Nazioni Unite sullo *Sviluppo e l'Impiego delle Risorse Geotermiche*, San Francisco, maggio 1975), tuttavia, ad oggi, non sono molte le ricerche esaustive condotte su questa problematica. Come riferisce Bacci (1998) [...] *La ragione di questo, probabilmente, risiede nella scarsa attenzione che questo tipo di problematiche ha suscitato nel passato, forse anche grazie all'assenza di disastri a carico del sistema naturale e dell'uomo, che invece si sono verificati nel caso di altre fonti di inquinamento.*[...]. Per quanto riguarda i sistemi acquatici Axtmann (1975), studiando l'impatto ambientale della centrale di Wairakei (Nuova Zelanda) sul fiume Waikato riporta come le acque di risulta dell'impianto contaminassero il suddetto fiume con idrogeno solforato (H_2S), arsenico (As) e mercurio (Hg) con concentrazioni i cui effetti sulle comunità acquatiche erano sicuramente avversi, ma non calamitosi. Axtmann conclude che la reiniezione dell'acqua di risulta avrebbe sicuramente e rapidamente ridotto di molto l'impatto.

Relativamente ai corsi d'acqua influenzati dalla presenza di fenomeni geotermici nella provincia di Siena, sono stati condotti degli studi di mappaggio biologico attraverso il metodo dell'IBE (Indice Biotico Esteso, Ghetti, 1995 e 1997). L'IBE è uno strumento estremamente utile poiché caratterizza sia l'effetto della qualità chimica che chimico-fisica di un corso d'acqua attraverso l'analisi delle popolazioni di fauna macrobentonica che vivono nel suo alveo; in sintesi con tale indice si ottengono informazioni relativamente agli effetti che sostanze contaminanti hanno (in base alla loro concentrazione) sulle comunità acquatiche. Tornando ai suddetti studi, Barbaro e Feola (1994) riportano per il torrente Farma (a valle delle Terme del Petriolo) e nel fiume Cecina (tra Travale e Castelnuovo Val di Cecina) situazioni di *classe II*, ovvero la presenza di fattori di moderato disturbo non in grado di produrre condizioni di forte inquinamento (*classe V*); da notare che i suddetti corsi d'acqua subiscono l'influenza di *acque termali*.

Per quanto sopra detto, in relazione ai valori dei contaminanti ritrovati nelle acque superficiali e tenendo conto della presenza di impianti di reiniezione dei condensati, l'attenzione è stata rivolta alle emissioni associate al rilascio di H_2S , Hg (nella forma elementare, Hg^0) allo stato di vapore che raggiungono l'atmosfera con la frazione dei *gas incondensabili*, principalmente costituita da anidride carbonica (CO_2), ed a elementi strettamente collegati alla geotermia quali arsenico (As), antimonio (Sb), zolfo (S) e boro (B).

1. IDROGENO SOLFORATO (H_2S)

In tabella 1 è riportata una sintesi dei valori ritrovati di H_2S . Degno di nota il fatto che il massimo valore ottenuto sia di 1,6 volte inferiore al valore di $150 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ indicato dall'OMS (WHO, 1987) come concentrazione media giornaliera per prevenire i rischi della salute e due ordini di grandezza superiore al livello massimo riscontrato in aree incontaminate, sia da sorgenti naturali che antropiche, di $0,1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ (INCHEM, 2008). È utile ricordare che, essendo strettamente collegato al ciclo naturale dello zolfo, l'intervallo della concentrazione di questo gas in atmosfera può essere di $3,0\text{-}30,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$; infatti, a parte le immissioni antropogeniche o sorgenti naturali come alcune sorgenti termali, questo composto è prodotto, ad esempio, dall'azione di batteri anaerobi sia nei suoli che nelle aree paludose o in acqua stagnante (EC, 2000). Per meglio illustrare i dati ottenuti, gli stessi sono stati elaborati cartograficamente (Fig. 1).

Tab. 1. Sintesi dei valori ($n = 46$) della concentrazione di H_2S nell'area di studio.

	H_2S ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)
Media	21,1
D.S.	18,7
Min.	1,4
Max.	96,1

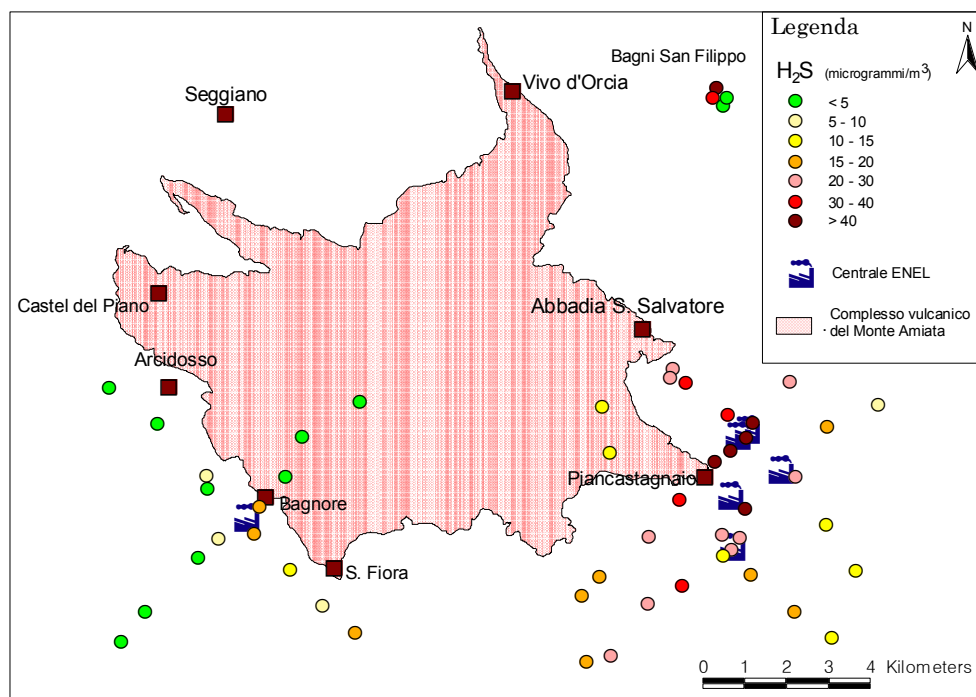


Fig. 1. Elaborazione cartografica delle concentrazioni di H_2S rilevate nell'area di studio: I campagna.

Come mostrato in figura 1, i valori ritrovati nei transetti aventi per epicentro la centrale di Bagnore presentano le concentrazioni più basse, fatta eccezione per i valori ottenuti nelle immediate vicinanze della centrale posti ai vertici NE e SE e nell'ultimo punto del transetto (a S della centrale) posto lungo la direttrice SW, i quali, tuttavia, sono relativi a concentrazioni di H_2S molto contenute, non superando mai i $20 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Sempre relativamente alla centrale di Bagnore solo il 25% dei rilevamenti supera la soglia olfattiva (inquinamento olfattivo) indicata dall'OMS pari a $7 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Diversa è la situazione negli altri transetti (area di Piancastagnaio) dove le concentrazioni di H_2S non scendono mai al di sotto dei $10 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, a parte nel controllo posto nei pressi della S.S. Cassia. I valori più alti si ritrovano nelle immediate vicinanze (250-500 m) di PC-4, PC-5 e PC-2, mentre i valori ritrovati a ridosso di PC-3 sono più moderati essendo compresi nell'intervallo $10-30 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$; è altresì evidente come l'andamento segua i venti dominanti (SW e NE). Degno di nota è quanto ritrovato in corrispondenza di Bagni di S. Filippo, (località termale caratterizzata da acque solfureo-solfate-bicarbonato che sgorgano da quattro sorgenti ipertermali alla temperatura di $52 \text{ }^\circ\text{C}$) che presenta concentrazioni di H_2S da $2,92$ a $96,07 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, livelli riportati anche da Barghigiani *et al.* (1989) in uno studio condotto sia alla suddetta stazione termale che a Bagno Vignoni (SI), dove l'intervallo di concentrazione di H_2S era compreso tra $3,04$ e $94,24 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. A titolo cautelativo, è stata condotta una seconda campagna di campionamento, a distanza di circa tre mesi, considerando i punti più significativi. I risultati sono riportati in figura 2 e sono sovrapponibili a quelli della prima campagna di campionamento.

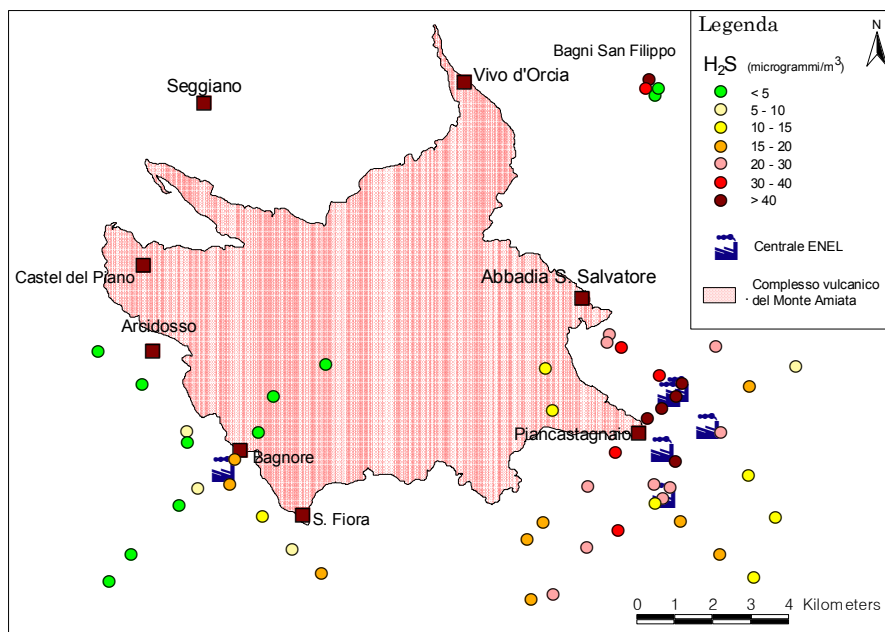


Fig. 2. Elaborazione cartografica delle concentrazioni di H_2S rilevate nell'area di studio: II campagna.

Naturalmente, con questo sistema di misurazione non è possibile rilevare i *picchi* di concentrazione, i quali richiedono misure puntuali istantanee; tuttavia può convenientemente descrivere la concentrazione media dell'esposizione ad H_2S nell'arco temporale entro il quale sono stati esposti i campionatori passivi radiali. Nonostante la concentrazione in aria di un aeriforme sia molto influenzata dalle condizioni climatiche (*e.g.* velocità del vento, umidità relativa) ma anche, nel caso delle centrali geotermoelettriche, dalla quantità emessa a seconda del regime di produzione, se si prende, come esempio, il campione immediatamente a SE di PC-2, i dati rivelano concentrazioni di H_2S di $49,69 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ (I campagna) e di $56,91 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ (II campagna), ovvero sovrapponibili, mostrando una buona riproducibilità anche temporale di rilevamento. L'andamento delle concentrazioni rivela come l'impianto di abbattimento AMIS di cui è fornita la centrale Bagnore-3 sia efficace; anche PC-3 e PC-5, nell'area di Piancastagnaio, sono dotate del suddetto impianto, la cui efficienza, tuttavia, è mascherata dalle emissioni di PC-2 e PC-4 non fornite di AMIS, anche se per PC-4 l'impianto sembra essere stato attivato recentemente. Nell'eventualità che l'impianto di abbattimento AMIS fosse stato attivato nel periodo precedente (vista la distribuzione delle concentrazioni nell'intorno di PC-4 e PC-5 sembra molto improbabile) la sola PC-2 sarebbe responsabile delle concentrazioni ritrovate.

Per quanto riguarda il significato ambientale delle concentrazioni di H_2S ritrovate, in un lavoro di Thompson e Kats (1978) sono riportati valori di effetto del H_2S su alcune specie vegetali quali: erba medica (*Medicago sativa*), vite (*Vitis vinifera*), lattuga (*Lactuca sativa*), barbabietola da zucchero (*Beta vulgaris*), una specie di pino (*Pinus ponderosa*) e l'abete Douglas (*Pseudotsuga menziesii*). Gli autori hanno esposto le suddette specie ad una concentrazione di 3 ppm *vol.*, che corrispondono a $4,20 \cdot 10^3 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Dopo quattro settimane di esposizione le piante presentavano lesioni foliarie e caduta di foglie, riduzione della crescita nella specie più sensibile (erba medica). Anche nel Dataset IUCLID del European Chemical Bureau (EC, 2000) sono riportati valori per varie specie vegetali il cui intervallo di effetto è compreso tra $1,38 \cdot 10^3 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ e $7,04 \cdot 10^5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ di H_2S . Nello stesso Dataset è riportato che il 100% di semi di ravanello esposti $7,04 \cdot 10^5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ di H_2S per 16 h erano non-vitali, mentre il 52% di semi di segale esposti a $1,76 \cdot 10^5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ di H_2S per 16 h non germinavano. Kercker (1982), tuttavia, definisce la concentrazione di 0,03 ppm *vol.* ($42,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) come limite in grado di proteggere anche le piante più sensibili, come l'erba medica, considerando il suddetto livello come media di un'ora. Dai risultati riportati è evidente come tale concentrazione sia superata solo nelle immediate vicinanze (250-500 m) di PC-4, PC-5 e PC-2.

Relativamente agli organismi animali, è ovvio come la via di esposizione ad H_2S sia quella inalatoria poiché questa sostanza non si bioconcentra e, dunque, non biomagnifica

all'interno della rete alimentare (HSDB, 1998). Purtroppo in letteratura non esistono dati di effetto su organismi animali terrestri se non quelli relativi alla sperimentazione su mammiferi da laboratorio utilizzati per la valutazione degli effetti sulla salute umana; tuttavia anche questi possono fornire utili indicazioni. In letteratura esistono numerosi studi riorganizzati in due documenti, ovvero il *Toxicological Review of Hydrogen Sulfide* (EPA, 2003) e il *Hydrogen Sulfide: Human Health Aspects – Concise International Chemical Assessment Document 53 - 2003* (INCHEM, 2008) pubblicato con la sponsorizzazione di U.N.E.P./I.L.O./W.H.O. e prodotto all'interno della struttura *Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals*. Di seguito si riportano alcuni dei dati più significativi e statisticamente correlati all'esposizione al composto, lasciando ai suddetti testi la descrizione della chemocinetica, chemodinamica e metabolismo.

Per quanto riguarda la tossicità a singola esposizione o alla tossicità acuta di seguito sono riportati i valori e gli effetti rispetto alla durata dell'esposizione (INCHEM, 2008):

Specie, strain	Livello di esposizione (mg · m ⁻³)	Tempo di esposizione	Effetto
Ratto, Wistar	1.100	12 min	Morti 10/10
Ratto, Fischer-344	700–1.000	4 h	Morti 6/6
Ratto, Sprague-Dawley	820	2 h	LC ₅₀
Ratto, Fischer-344	700	4 h	LC ₅₀
Ratto, Long-Evans	470	6 h	LC ₅₀
Topo, CD-1	1.000	50 min	Morti 6/6
Coniglio, Japanese White	700–1.400	14–30 min	Morti 5/5
Ratto, Fischer-344	280	4 h	Aree localizzate con edema perivascolare e materiale proteico negli alveoli
Ratto, Wistar	140	1 h	Aumento della pressione sanguigna e della velocità di respirazione; modificazioni biochimiche nei tessuti e nei fluidi respiratori
Ratto, Fischer-344	14	4 h	NOAEL
	70	4 h	Riduzione dell'attività della citocromo- reduttasi polmonare (15%)
	280	4 h	Inibizione della succinato-ossidasi
Ratto, Fischer-344	70	4 h	NOAEL
	280	4 h	Diminuzione dei macrofagi vitali degli alveoli polmonari
Ratto, Wistar	110	1 h	Aritmia cardiaca
	110	1 h	Leggero edema polmonare
Ratto, Fischer-344	14	4 h	Aumento delle cellule nei fluidi di lavaggio nasale
	280	4 h	Aumento dell'attività della lattato-

			deidrogenasi
	560	4 h	Aumento dell'attività della fosfatasi alcalina nel fluido di lavaggio broncoalveolare
Ratto, Fischer-344	>280	4 h	Grave infiammazione e necrosi dell'epitelio dell'apparato respiratorio ed olfattivo
	560	4 h	Letargia
Ratto, Fischer-344	120	4 h	Leggero edema perivascolare medio
Ratto, Fischer-344	530	4 h	Edema polmonare
Coniglio (mixed-breed)	100	1,5 h	Perdita dei sensi e ripolarizzazione ventricolare

Come si può notare la morte sopraggiunge nel 100% degli animali esposti (al massimo dopo 50 minuti) a concentrazioni comprese tra 700 e 1.440 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ di H_2S ovvero, utilizzando le stesse unità di misura riportate in tabella 1, tra $7,0 \cdot 10^5$ e $1,4 \cdot 10^6 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, vale a dire 4 e 5 ordini di grandezza superiori alla massima concentrazione ritrovata nel presente studio; anche la LC_{50} nel ratto risulta essere 4 ordini di grandezza superiore essendo compresa tra 470 e 820 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$. Relativamente ad effetti diversi dalla morte (e.g. cardiovascolari, neurologici e respiratori) le concentrazioni si attestano a valori compresi tra 14 e 560 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$, rispettivamente 3 e 4 ordini di grandezza superiori alla massima concentrazione ritrovata. Per quanto visto sopra è impossibile che eventi di tossicità acuta si manifestino nell'area d'influenza delle centrali.

Per quanto riguarda, invece, l'esposizione per inalazione a breve e medio termine, si riportano, di seguito, solo gli effetti alle concentrazioni più basse di H_2S , quelle di maggiore interesse, essendo evidente come a concentrazioni superiori detti effetti, per stesso tempo di esposizione e per stesso organismo, saranno amplificati o diversi rispetto al bersaglio dell'effetto. Si lascia ai suddetti rapporti la descrizione degli effetti a concentrazioni superiori a quelle qui riportate.

Per esposizioni a breve termine la più bassa concentrazione di H_2S per la quale sono riportati effetti significativi è stata di 28 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ ($2,8 \cdot 10^4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$). Cavie esposte alla suddetta concentrazione per $1 \text{ h} \cdot \text{d}^{-1}$ per 11 giorni, hanno mostrato irritazione degli occhi, stanchezza, sonnolenza, perdita di equilibrio e prurito, inoltre i lipidi e i fosfolipidi totali dell'emisfero cerebrale e del midollo allungato erano quantitativamente diminuiti; sempre alla stessa concentrazione, ratti femmina esposte per $7 \text{ h} \cdot \text{d}^{-1}$ dal 1° giorno di gestazione fino al 21° giorno dopo il parto, hanno mostrato nel 50% degli esposti un aumento dei livelli di glucosio nel sangue, pur accadendo questo anche nei ratti femmina esposti a 70 e 110 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$; tale aumento non si è mai manifestato nella prole. Sempre riferendosi al suddetto esperimento ed alla stessa concentrazione il tempo di gestazione è aumentato del 10% se confrontato con gli animali di

controllo. In questo caso non si è mai notato un cambiamento nelle attività delle proteine sieriche, lattato-deidrogenasi, transaminasi glutammico-ossalacetica e fosfatasi alcalina né, tantomeno modificazioni significative nell'aumento di peso corporeo delle genetiche, o peso del fegato, sempre dal confronto con gli animali di controllo. Da quanto riportato appare evidente che *effetti deleteri per esposizioni a breve termine si manifestino già a $28 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ ovvero a tre ordini di grandezza superiori alla massima concentrazione riscontrata nell'area di studio.*

Per quanto riguarda esposizioni a medio termine, ratti Sprague-Dawley CD esposti a concentrazioni di 14,0, 42,0 e 110,0 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ di H_2S 5 h \cdot d⁻¹ per 7 d alla settimana per 10 settimane, in ambiente confinato, hanno mostrato un significativo aumento delle lesioni nella mucosa olfattiva nasale nel 92% degli esposti già alla concentrazione di 42,0 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$; tali lesioni includevano perdita della funzionalità dei neuroni olfattivi e iperplasia delle cellule basali. Relativamente alla perdita della funzionalità dei neuroni olfattivi questa è riportata essere di moderata gravità, mentre alla concentrazione di 110,0 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ di rilevante gravità. Per questo tipo di effetto viene indicata un *NOAEL (No Observed Adverse Effect Level)* di 14,0 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ ovvero $1,4 \cdot 10^4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Si ricordi che il significato del *NOAEL* è la dose massima di esposizione ad una determinata sostanza alla quale non si manifesta l'effetto; in questo caso risulta essere 3 ordini di grandezza superiore alla massima concentrazione ritrovata nell'area di studio. Il suddetto valore di *NOAEL* sopra indicato vale anche per l'accrescimento di peso corporeo. Effetti acuti dell'epitelio nasale si sono manifestati solo a concentrazioni di $6,08 \cdot 10^5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Da tutti gli studi condotti risulta che l'epitelio nasale sia più sensibile all'azione del H_2S rispetto all'epitelio respiratorio. Sempre in riferimento all'azione acuta, in animali esposti ad una concentrazione di $6,69 \cdot 10^5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ sono state evidenziate necrosi alle cellule bronchiolari, danno rapidamente riparato attraverso la mitosi. Sembra dunque che a parte danni istologici e alterazioni ultrastrutturali, in tutti gli esperimenti condotti non sono stati rilevati cambiamenti patologici cronici. Cosa interessante sono le concentrazioni differenti a cui si manifestano gli stessi effetti in base alla specie; infatti, in uno studio simile condotto su topi B6C3F1 esposti alle stesse concentrazioni di H_2S per 6 h \cdot d⁻¹ ma per 5 d alla settimana per 12 settimane gli stessi effetti mostrati dai ratti a 42,0 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ si sono avuti a 110,0 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$, infatti alla concentrazione più bassa non sono state notate lesioni istopatologiche imputabile all'esposizione a H_2S . Questa diversità biologica nella risposta è ancora più evidente se si considera che ratti appartenenti ad un *ceppo* diverso da quello precedente, ovvero ratti Fischer-344, esposti alle stesse concentrazioni e per lo stesso tempo, non hanno manifestato effetti significativi a livello respiratorio.

Per quanto riguarda studi sulla fertilità non sono mai stati trovati cambiamenti istopatologici negli organi riproduttivi di ratti Fisher-344, ratti Sprague-Dawley, ratti Wistar o topi B6C3F1 esposti alle concentrazioni di 14,0, 42,0 e 110,0 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ di H_2S per 6 h \cdot d⁻¹ 5

giorni su sette, per un periodo di 90 d. In ratti femmina gravide esposte fino a $210,0 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ per $6 \text{ h} \cdot \text{d}^{-1}$ nei giorni gestazionali 6-20, non sono stati evidenziate tossicità materna o effetti avversi nello sviluppo fetale.

Sebbene non ci siano evidenze sperimentali che dimostrino che l'esposizione prenatale all' H_2S possa avere effetti sul sistema nervoso dell'adulto, misure effettuate subito dopo la nascita indicano possibili effetti neurotossici che possono comparire in età adulta; l'alterazione dell'arborizzazione dendritica sembra essere dovuta ad esposizioni di H_2S pari a $28,0$ e $70,0 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$; l'effetto ottenuto alla prima concentrazione potrebbe essere considerato un *LOAEL* (*Lowest Observed Adverse Effect Level*) piuttosto che un *NOAEL*. È comunque sempre da considerare che siamo in presenza di concentrazioni di tre ordini di grandezza superiori a quella massima riscontrata.

Per quanto riguarda l'apparato cardiovascolare, conigli esposti a $109,0 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ di H_2S per $1,5 \text{ h}$ e $0,5 \text{ h} \cdot \text{d}^{-1}$ per 5 d, esibivano aritmia, extrasistole ventricolare e ritmo bigemino; solo il 12% degli animali esposti presentavano fibrillazione atriale. Studi istochimici hanno mostrato una diminuzione della fosfoidrolasi dell'ATP e una diminuzione dell'attività ossido riduttiva dell'*NADPH*, suggerendo un effetto diretto sulle cellule del miocardio.

Relativamente agli effetti sull'apparato visivo, esponendo ratti a $613,0 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ di H_2S per 4 h e a $2.300,0 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ di H_2S per 4 minuti si è notato un progressivo aumento dell'esfoliazione delle cellule dell'epitelio corneale, dimostrando che l' H_2S è un irritante oculare a concentrazioni molto alte.

Infine, ad oggi non esistono prove sugli effetti carcinogeni, genotossici e mutageni del H_2S né tantomeno studi di esposizione a lungo termine.

Per quanto sopra riportato, risulta che relativamente a tutti gli effetti riassunti si possa definire un *NOAEL* per organismi animali e vegetali, rispettivamente di $14,0 \cdot 10^3 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ e $42,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ di H_2S . Dati riferiti da ARPAT (2007) dimostrano come le concentrazioni medie, del periodo di misura, di H_2S ottenute negli anni 2005 e 2006 siano rispettivamente di $26,1$ e $19,1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, praticamente sovrapponibili a quanto ritrovato nel presente studio, ovvero $21,1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Tuttavia se per gli organismi vegetali si può considerare quale *concentrazione tollerabile un valore di $42,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ di H_2S* non altrettanto si può dire per gli organismi animali pur essendo vero che il valore di $14,0 \cdot 10^3 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ è stato ricavato per l'effetto meno deleterio, ovvero lesioni alla mucosa dell'apparato olfattivo. Questo deriva dal fatto che l'esposizione era intermittente, ovvero 6 su 24 h, e che il *NOAEL* ritrovato era per un'esposizione a medio termine (90 d). Riprendendo quanto riportato dall'EPA (1994) relativamente ai metodi per stabilire le concentrazioni di riferimento per inalazioni, si può calcolare il *NOAEL* adattato ai tempi di esposizione ($NOAEL_{AD}$, $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), come segue:

$$NOAEL_{AD} = E \cdot D \cdot W \quad (1)$$

dove:

E è il valore di $NOAEL$ ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) ritrovato dagli esperimenti di esposizione

D è il numero di ore (sulle 24 h) a cui sono stati esposti gli organismi

W è il numero di giorni (su 7 d) di esposizione degli organismi.

Dunque sostituendo nella (1) i rispettivi valori, si ottiene:

$$NOAEL_{AD} = 14.000 \cdot \frac{6}{24} \cdot \frac{7}{7} = 3,5 \cdot 10^3 \mu\text{g} \cdot \text{m}^3 \quad (2)$$

Naturalmente il $NOAEL_{AD}$, 4 volte inferiore al $NOAEL$ sperimentale, vale per il ratto, che, tuttavia, ha una capacità respiratoria diversa da quella di altri animali. È dunque necessario calcolare il $NOAEL$ animale-equivalente ($NOAEL_{AQ}$) per un effetto *gas:respiratorio* nella regione extra-toracica. Il rapporto della dose di gas per la regione extra-toracica ($RDGR_{ET}$) è dato in generale da:

$$RDGR_{ET} = \left(\frac{V_E}{SA_{ET}} \right)_R \div \left(\frac{V_E}{SA_{ET}} \right)_A \quad (3)$$

dove V_E è il valore del volume respiratorio per la frequenza respiratoria e SA_{ET} è la superficie della regione extra-toracica per il ratto (R) e per altre specie animali (A). Di seguito sono riportati i valori di V_E e di SA_{ET} per alcuni mammiferi:

ratto

$$V_E = 0,275 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$$

$$SA_{ET} = 15 \text{ cm}^2$$

topo

$$V_E = 0,077 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$$

$$SA_{ET} = 3 \text{ cm}^2$$

cavia

$$V_E = 0,086 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$$

$$SA_{ET} = 30 \text{ cm}^2$$

coniglio

$$V_E = 0,734 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$$

$$SA_{ET} = 30 \text{ cm}^2$$

Sostituendo i dati sopra riportati nella (3) si può calcolare la $RDGR_{ET}$ per ciascun organismo:

$$RDGR_{ET} \text{ topo} = 0,714$$

$$RDGR_{ET} \text{ cavia} = 6,395$$

$$RDGR_{ET} \text{ coniglio} = 0,749$$

Nota la $RDGR_{ET}$ si può calcolare la $NOAEL_{AQ}$ per ciascun organismo secondo la:

$$NOAEL_{AQ} = NOAEL_{AD} \cdot RDGR_{ET} \quad (4)$$

ovvero

$$NOAEL_{AQ \text{ topo}} = 2,50 \cdot 10^3 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$$

$$NOAEL_{AQ \text{ cavia}} = 5,47 \cdot 10^2 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$$

$$NOAEL_{AQ \text{ coniglio}} = 4,67 \cdot 10^3 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$$

Dai risultati ottenuti si ottiene una scala di *sensibilità*, ovvero:

$$\text{coniglio} < \text{ratto} < \text{topo} < \text{cavia}$$

ovvero la concentrazione tollerabile di H_2S è più bassa per la cavia e più alta per il coniglio.

Naturalmente dovrà essere applicato un fattore di incertezza pari a 10, poiché la $NOAEL_{AQ}$ è stata calcolata con dati di effetto sub-cronico, dunque:

$$NOAEL_{AQ \text{ topo}} = 250,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$$

$$NOAEL_{AQ \text{ cavia}} = 54,7 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$$

$$NOAEL_{AQ \text{ coniglio}} = 467,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$$

Le $NOAEL_{AQ}$ possono essere considerate le concentrazioni tollerabili per un'esposizione cronica (CT_{EC}), applicando il fattore di incertezza anche a quella per il ratto si ottiene:

$$CT_{EC \text{ coniglio}} = 467,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$$

$$CT_{EC \text{ ratto}} = 350,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$$

$$CT_{EC \text{ topo}} = 250,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$$

$$CT_{EC \text{ cavia}} = 54,7 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$$

Pur non avendo dati certi di V_E e SA_{ET} , ma solo medi, si è calcolata la CT_{EC} per *mammiferi di maggiori dimensioni* (~70 kg di peso corporeo) che è risultata essere di:

$$CT_{EC} = 63,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$$

Dai risultati ottenuti è evidente che la *concentrazione massima tollerabile di H_2S perché non si manifesti l'effetto meno grave, ovvero la lesione della mucosa nasale olfattiva, sia quella più bassa, ovvero $54,7 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$* che, è bene ricordarlo 256 volte inferiore alla $NOAEL$ di $14.000 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$.

Relativamente a specie animali non appartenenti alla classe dei mammiferi, in letteratura sono riportati pochi dati a parte per il piccione, il passero e lo storno la cui morte sopraggiunge dopo 7 minuti se esposti (in ambiente confinato) alla concentrazione di H_2S di $1.600 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ ($1,6 \cdot 10^6 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), la mosca la cui LC_{50} (16 h) è di $380 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ ($3,8 \cdot 10^5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) e gli efemerotteri per cui la LC_{50} (96 h) è di $0,316 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ ($3,16 \cdot 10^5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) (EC, 2000). Dai risultati sopra riportati sembra che gli uccelli mostrino una sensibilità al H_2S simile a quella del ratto, mentre gli insetti apparentemente sembrano più sensibili anche se i tempi di esposizione sono molto più lunghi. Per derivare una $NOAEL$ dal valore più basso (effetto ad una minore

concentrazione), tenendo conto che il rapporto tra la concentrazione più bassa di H_2S perché si abbia la morte di un ratto in 6 h ($470 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$) e la sua CT_{EC} è di 7.460 volte, applicando questo fattore alla LC_{50} per gli efemerotteri si ottiene CT_{EC} di $42,4 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. È evidente che si tratti di un calcolo del tutto empirico ma, non essendoci dati di letteratura relativamente alla $NOAEL$ per i suddetti organismi, e poco sulla tossità acuta, tale valore non dovrebbe essere lontano dal vero; di solito, in queste circostanze è prassi dividere per mille, mentre, cautelativamente si è scelto il suddetto valore di 7.460.

Nonostante tutto, la concentrazione massima tollerabile per piante sensibili di $42,0 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ risulta sempre la più bassa (più conservativa). Ritornando, dunque, alla figura 1 è evidente come tale concentrazione (o superiori ad essa) sia stata rilevata, solo nelle immediate vicinanze delle centrali PC-2, PC-4 e PC-5 e a Bagni di S. Filippo. Non si traggono delle specifiche conclusioni poiché, come vedremo in seguito (trapianti lichenici) tale concentrazione non può essere, in realtà, scelta come la più cautelativa.

Un problema non da trascurare e sicuramente collegato alle emissioni di H_2S è la sua ossidazione ad anidride solforosa (SO_2). Come riportato da Bacci (1998) la quasi totalità dell'ossidazione della SO_2 presente nella bassa troposfera, avviene nella fase umida ovvero nebbia o nubi ad opera del perossido di idrogeno (H_2O_2) e dell'ozono (O_3). L'ossigeno molecolare (O_2) può ossidare la SO_2 ma solo in presenza di catalizzatori quali gli ioni manganese (Mn^{2+}) e ferro (Fe^{3+}), dunque la prima rimane la via più efficace nelle fasi aerotrasportate. Come è noto la SO_2 se si deposita sulle foglie per via secca sicuramente contribuisce a rendere più permeabile la loro cuticola che funge, fra l'altro, da barriera protettiva da agenti esterni; inoltre, grazie all'acqua presente nei tessuti vegetali, la SO_2 si può ossidare ulteriormente e trasformarsi in acido solforico (H_2SO_4). Tuttavia, la SO_2 provoca danni acuti nei vegetali solo al di sopra di una concentrazione di $1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ (o $1.000 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$); come riportato da Manninen *et al.* (1997), pini silvestri fumigati con SO_2 (specie molto sensibile) nel periodo critico di crescita della foglia mostravano, sulla medesima, segni di clorosi con concentrazioni in aria di $16,0\text{-}21,0 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Tornando ai valori ritrovati nel presente studio, le concentrazioni di SO_2 derivanti dalla parziale ossidazione di H_2S non dovrebbero essere in grado di produrre danni misurabili a carico della vegetazione (sulla base di una reazione di ossidazione del 10% della concentrazione massima ritrovata di H_2S pari a $96,1 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), se non nelle immediate vicinanze delle centrali dell'area geotermica di Piancastagnaio; tuttavia è molto probabile esistano specie endemiche più sensibili del pino silvestre e che la concentrazione di $150 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ indicato dall'OMS (WHO, 1987), come concentrazione media giornaliera per prevenire i rischi della salute umana, possa non prevenire i danni alla vegetazione. Anche in questo caso $42,0 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ sembrerebbe valere come concentrazione massima tollerabile.

2. TRAPIANTI LICHENICI

Uno degli scopi del progetto è stato di confrontare i dati di monitoraggio costruendo mappe di deposizione di elementi in traccia di rilevanza ambientale e umana (*Hg, B, S, As, Sb, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Tl, Pb, U*) sia di *stress* ambientale dovute alle emissioni (principalmente *H₂S*) delle centrali geotermoelettriche attraverso trapiantati di talli di *Evernia prunastri*. Questo avrebbe potuto consentire sia di avere un'indicazione sugli effetti dei suddetti contaminanti, sia di definire, dal confronto con dati pregressi, l'andamento spaziale e temporale della contaminazione nell'area geotermica amiatina. Nel caso del presente lavoro, gli eventuali effetti dei suddetti contaminanti sui licheni, sono stati valutati attraverso la determinazione del grado di danneggiamento delle membrane cellulari e del contenuto di pigmenti fotosintetici del fotobionte, quali la *clorofilla a* e i carotenoidi. È utile, ricordare che i suddetti organismi sono molto sensibili alle modificazioni ambientali e, dunque sono considerati degli *indicatori precoci* anche della contaminazione chimica. Da un punto di vista scientifico e di semantica lessicale, contaminazione ed inquinamento non sono sinonimi ma hanno differente significato; come riportato da Bacci e Vighi (1998): [...] Se ritorniamo sul concetto di *condizione* ambientale e di *risorsa* sopra ricordati, possiamo definire la *contaminazione ambientale* come "la conseguenza di un'azione umana capace di modificare le proprietà delle condizioni o la disponibilità e la qualità delle risorse in un determinato intervallo di spazio e di tempo". La contaminazione ambientale non comporta necessariamente il manifestarsi di danni misurabili a carico di organismi viventi. [...]. *Quando si ha un danno misurabile a carico di un sistema biologico*, sia esso a carico di un processo biochimico, cellulare o tissutale di un organismo, a carico di una popolazione o di una comunità biologica, *allora la contaminazione ambientale diviene inquinamento*. [...].

2.1. Mercurio

Prima di passare alla descrizione dei risultati è utile ricordare del perché dell'utilizzo di bioconcentratori per ottenere delle mappe della deposizione di mercurio, elemento rilasciato sotto forma di *Hg⁰* allo stato di vapore che può raggiungere l'atmosfera con la frazione di gas incondensabile.

2.1.1. Il Mercurio nell'atmosfera

Nella tavola periodica il mercurio appartiene al gruppo dei metalli di transizione, occupando il gruppo *IIB* insieme con elementi quali lo zinco e il cadmio, ma ha delle proprietà chimico-fisiche particolari che lo contraddistinguono dagli altri. Il mercurio, infatti, è l'unico

metallo che è liquido a temperatura ambiente e questo influenza notevolmente il suo destino ambientale. Avendo una tensione di vapore di $2,46 \cdot 10^{-1}$ Pa a $25 \text{ }^\circ\text{C}$, è un composto molto volatile e in aria lo troviamo prevalentemente in fase di vapore in forma ridotta (mercurio elementare, mercurio metallico o Hg°), al contrario d'altri metalli di transizione (Cd , Zn , Cu , Ni , Pb) che si trovano nel particolato atmosferico.

Altra caratteristica particolare è il suo potenziale di prima ionizzazione ($p.i.$), che è relativamente alto, persino se comparato con quello dei metalli nobili; sono, infatti, necessarie $241 \text{ kcal} \cdot \text{mol}^{-1}$ per strappare un elettrone dal mercurio, che, confrontate con le 175 dell'argento e le 192 del palladio, danno un'idea di come questo metallo si trovi in atmosfera principalmente in forma ridotta, nonostante questo comparto ambientale sia noto per le sue proprietà ossidanti come dimostra la formazione delle piogge acide e dello smog fotochimico. Nella tabella 2 sono riportate le principali proprietà chimico-fisiche del mercurio elementare.

Tab. 2. Proprietà chimico-fisiche del mercurio allo stato elementare (Schroeder *et al.*, 1991).

$p.f.$ ($^\circ\text{C}$)	$p.e.$ ($^\circ\text{C}$)	P (Pa, $20 \text{ }^\circ\text{C}$)	$S_{\text{H}_2\text{O}}$ ($20 \text{ }^\circ\text{C}$) ($\mu\text{g/L}$) ¹ (mol/m^3) ²	$p.i.$ (kcal/mol)
-38,8	357,7	0,16	63,9 $3,19 \cdot 10^{-4}$	241 (I) 432 (II) 789 (III)

Il mercurio (Hg°) è immesso nell'atmosfera (troposfera) da una moltitudine di sorgenti antropogeniche e naturali ed è rimosso mediante processi di deposizione secca e umida (Fig. 3)

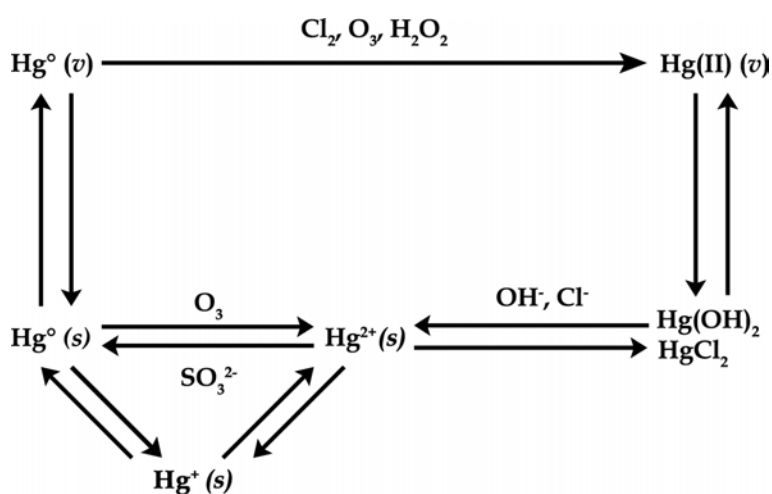
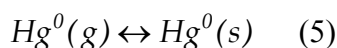


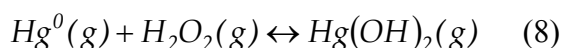
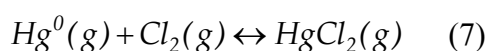
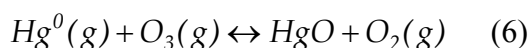
Fig. 3. Rappresentazione schematica della chimica del mercurio inorganico in atmosfera. g = allo stato di vapore; s = solubilizzato in acqua (da Seigneur *et al.*, 1994; modificato).

Le velocità di deposizione del mercurio atmosferico in acqua e suolo dipendono dalla forma chimica e fisica in cui si trova. Il metallo esiste in vari stati di valenza: mercurio elementare (Hg^0), mercurio monovalente (come il catione mercurioso Hg_2^{2+}) e mercurio bivalente (come il catione mercurico Hg^{2+}). Il primo è principalmente presente come vapore¹, mentre gli altri danno origine a specie più o meno solubili che possono essere presenti sia in fase gassosa, sia in fase acquosa (solubilizzate nell'aerosol), sia in fase solida adsorbite al particolato. I vapori tendono ad avere differenti velocità di deposizione rispetto alle particelle, inoltre le varie forme gassose di mercurio hanno differenti solubilità l'una dall'altra e ciò contribuisce a determinare differenti velocità di deposizione secca e umida (Seigneur *et al.*, 1994).

La forma predominante del mercurio in atmosfera è senz'altro quella metallica in fase di vapore, che costituisce più del 95% del totale. Questa specie ha un tempo di residenza di circa un anno e può, quindi, raggiungere lunghe distanze fino a deporsi al suolo per via secca o per via umida; questa ultima è la principale fonte di *output* del mercurio atmosferico e, considerando che l'equilibrio:



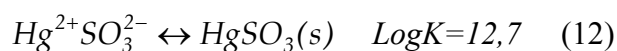
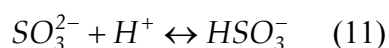
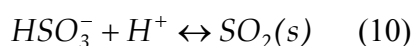
è nettamente spostato verso sinistra, l' Hg^0 deve essere precedentemente ossidato per solubilizzarsi negli aerosol e depositarsi, appunto per via umida. L'ossidazione di Hg^0 in fase gassosa è cinematicamente lenta, a riprova della prevalenza della forma metallica su tutte le altre in atmosfera (Munthe, 1994). Le principali reazioni riguardanti il mercurio elementare in fase gassosa sono l'ossidazione con ozono, con Cl_2 e con H_2O_2 :



È importante porre l'accento sul fatto che la principale forma ossidata del mercurio in atmosfera sia il Hg^{2+} e non l' Hg_2^{2+} a causa dell'instabilità di quest'ultima forma dovuta alla reazione di disproporzionamento ad Hg^0 e Hg^{2+} , specialmente a basse concentrazioni. Altre reazioni non vengono considerate in quanto, essendo ancora più lente cinematicamente, influenzano in misura minore la concentrazione di mercurio atmosferico (Schroeder *et al.*, 1991). Di

¹ L' Hg^0 è definito vapore e non gas poiché quest'ultimo è un aeriforme caratterizzato da una temperatura critica (la temperatura al di sopra della quale una sostanza non può esistere allo stato liquido, neanche essendo sottoposta a compressione) inferiore alla temperatura ambiente; gli aeriformi, come l' Hg^0 , per cui ciò non avviene si trovano nello stato di vapore. In pratica, un gas può anche essere definito come un aeriforme non condensabile a temperatura ambiente. Per estensione, inoltre, tutti gli aeriformi che si trovano ad una temperatura superiore a quella critica vengono detti gas: un esempio è dato dal vapore d'acqua, caratterizzato da una temperatura critica superiore a quella ambiente (374 °C), ma che viene comunque definito come *gas d'acqua* quando viene portato a superare questa temperatura.

fondamentale importanza sono inoltre le reazioni che avvengono in fase acquosa; per fase acquosa in atmosfera si intendono le goccioline di aerosol, le nebbie, le nubi, l'acqua piovana. Queste reazioni includono la disproporzione del mercurio monovalente, l'ossidazione del mercurio elementare a divalente da parte dell'ozono (che avviene pure in fase gassosa), di ioni ipoclorito, di radicali idrossilici, perossidrossilici, perossiorganici e acidi organici. La reazione con H_2O_2 nella fase acquosa, al contrario di quanto avviene in fase gassosa, è molto lenta e influenza solo lievemente la concentrazione di mercurio in atmosfera, portando alla formazione di HgO solido (giallo bruno). Oltre a queste, nell'aerosol avviene la riduzione del mercurio divalente a mercurio elementare attraverso l' SO_2 dissolta, che è senza dubbio la reazione più importante. In particolare, nell'aerosol, avvengono le seguenti reazioni, coinvolgenti lo ione solfito:



La concentrazione di SO_2 dissolta è spesso indicata come:

$$[S(IV)] = [SO_2(s)] + [HSO_3^-] + [SO_3^{2-}] \quad (14)$$

La formazione del complesso $Hg(SO_3)_2^{2-}$ è molto rapida, in accordo con quanto conosciuto in letteratura circa le velocità di scambio di legante dei complessi di $Hg(II)$, che sono usualmente vicine al limite controllato dalla diffusione. La reazione di riduzione di $Hg(II)$ ad Hg^0 per mezzo delle specie $S(IV)$ è la reazione chiave per il controllo del mercurio in fase acquosa e dipende strettamente dal pH come mostrato in figura 4 (Munthe *et al.*, 1991).

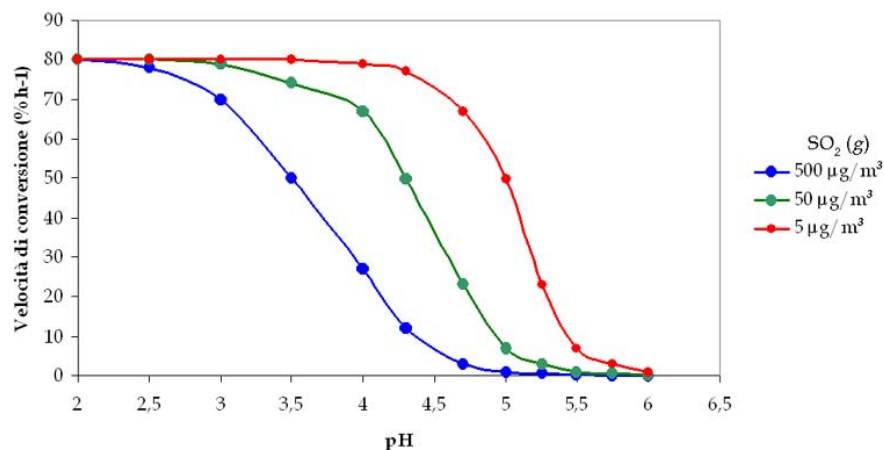
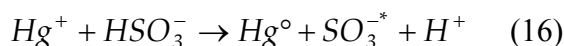
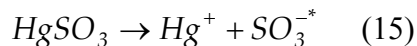


Fig. 4. Velocità di riduzione di $Hg(SO_3)_2^{2-}$ nelle nuvole e nell'acqua piovana a differenti valori di pH e concentrazioni di SO_2 in fase gassosa.

A basse concentrazioni di SO_2 (g) la velocità di conversione della principale specie di $Hg(II)$ nell'aerosol, ovvero $Hg(SO_3)_2^{2-}$, a mercurio elementare gassoso è già significativa a $pH < 5,5$. La riduzione avviene in più *step*, che coinvolgono anche il radicale $SO_3^{\cdot-}$:



La prima reazione è quella cinematicamente determinante ed è una reazione di decomposizione che avviene a carico dell'intermedio $HgSO_3$ nella troposfera, mentre la seconda avviene immediatamente dopo la formazione dei prodotti della prima. Il radicale formatosi è poi rapidamente ossidato dall'ossigeno atmosferico in una reazione radicalica a *step* che porta ad una specie $S(IV)$ come prodotto finale in fase acquosa. Con il consumo della specie $HgSO_3$, l'equilibrio di formazione del complesso $Hg(SO_3)_2^{2-}$ si sposta verso sinistra, quindi la riduzione del mercurio negli aerosol a mercurio metallico avviene ad una velocità comparabile con il decadimento del complesso (Munthe, 1994):

$$\frac{-d[Hg(SO_3)_2^{2-}]}{dt} = \frac{d[Hg^0]}{dt} \quad (17)$$

Il monossido di carbonio è anch'esso in grado di ossidare l' $Hg(II)$ a mercurio metallico, ma la reazione non è efficace in quanto avviene molto lentamente in aerosol.

Lo scambio fase gassosa/aerosol è controllato dalla concentrazione di SO_2 e da quella di Cl , come dimostrano gli andamenti dei rapporti Hg^0 (g)/ $Hg(II)$, mentre gli ioni OH esercitano un'influenza irrilevante poiché la concentrazione di $Hg(OH)_2$, così come quella di Hg^{2+} , è irrilevante rispetto a quella delle altre specie di $Hg(II)$. L' HCl compete quindi con l'anidride solforosa, ed in particolare limita la formazione dei già citati complessi con gli ioni solfito in soluzione, riducendo la formazione di mercurio metallico.

Il rapporto $Hg^0/Hg(II)$ è di almeno 10, il che conferma la prevalenza del mercurio in forma elementare e in fase gassosa. Questo rapporto è funzione del pH, della concentrazione di anidride solforosa e di HCl della fase acquosa atmosferica (gli ioni cloruro sono generati anche da sali come il cloruro di sodio presenti nell'aerosol, in equilibrio comunque con l' HCl gassoso atmosferico). In particolare, il rapporto diminuisce esponenzialmente con l'aumentare del pH in presenza di sola SO_2 , ma in presenza di HCl il rapporto rimane insensibile a queste, poiché la maggior parte del mercurio è come $HgCl_2$, che rimane relativamente stabile sottraendosi alla formazione dei complessi che portano alla forma metallica. Secondo Seigneur *et al.*, (1994), l'aumento di SO_2 provoca invece un aumento del rapporto (a pH costante) causato dalla riduzione effettuata dalle specie $S(IV)$, ma solo fino a quando l'elevata concentrazione di ioni

solfito non favorisce la reazione che porta alla formazione del complesso $Hg(SO_3)_2^{2-}$, piuttosto che il suo consumo. Anche in questo caso c'è però da notare come la presenza di HCl favorisca la formazione di $HgCl_2$ non rendendo più disponibile il mercurio per la riduzione a basse concentrazioni di SO_2 e per la formazione di complessi ad elevate concentrazioni di quest'ultima, mantenendo il rapporto costante. La ripartizione del mercurio tra metallico e salino è, altresì, influenzata dalla quantità di aerosol e delle altre fasi acquose presenti nella troposfera, dal momento che la soluzione favorisce la riduzione della specie $HgSO_3$ ad Hg^0 che innalza il rapporto $Hg^0/Hg(II)$, ma una grossa quantità di acqua fa sì che tutto l' $Hg(II)$ vada a formare il complesso solubile $Hg(SO_3)_2^{2-}$ che fa abbassare il suddetto rapporto. Il valore ottimale di contenuto d'acqua in atmosfera per la riduzione dell' $Hg(II)$ ad Hg^0 è di circa $0,02 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$. L'effetto della presenza di HCl , oltre ad annullare gli effetti del pH e della concentrazione di SO_2 , annulla anche quelli del contenuto acquoso sulla ripartizione del metallo fra aria ed atmosfera. In altre parole l' HCl , se presente, stabilizza il mercurio atmosferico al valore raggiunto attraverso la chimica in fase gassosa, alle emissioni antropogeniche e ai processi di rimozione per deposizione secca e umida. Alcune specie di mercurio come l' HgO e HgS si possono trovare associate al particolato atmosferico e non mostrano particolare solubilità negli aerosol. In assenza di una fase liquida, le specie gassose di mercurio quali Hg^0 , $HgCl_2$ e HgO , dovrebbero essere distribuite, appunto, tra la fase gassosa e il particolato solido, ma poiché la concentrazione di queste in atmosfera non eccede praticamente mai la pressione di saturazione del vapore, si trovano tutte in fase gassosa, tranne l' HgO che potrebbe essere presente anche adsorbito sul particolato; quest'ultima specie subisce comunque la riduzione a mercurio metallico da parte dell'anidride solforosa (Seigneur *et al.*, 1994).

Per quanto riguarda l'attivazione fotochimica, la più grande lunghezza d'onda alla quale il mercurio assorbe è quella di 253,7 nm, corrispondente alla transizione tra lo stato di singoletto 1S_0 e lo stato di tripletto 3P_1 e, considerando che solo la radiazione solare con lunghezza d'onda maggiore di 290 nm penetra negli strati più bassi dell'atmosfera, Hg^0 non assorbe radiazione solare diretta nella troposfera. Solamente la specie $Hg(OH)_2$ (ripartita tra la fase gassosa e quella liquida) può subire riduzione per via fotochimica e formare Hg^0 volatile (Schroeder, 1991). La chimica dei composti organici del mercurio in atmosfera è di scarso interesse ai fini ambientali, perché le emissioni antropogeniche di mercurio sono principalmente in forma inorganica, mentre le forme organiche sono il prodotto di trasformazioni biologiche, mediate quindi da microorganismi e necessitano di ambienti particolari, ben diversi da quello atmosferico (Seigneur *et al.*, 1994).

Dalla chimica del mercurio in atmosfera si possono trarre importanti informazioni la prima delle quali è che questo elemento è trasportato in atmosfera, quasi nella sua totalità, come Hg° , non solo perché è la forma dominante ma anche perché essendo attivi processi di riduzione, che riducono la sua concentrazione negli aerosol, la sua deposizione umida è minima. La seconda è che, come mostrato da alcuni studi (e.g. Gaggi *et al.*, 1991; Lodenius, 1994; Bacci *et al.*, 1994; Ericksen & Gustin, 2004; Fenhxiang *et al.*, 2006), si può dare un forte supporto all'utilizzo di bioindicatori, ovvero l'utilizzo di piante per la stima della contaminazione da Hg° . I suddetti lavori affermano che la via principale di assunzione di Hg° nelle piante è la *respirazione* dei vapori, ovvero le piante vascolari assorbono l' Hg° direttamente dall'aria attraverso gli stomi, mentre l'assorbimento per via radicale delle forme solubili è scarso (Fenhxiang *et al.*, 2006). Nonostante ogni pianta abbia la sua velocità di assorbimento, la caratteristica comune è quella di legare indissolubilmente l' Hg° atmosferico nelle foglie. Un ruolo fondamentale in questo processo è svolto dall'enzima *catalasi* (Du & Fang 1982; Du & Fang 1983), in grado di ossidare l' Hg° in Hg^{2+} il quale ha un'elevata affinità per i gruppi tiolici (-SH) della cisteina. La maggior parte di questi è presente nel glutatione, che contiene il 95% dei gruppi -SH fogliari. Il risultato dell'esposizione delle piante vascolari ai vapori di Hg° è quindi un accumulo irreversibile; da questo si può dedurre che, in effetti, l'accumulo è come Hg^{2+} , è dovuto interamente all' Hg° presente nell'aria e depositatosi per via secca.

Relativamente all'*Evernia prunastri*, recentemente Nicolardi (2006) ha effettuato vari studi per comprendere i meccanismi di accumulo di Hg° nei talli di, mettere in evidenza la correlazione fra l'accumulo e le concentrazioni in aria di Hg° e valutare gli effetti dovuti all'esposizione, considerando parametri quali: il contenuto di pigmenti fotosintetici, efficienza fotosintetica, integrità di membrana, proteoma e analisi ultrastrutturale. Le cinetiche di accumulo hanno portato alla formulazione di un algoritmo che può permettere di risalire alla concentrazione atmosferica di mercurio elementare, conoscendo la concentrazione contenuta nei talli di *E. prunastri*. Nicolardi riporta che non esistono meccanismi di disaccumulo, perciò la velocità di accumulo di mercurio nei talli è data dalla seguente relazione:

$$\frac{dC_l}{dt} = k_1 C_a \quad (18)$$

dove dC_l/dt indica la velocità di accumulo (V_l), C_l la concentrazione di Hg° nel lichene, C_a la concentrazione dell' Hg° in fase di vapore in aria, e k_1 la costante di velocità di accumulo all'interno del lichene stesso. Dalla (11) si può ricavare l'algoritmo che permette di risalire alla concentrazione di Hg° in atmosfera partendo dalle concentrazioni riscontrate nei talli lichenici:

$$C_a = \frac{dC_l/dt}{k_1} \quad (19)$$

in cui k_l ha un valore di $0,894 \text{ h}^{-1}$. Nicolardi *et al.* (2007) hanno, inoltre, studiato la struttura di *Evernia prunastri* e affrontato il problema di un'eventuale differenza di capacità di accumulo a seconda della parte di tallo considerata, ovvero l'apicale (o distale), mediana o basale, osservando che in realtà le differenze sono notevoli, presentando la massima concentrazione nella parte apicale e un minimo nella basale. È stato dimostrato che le diverse velocità di accumulo nelle varie parti del tallo dipendono essenzialmente dalla struttura: essendo il fotobionte il principale responsabile dell'accumulo di Hg° , parti caratterizzate da un maggiore spessore del *cortex* (strato più esterno, costituito soprattutto da ife fungine agglutinate con funzione protettiva da *stress* meccanici, termici, luminosi) presentano concentrazioni minori di Hg° perché gli scambi gassosi sono ridotti e il numero di fotobionti per unità di volume è minore (aumenta, infatti, la quantità di *massa inerte*, ossalati di calcio e ife fungine, generando così un effetto diluizione). Altro motivo per cui le velocità variano a seconda della parte di tallo considerata, potrebbe risiedere in una diversa efficienza metabolica, maggiore nella parte apicale e minore nella basale (Nicolardi, 2006). Tutto ciò non deve stupire, visto che la parte basale ha principalmente funzione di sostegno e ancoraggio mentre la parte biologicamente più attiva è l'apicale, in cui, ovviamente, è logico riscontrare una maggiore concentrazione di fotobionti per unità di volume. Nonostante queste differenze, si utilizza l'intero tallo perché non è ecologicamente corretto sacrificare un gran numero di individui, e perché le informazioni che si ottengono utilizzando l'intero organismo danno ugualmente buone indicazioni sulle concentrazioni di contaminanti all'interno dell'organismo e correlarle con le concentrazioni in aria. Oltre ad essere un buon bioconcentratore, il suddetto lichene, così come altri, è in grado di rispondere precocemente, a livello fisiologico (*e.g.* danneggiamento alle membrane cellulari, degradazione della clorofilla) a situazioni di stress ambientali (Loppi, 1999). Concludendo, oltre al vantaggio di fornire risposte integrate, i trapianti lichenici possono essere effettuati in qualunque stagione, in aree senza copertura vegetale, per tempi di esposizione anche molto lunghi e, soprattutto, effettivamente noti; inoltre hanno anche la caratteristica di una crescita di massa molto lenta, evitando, così, errori di valutazione relativi all'effetto diluizione, riscontrabile nella massa fogliare delle piante superiori.

2.1.2. Stima della contaminazione da Hg° nell'area di studio

Vista la peculiarità del sistema amiatino, l'ENEL (1997) ha applicato, nell'area di influenza delle centrali di Piancastagnaio, un modello di dispersione di tipo *gaussiano* (*Complex Terrain Dispersion Model Plus Algorithms for Unstable Situations*, CDTMPLUS – US-EPA) adatto per le aree ad orografia complessa. Come riportato da Luchi (1999), il modello adottato, a causa della complessità dell'orografia del versante meridionale del Monte Amiata, ha prodotto

informazioni qualitativamente di bassa qualità e quantitativamente non accurate sia sulla dispersione che sulle concentrazioni di Hg° . La causa di queste limitazioni è da imputare, più che alla struttura del modello, soprattutto alla mancanza di una serie storica e puntuale di dati meteorologici, non essendo ad oggi attiva un'adeguata rete di rilevamento. Del resto, la diffusione d'aeriformi è strettamente dipendente dai movimenti delle masse d'aria che, nelle aree montagnose, sono irregolari e difficilmente descrivibili in assenza di un robusto supporto sperimentale.

Relativamente all'utilizzo di bioconcentratori, Bacci *et al.* (2000) hanno attuato un biomonitoraggio ambientale per rilevare la distribuzione di Hg° su di un'area prospiciente due delle centrali ENEL, denominate PC-4 e PC-5; il suddetto biomonitoraggio è stato condotto utilizzando vegetali spontanei (*Avena sterilis*) poiché, come precedentemente visto, prove, sia di laboratorio in ambienti controllati (Gaggi *et al.*, 1991) che esperienze di campo presso siti minero-metallurgici (Bacci *et al.*, 1994), avevano mostrato come le foglie delle piante superiori, fossero in grado di accumulare il mercurio presente in aria in fase di vapore e che la concentrazione nei loro tessuti sia direttamente proporzionale alla concentrazione in aria. Lo studio, pur se condotto solo in una porzione dell'intera area geotermica amiatina, ha dimostrato come l' Hg° non raggiunga mai concentrazioni in aria tossiche per gli esseri umani e per gli animali e come la distribuzione sia legata alla particolare orografia e alle proprietà climatiche dell'area. L'indagine, per quanto abbia prodotto dati interessanti, mostra due limiti fondamentali:

1. l'area indagata non era sufficientemente rappresentativa dell'intero territorio;
2. la definizione della contaminazione è limitata solo ad un ristretto periodo dell'anno.

Solo recentemente (Nicolardi, 2006; Nicolardi *et al.*, 2006) sono state condotte campagne per avere una valutazione più puntuale ed ampia delle deposizioni di Hg° e che non presentassero i limiti sopra enunciati. Le conclusioni dei suddetti studi, per quanto preliminari, possono essere riassunte come segue:

1. esiste un'evidente conferma a quanto riportato da Bacci *et al.* (2000), ma estesa ad un'area più ampia;
2. l'influenza sulla vegetazione da parte delle centrali non è data tanto dalla presenza di mercurio quanto dall' H_2S , nonostante i danni di questi contaminanti siano evidenti nelle immediate vicinanze delle centrali;
3. le emissioni delle centrali sono marginalmente responsabili della presenza di mercurio come vapore nell'area di studio dove le principali sorgenti, invece, sono le aree minero-metallurgiche, anche se le prime contribuiscono in maniera fondamentale alla contaminazione, ma su scala più ampia;

4. l'azione fitotossica si esplica solo nelle immediate vicinanze (raggio di ~500 m) delle centrali; tale rilievo è confortato anche da lavori di Loppi & Nascimbene (1998), Loppi *et al.* (2002),

Per quanto riguarda i controlli ambientali diretti, l'APAT (Agenzia per la Protezione dell'Ambiente della Toscana) utilizza un mezzo mobile di monitoraggio per controlli di routine delle concentrazioni dei suddetti contaminanti in fase di vapore. Pur essendo strumentazioni particolarmente precise ed accurate, hanno dei limiti imputabili fondamentalmente al costo (sia del mezzo che del mantenimento dello stesso) e alla non facile trasportabilità. Questo significa che il numero dei rilevamenti che possono essere effettuati sono pochi, puntuali (tempo e spazio) e solo in situazioni territoriali facilmente accessibili.

Il livello di *background* di Hg^o in aria è di $\sim 3,5 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ (Bacci *et al.*, 2000), questo significa che i licheni raccolti nell'area *incontaminata* (Ancaiano, Montagnola Senese, SI) al tempo 0 avevano una concentrazione quantificabile di Hg . Non considerare tale concentrazione iniziale, avrebbe significato che i dati prodotti sarebbero stati affetti da un errore, casuale o sistematico, a seconda, come si vedrà di seguito, se la distribuzione della concentrazione di Hg nella popolazione lichenica fosse stata più o meno variabile. A questo scopo, sono state condotte determinazioni di Hg su 10 talli di *Evernia prunastri*, ritenendo tale numero statisticamente significativo. La concentrazione del Hg è stata, come media, di $90 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ p.s. con una $\sigma = 4,5 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ p.s.; tale valore, se confrontato con quanto riportato da Bargagli (1998) per le concentrazioni medie in talli di licheni epifiti di aree rurali italiane, è da considerarsi basso poiché il range dei livelli di fondo è compreso tra <100 e $200 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ p.s. Dai valori della media e della σ si è ricavato un *C.V.* di 0,05 che indica come, essendo di un ordine inferiore a 0,5, la media ottenuta dall'analisi dei dieci campioni di tallo possa essere definita un indice corretto. Per poter meglio comprendere il significato del risultato ottenuto, esprimendo il coefficiente di variazione come valore percentuale si ha un'indicazione più immediata della variabilità di una serie di misure con capacità predittiva all'interno della popolazione, in altre parole, come nel nostro caso:

$$\%C.V. = (4,5/90) \cdot 100 = 5$$

che significa che all'interno della popolazione dei talli esposti nell'area di studio, la variazione della concentrazione di Hg al tempo 0 aveva una variabilità del solo 5%, sufficientemente bassa da non influenzare i dati al tempo finale.

In tabella 3 è riportata una sintesi dei dati ottenuti dai trapianti lichenici ($n = 144$). Considerando i valori ottenuti, è evidente come l'area termale di Bagni di S. Filippo e le aree minerarie (Abbadia S. Salvatore e Aiuole) presentino valori medi di Hg superiori da circa 2 a circa 4 volte rispetto alle altre aree. Nonostante le aree geotermiche e l'area di Piancastagnaio

presentino valori massimi di 620 ng/g (p.s.), i rispettivi valori medi indicano come concentrazioni *alte* siano in numero molto limitato.

Tab. 3. Concentrazione di Hg (ng/g, p.s.) nei talli di *Evernia prunastri* trapiantati nell'area di studio, suddivisa per aree.

	Intervallo (ng/g, p.s.)	Media (ng/g, p.s.)	Mediana (ng/g, p.s.)
Area Bagnore	13-411	134	127
Aree non geotermiche	26-224	125	117
Aree geotermiche	14-620	152	131
Area Piancastagnaio	18-620	164	136
Aree termale Bagni di S. Filippo	335-682	515	523
Aree minerarie	16-1923	360	132

Tab. 4. Concentrazione di Hg (ng/g, p.s.) nei talli di *Evernia prunastri* trapiantati nell'area di studio.

	$\bar{x} \pm D.S.$ (ng/g, p.s.)	Min. (ng/g, p.s.)	Max. (ng/g, p.s.)
Presente lavoro	180 ± 199	10	1.920
Nicolardi <i>et al.</i> (2005)	500 ± 733*	132	3.530
	400 ± 483**	100	2.270
Nicolardi (2006)	540 ± 792*	125	4.090

*Campionamento estivo; **campionamento invernale.

In tabella 4 è riportata una sintesi dei valori delle concentrazioni di Hg ritrovati nei trapianti lichenici di cui al presente lavoro, non divisi per aree, e di precedenti, sempre riguardanti l'area geotermica amiatina. Come è evidente, il valore medio ritrovato in questa campagna è inferiore di circa un fattore 2 fino ad un fattore 3 rispetto ai valori medi trovati da Nicolardi *et al.* (2005) e da Nicolardi (2006) corrispondenti a rilievi effettuati, rispettivamente, nel 2005 e nel 2006; anche i valori relativi alla minima e alla massima concentrazione ritrovate differiscono, rispettivamente, di circa un ordine di grandezza e di un fattore compreso nell'intervallo 1,2-2. Tali differenze sono imputabili non tanto ad una diminuzione di Hg nell'aria dell'area studiata, quanto alla dimensione del campionamento (trapianti) ovvero al numero di Unità di Campionamento Primario (UCP) dove erano stati impiantati i licheni che erano inferiori rispettivamente, di 43 (2005) e di 23 (2006) unità. Poiché era di fondamentale importanza sia ottenere un confronto il più preciso possibile con i risultati pregressi sia comprendere l'estensione dell'influenza delle centrali, oltre a mantenere i punti di campionamento l'area è stata notevolmente allargata anche a zone lontane dalle centrali geotermiche: i valori delle concentrazioni di Hg bassi hanno evidentemente influenzato la media. I valori massimi, come vedremo in seguito, sono relativi non ad aree influenzate dalle emissioni

delle centrali, ma ad aree dove sono presenti impianti minero-metallurgici dismessi o sono stati, abbancati materiali provenienti dai suddetti impianti (e.g. rosticci, neri).

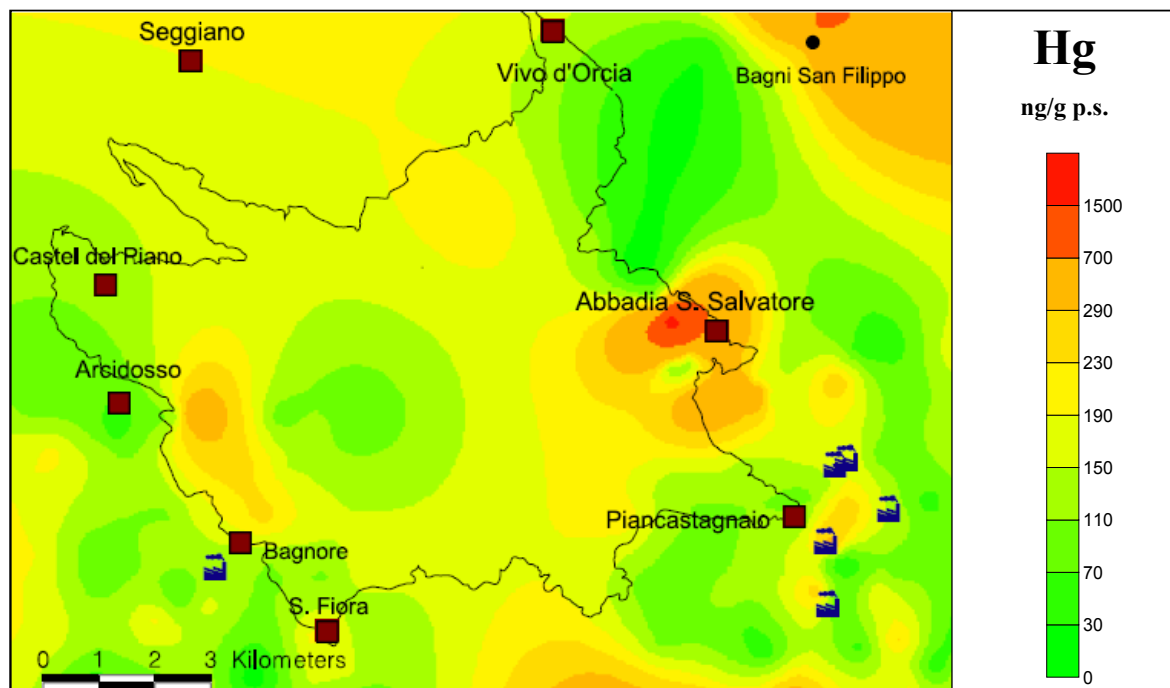


Fig. 5. Distribuzione del *Hg* nell'area di studio.

In figura 5 è riportata l'elaborazione cartografica relativa alla concentrazione di *Hg* nei licheni trapiantati nell'area di studio. Dal *pattern* ottenuto è evidente come la deposizione di *Hg*, dovuto alle emissioni delle centrali geotermiche, sia determinata dalla presenza di venti dominanti da SW (Libeccio) o da NE (Grecale), condizionati dalla presenza del Monte Amiata che ridossa i venti da e per NW e come le massime concentrazioni siano in corrispondenza dell'area minero-metallurgica dismessa di Abbadia S. Salvatore, dell'area circostante Bagni di San Filippo caratterizzata dalla presenza di acqua termale affiorante e del sito minerario di Aiuole compreso tra Bagnore ed Arcidosso. Se si restringe l'osservazione della figura 5 all'area compresa tra Abbadia S. Salvatore (vertice NW), Piancastagnaio (vertice SW) e le centrali PC-5 e PC-4 (posizione centrale sulla base di un rettangolo ideale) e confrontiamo il *pattern* con quello riportato in figura 6 (Bacci *et al.*, 2000) è evidente come esistano delle forti similitudini.

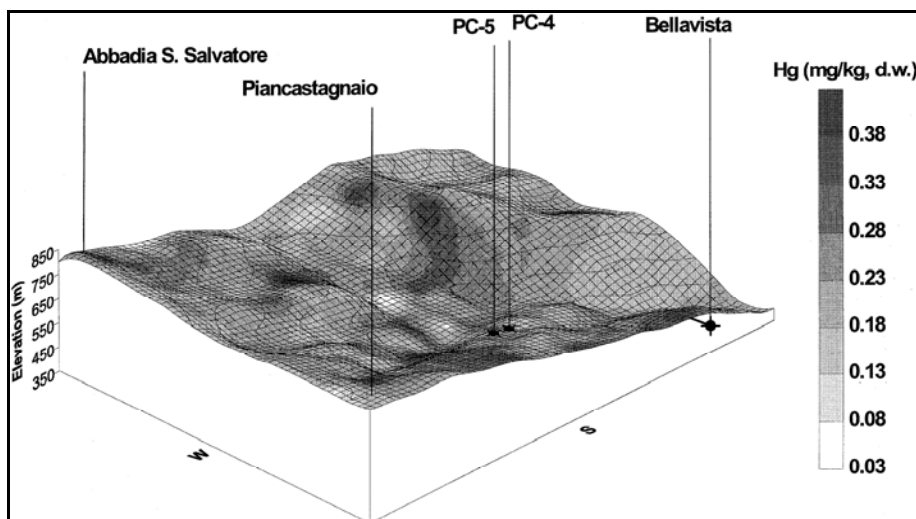


Fig. 6. Deposizione di *Hg* nelle foglie di *Avena sterilis* intorno alle centrali PC-4, PC-5 e Bellavista (da Bacci *et al.*, 2000).

Pur non potendo fare un confronto diretto delle concentrazioni sia perché il tempo di esposizione è stato diverso sia per la diversa velocità di accumulo (minore nei licheni) (Nicolardi, 2006), le conclusioni che si possono trarre dai risultati relativi alla distribuzione del *Hg* ottenuti nel presente lavoro coincidono con quanto riportato da Bacci *et al.* (2000); gli autori, infatti, oltre ad indicare come la deposizione di *Hg* (non solo dovuta alle centrali PC-4 e PC-5 ma anche, nella parte meridionale dell'area di studio, alle centrali PC-2 e Bellavista) segua i suddetti venti dominanti, evidenziano come nella zona immediatamente a sud di Abbadia S. Salvatore sia presente una sorta di *impronta* dovuta all'influenza, come sorgente di contaminazione, dell'area dove sono presenti gli impianti metallurgici dismessi non ancora bonificati. L'irregolarità dei *pattern* di deposizione di *Hg* che si possono notare sia in figura 5 che in figura 6, possono essere dovuti alla complessa orografia dell'area.

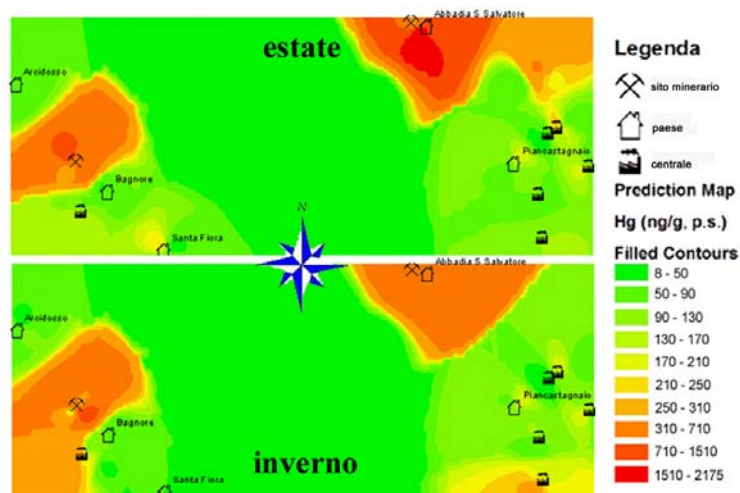


Fig. 7. Distribuzione del *Hg* in *E. prunastri* trapiantata nel 2005 (da Nicolardi *et al.*, 2005).

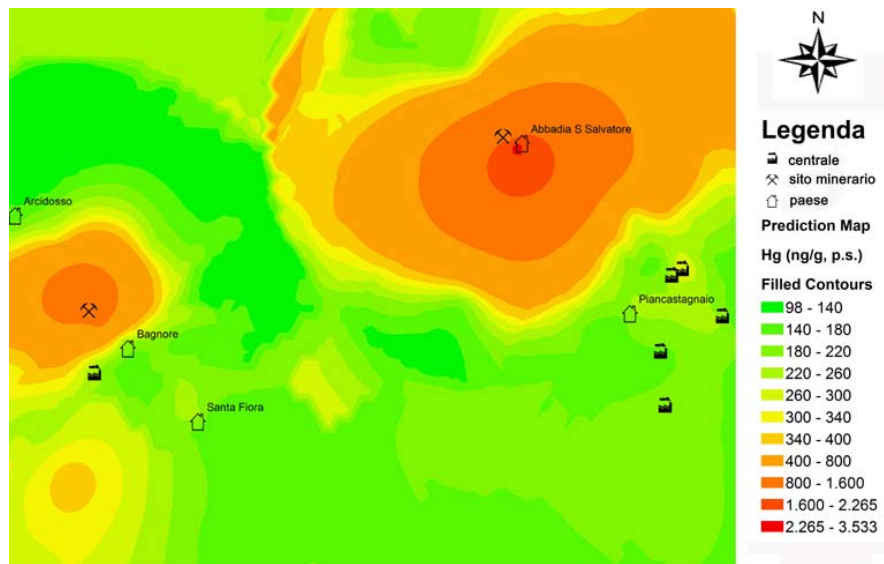


Fig. 8. Distribuzione del Hg in *E. prunastri* trapiantata nel 2006 (da Nicolardi, 2006, modificata).

Un'ulteriore conferma, ma a scale spaziali più ampie, rispetto a quella studiata da Bacci *et al.* (2000), è data dai *pattern* di distribuzione riportati in figura 7 e 8 (Nicolardi *et al.*, 2005; Nicolardi, 2006); è evidente come sia confermato l'andamento della deposizione, anche in senso temporale oltre che spaziale, e come i siti minerari presentino le maggiori concentrazioni nei licheni e, dunque, in aria come vapore. Relativamente alla definizione dei *pattern* nelle figure 7 e 8, essa risulta meno dettagliata poiché, come precedentemente detto, il campionamento è stato fatto con un minor numero di trapianti. Nel confronto della figura 5 e le figure 7 e 8, non tragga in inganno la minor concentrazione rilevata nell'area del sito minerario di Aiuole, poiché nel presente studio i trapianti sono stati fatti ai margini della suddetta area, proprio per vedere l'estensione della sua influenza come sorgente di contaminazione.

Tornando alla figura 7 risulta evidente come, confrontando le carte di distribuzione estiva ed invernale il *pattern* rimanga pressoché invariato, fermo restando un aumento nelle aree d'influenza delle centrali, probabilmente dovuto ad un aumento della richiesta di energia elettrica e, dunque, al conseguente aumento delle emissioni, e a fenomeni di deposizione dovuti all'effetto temperatura (vedi in seguito), ma è altresì evidente come le concentrazioni massime diminuiscano nelle aree minerarie (di un fattore 2-3); tale diminuzione è dovuta all'influenza delle basse temperature sulla tensione di vapore del Hg che corrisponde ad una minore volatilizzazione e, dunque, concentrazione in aria come vapore.

Per comprendere il significato dell'influenza della temperatura sulla volatilità del Hg⁰ è necessario rifarsi a due proprietà chimico-fisiche del Hg⁰: tensione di vapore e solubilità in acqua. La tensione di vapore (*P*) dell'Hg⁰ a 20 °C è di 0,16 Pa (Schroeder *et al.*, 1991). Da *P* si

può ricavare la sua solubilità in aria ovvero la concentrazione massima che può raggiungere, partendo dall'equazione di stato dei gas:

$$PV = nRT \quad (20)$$

dove P è la tensione di vapore (Pa), V è il volume (m^3), n è il numero di moli (mol), R è la costante dei gas [$8,314 \text{ Pa} \cdot m^3 \cdot \text{mol}^{-1} \cdot K^{-1}$] e T la temperatura assoluta (K). Riordinando la (20) si ottiene:

$$\frac{n}{V} = \frac{P}{RT} \quad (21)$$

dove n/V non sarebbe altro che una concentrazione ($\text{mol} \cdot m^{-3}$) ovvero la solubilità in aria a 20°C (293,15 K). Sostituendo, dunque, nella (21) i valori di P , R e T si ha:

$$\frac{n}{V} = \frac{0,16}{8,314 \cdot 293,15} = 6,56 \cdot 10^{-5} \text{ mol}/m^3 \quad (22)$$

essendo la massa molare ($M.M.$) dell' Hg° di $200,59 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$, la sua solubilità in aria a 20°C sarà di $0,0132 \text{ g} \cdot m^{-3}$ o $13,2 \text{ mg} \cdot m^{-3}$: tale valore è la massima concentrazione che l' Hg° può raggiungere in aria alla temperatura di 20°C . Il fattore più importante nella volatilizzazione di una sostanza è la temperatura (T), ovvero al suo aumentare aumenta anche P e, viceversa, al suo diminuire P diminuisce. L'equazione che mette in relazione P e T deriva, per integrazione, dall'equazione di *Clausius-Clapeyron* (Grain, 1990):

$$\frac{d \ln P}{dT} = \frac{\Delta H_v}{\Delta Z \cdot R \cdot T^2} \quad (23)$$

dove P è la tensione di vapore in atm, ΔH_v è il calore di vaporizzazione in $\text{cal} \cdot \text{mol}^{-1}$, R è la costante dei gas in $\text{cal} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot K^{-1}$, T è la temperatura assoluta in K e ΔZ è il fattore di comprimibilità dato da:

$$\Delta Z = \frac{P \cdot \Delta V}{R \cdot T} \quad (24)$$

dove ΔV è la differenza di volume tra la fase vapore e liquido. Poiché R in (24) è espresso come $\text{cm}^3\text{-atm} \cdot K^{-1}$, ΔZ è adimensionale e ha valore di uno per un gas ideale. L'equazione più semplice che si possa ottenere dall'integrazione della (23) è:

$$\ln P = A - \frac{B}{T} \quad (25)$$

dove P è la tensione di vapore (Pa), A e B sono due parametri empirici, T è la temperatura assoluta (K). La (25), in pratica, è il risultato che si ottiene quando il rapporto tra il calore di vaporizzazione e il fattore di comprimibilità ($\Delta H_v/\Delta Z$) si assume essere costante al cambiare della temperatura. Relativamente al Hg° , i valori per A e B (NRCC, 1979) sono:

$$A = 23,6236 \quad (26)$$

$$B = 7.466,99 \quad (27)$$

Sostituendo i suddetti parametri nella (25) si ottiene:

$$\ln P = 23,6236 - \frac{7.466,99}{T} \quad (28)$$

Valori molto vicini, per i parametri A e B sono stati, sperimentalmente, ottenuti da Bacci *et al.* (1994) e da Gaggi & Nicolardi (2008), da cui si ricava, rispettivamente:

$$\ln P = 24,6196 - \frac{7.763,74}{T} \quad (29)$$

$$\ln P = 23,9621 - \frac{7.563,86}{T} \quad (30)$$

La differenza tra il lavoro di Bacci *et al.* (1994) e Gaggi & Nicolardi (2008) e che la massima temperatura della fase sperimentale è stata, rispettivamente, di 25 °C e 40 °C. Come si può notare dalla figura 9, i risultati che si ottengono dalle tre equazioni sono praticamente sovrapponibili ed è evidente come la P (Pa) aumenti esponenzialmente all'aumentare della T (K).

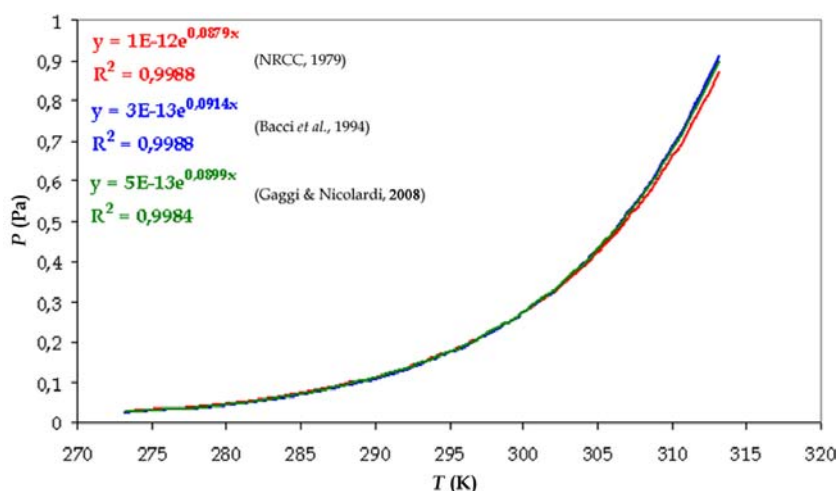


Fig. 9. Relazione tra P (Pa) e T (K).

In tabella 5 sono riportati i valori di P ricavate dalle equazioni (28), (29) e (30) alle temperature di 0, 20 e 40 °C; come si può notare, i valori, per la stessa temperatura, sono molto simili e la variabilità dei valori (calcolata come %C.V.) è al massimo del 4,9%. Utilizzando il valore medio di P si ricava che passando da 0 a 20 °C P aumenta di un fattore 6,7, mentre da 20 a 40 °C di un fattore 5,2 e, come ovvio, da 0 a 40 °C di un fattore 34,9.

Tab. 5. Valori della P (Pa) per Hg° calcolati con le eqq. (28), (29) e (30).

T (°C)	P (Pa)				σ	% C.V.
	Eq. 28	Eq. 29	Eq. 30	media		
0	0,024	0,022	0,024	0,024	0,001	4,9
20	0,158	0,155	0,159	0,157	0,002	1,3
40	0,804	0,841	0,825	0,823	0,019	2,3

Tornando alla (21), e sostituendo i valori di P trovati alle temperature di 0 e 40 °C si ha che la solubilità in aria del Hg° è:

per $T = 0$ °C

$$\frac{n}{V} = \frac{0,024}{8,314 \cdot 273,15} = 1,06 \cdot 10^{-5} \text{ mol/m}^3 \quad (31)$$

per $T = 40$ °C

$$\frac{n}{V} = \frac{0,823}{8,314 \cdot 313,15} = 3,16 \cdot 10^{-4} \text{ mol/m}^3 \quad (32)$$

Per $T = 20$ °C non è stata calcolata poiché il valore è praticamente identico a quello ritrovato in letteratura (Schroeder, 1991). Il significato della (22), della (31) e della (32) è che un volume d'aria di 1 m³ alle temperature di 0, 20 e 40 °C può contenere massimo, rispettivamente, $1,06 \cdot 10^{-5}$, $6,50 \cdot 10^{-5}$ e $3,38 \cdot 10^{-4}$ mol · m⁻³, ovvero non si avrebbe più volatilizzazione dalla sua fase liquida; tali valori corrispondono alla *saturazione* a quella determinata temperatura; tuttavia in un sistema aperto, come lo sono le suddette aree minerarie, non si avrà mai saturazione dell'aria sovrastante e la volatilizzazione è continua. Altro fatto da tenere in considerazione è che, durante il periodo estivo, la temperatura dei suoli superficiali esposti al sole, anche nell'area amiatina, può raggiungere punte massime di temperatura ben superiore ai 40 °C, con conseguente ulteriore aumento di P e della solubilità in aria, raffreddandosi lentamente e mantenendosi, durante le ore notturne, al di sopra dei 15 °C (come media). Come è ovvio, durante il periodo invernale raramente i suoli raggiungeranno temperature superiori ai 5-10 °C, mantenendosi per lo più vicino allo zero, tenendo anche conto che le ore di irraggiamento sono nettamente inferiori a quelle del periodo estivo. A titolo esplicativo, considerando l'area oggetto di studio, nell'anno 2005 durante l'esposizione *invernale* (dal 10/02 al 11/05) la temperatura media del periodo è stata di 7,4 °C mentre durante l'esposizione *estiva* (dal 6/07 al 7/10/05) è stata di 18,4 °C (temperature relative a Piancastagnaio, per gentile concessione dell'ARSIA). Utilizzando le suddette temperature, dalle

equazioni (21), (22) e (23) si ottiene un valore medio per P di 0,049 Pa per 7,4 °C e di 0,136 Pa per 18,4 °C. Sostituendo i valori di P trovati nella (14), si ottiene:

per $T = 7,4$ °C

$$\frac{n}{V} = \frac{0,049}{8,314 \cdot 280,55} = 2,10 \cdot 10^{-5} \text{ mol/m}^3 \quad (33)$$

per $T = 18,4$ °C

$$\frac{n}{V} = \frac{0,136}{8,314 \cdot 291,55} = 5,61 \cdot 10^{-5} \text{ mol/m}^3 \quad (34)$$

ovvero alla temperatura di 18,4 °C si ha un aumento della solubilità in aria di ~ 2,7 volte o, semplificando, una concentrazione in aria di ~ 2,7 più alta. Tenendo in considerazione che la velocità di accumulo dei licheni è direttamente proporzionale alla concentrazione in aria di Hg° sullo stesso sito di campionamento, si dovrebbe avere una concentrazione che si differenzia di ~ 2,7 volte ovvero molto vicino, dunque, alla differenza di concentrazione che si ritrova nelle aree minerarie di figura 7 confrontando il campionamento invernale con quello estivo, quest'ultimo confermato dai risultati rappresentati in figura 8. Tornando sempre alla figura 8, nell'area in corrispondenza dell'area minero-metallurgica dismessa di Abbadia S. Salvatore si è trovata una concentrazione massima di 1.920 ng/g (p.s.) molto vicino a quanto ritrovato da Nicolardi *et al.* (2006), nello stesso punto e per lo stesso periodo di esposizione, che è stato pari a 2.270 ng/g (p.s.); da notare che la temperatura media è stata di 6,6 °C che porterebbe ad una solubilità in aria del Hg° di $1,93 \cdot 10^{-5} \text{ mol} \cdot \text{m}^{-3}$. Confrontando i rapporti ottenuti fra le concentrazioni nei licheni e le solubilità in aria si ottiene che entrambi sono di circa 1,1, ovvero che nella presente campagna il lichene ha raggiunto una concentrazione circa 1,1 volte inferiore rispetto alla campagna precedente, perché la temperatura inferiore ha influenzato la tensione di vapore facendo diminuire la concentrazione in aria di circa 1,1 volte. È bene chiarire che quanto sopra esposto è stata una forzatura voluta, ma che è servita per definire il perché di certi fenomeni. La solubilità in aria di un composto, come prima detto, è pari alla saturazione ovvero alla quantità massima della sostanza sotto forma di vapore contenuta in un'unità di volume, cosa che in natura non avviene quasi mai se non in sistemi molto particolari (*e.g.* cavità e micro-cavità nel sottosuolo) che si avvicinano molto ai *sistemi chiusi* (termodinamicamente parlando). È evidente, dunque che la solubilità in aria non può essere utilizzata per predire la concentrazione in aria se non in prima approssimazione. Di solito sopra un suolo contaminato, si raggiungono frazioni della saturazione con concentrazioni comprese fra lo 0,5 e l'1% della saturazione ovvero della sua solubilità in aria e a quote dal suolo non superiori a 1-1,5 m. Oltre alla temperatura possono esistere altre variabili che influenzano la concentrazione in aria quali, ad esempio, la velocità del vento e la turbolenza, il contenuto di acqua nel suolo superficiale e la densità della vegetazione.

Tuttavia questo semplice approccio può essere estremamente utile per scopi comparativi e valutativi, come nel presente caso.

Ad ulteriore conferma dei dati prodotti e della loro interpretazione, Loppi *et al.* (2006) hanno analizzato talli di *Xanthoria parietina* in 9 dei siti considerati in questo studio. L'unica differenza, a parte la specie di lichene e che erano campioni autoctoni, è che il tempo d'esposizione considerato era di un anno. In figura 10 sono riportati i valori delle concentrazioni medie di Hg in *Evernia prunastri* (presente studio, 2008; Nicolardi *et al.*, (2005), 2005) e di *X. parietina*.

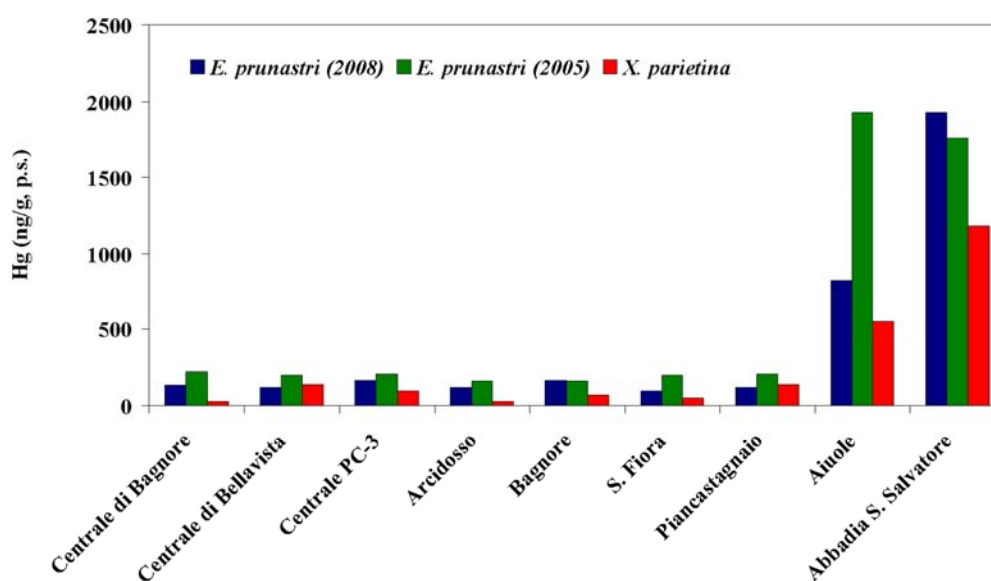


Fig. 10. Concentrazioni medie di Hg in *Evernia prunastri* e in *Xanthoria parietina*.

Confrontando i dati, risulta chiaro come entrambe le specie indichino la stazione di Abbadia S. Salvatore e di Aiuole come le *più contaminate*, ed Arcidosso la *meno contaminata*. La cosa interessante, oltre che una simile risposta, è che l'*E. prunastri* è un miglior bioconcentratore di Hg, avendo un tempo di esposizione 4 volte inferiore. Altro dato interessante è che il campionamento di *X. parietina* è avvenuto nel luglio del 2002, ovvero sei anni e tre anni prima del trapianto dei talli di *E. prunastri*: guardando i dati sembra che la contaminazione da Hg sia rimasta stabile.

2.1.3. Calcolo della concentrazione in aria di Hg° nell'area di studio: I approccio

Come visto precedentemente dall'equazione (19) si può calcolare la concentrazione in aria di Hg° noti il tempo di esposizione e la concentrazione di Hg nel lichene (Nicolardi *et al.*, 2005; Nicolardi *et al.*, 2007). Per meglio comprendere poiché:

$$C_a = \frac{dC_l/dt}{k_1} \quad (19)$$

essendo noto k_l , dC_l/dt ($\text{ng} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$) può essere calcolato dai dati di campo, ovvero dividendo la concentrazione finale di Hg nei licheni per il tempo di esposizione. L'altro metodo, anche se statisticamente poco ortodosso dato che si hanno solo due punti, è quello di calcolare una retta di regressione con il tempo (h) di esposizione in ascisse e le concentrazioni di Hg ($\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$, p.s.) il cui coefficiente angolare non sarebbe altro che dC_l/dt ($\text{ng} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$).

Utilizzando i dati ottenuti dai trapianti lichenici si è costruita, dunque, una mappa delle concentrazioni in aria nell'area di studio. Naturalmente i dati ottenuti dall'equazione (25) sono stati corretti per la densità dell'aria ($\rho_a = \text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), questo perché i valori ottenuti hanno come dimensioni massa/massa. La formula raccomandata dal *Comité International des Poids et Mesures* (formula CIPM-81) è la seguente:

$$\rho_{aria} = 0,001 \cdot [3,48349 + 1,44 \cdot (\chi_{CO_2} - 0,0004)] \cdot \frac{P}{ZT} \cdot (1 - 0,3780 \cdot \chi_{H_2O}) \quad (35)$$

dove ρ_{aria} è la densità espressa in $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ P è la pressione in Pa, T la temperatura assoluta in K, Z il fattore di compressibilità e le χ sono le frazioni molari di anidride carbonica e vapor d'acqua. Questa formula non è di uso semplicissimo perché per calcolare Z e le χ sarebbe necessario una serie di misure e decine di termini e grandezze fisico-chimiche (Giacomo, 1982; Davis, 1992); tuttavia si può utilizzare una formula, derivata da una linearizzazione di quella generale:

$$\rho_{aria} = 1,1835 - 0,0044 \cdot (T - 20) + 0,000012 \cdot (P - 100.000) - 0,0001 \cdot (u_r - 50) \quad (36)$$

dove T è la temperatura in °C e u_r è l'umidità relativa espressa in % mentre tutte le altre grandezze hanno significato ed unità di misura come sopra riportato. Vista l'altitudine media a cui si è operato, è stato necessario anche calcolare la P , secondo la seguente equazione:

$$P = 101,35 \cdot \left(\frac{T_0 - \alpha z}{T_0} \right)^{\frac{g}{\alpha R}} \text{kPa} \quad (37)$$

dove T_0 è la temperatura di riferimento al livello del mare (k), z è la quota (media, m), α è il gradiente termico verticale ($0,0064 \text{ K} \cdot \text{m}^{-1}$), g è l'accelerazione di gravità ($9,81 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2}$) ed R è la costante dei gas ($287 \text{ J} \cdot \text{kg} \cdot \text{K}^{-1}$). Dall'applicazione delle suddette equazioni, è stato ricavato che la densità media dell'aria nel periodo di campionamento era di:

$$\rho_{aria} = 1,24 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \text{ o } \text{g} \cdot \text{L}^{-1}$$

Una sintesi dei dati ottenuti ($\text{ng} \cdot \text{m}^{-3}$) è riportata in tabella 6, unitamente ai valori limite, *esposizione cronica per inalazione*, per il Hg^0 dell'Organizzazione Mondiale per la Salute (OMS), dell'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente degli Stati Uniti (EPA, 2008) e dell'Agenzia per la Registrazione delle Sostanze Tossiche e delle Malattie - Dipartimento della Salute e dei Servizi Umani degli Stati Uniti - (ATSDR, 1999).

Tab. 6. Valori delle concentrazioni di Hg^o in aria e delle sue concentrazioni limite per esposizione cronica ($ng \cdot m^{-3}$).

	Hg^o ($ng \cdot m^{-3}$)	Concentrazioni limite ($ng \cdot m^{-3}$)		
		OMS	EPA	ATSDR
Media	83,60	1.000	300	200
Mediana	63,44			
Min.	6,24			
Max.	926,12			

Discutendo i dati ritrovati dal confronto con la concentrazione più cautelativa, ovvero quella dell'ATSDR, è evidente come la media delle concentrazioni in aria si attesti ad un valore circa 2,5 volte inferiore, mentre la massima concentrazione ritrovata, pur essendo al di sotto del limite dell'OMS, risulta essere circa 4,4 volte superiore. Tuttavia dall'analisi dei risultati ottenuti l'78,87% di essi risulta essere inferiore a 100 ($ng \cdot m^{-3}$), il 17,61 % inferiore ai 200 ($ng \cdot m^{-3}$), il 1,41% fra i 200 e i 300 ($ng \cdot m^{-3}$) mentre solo l'2,11% è compreso tra i 300 e gli 1000 ($ng \cdot m^{-3}$). È quindi chiaro come solo il 3,52% delle concentrazioni calcolate supera il limite stabilito dall'ATSDR. Il suddetto 3,43% riguarda *solo 5 stazioni* di cui quattro relative a Bagni di S. Filippo (intervallo compreso tra 230,66 e 328,45 $ng \cdot m^{-3}$) e una al sito di campionamento all'interno della Nuova Indeni con un valore di 926,12 $ng \cdot m^{-3}$, unico valore anomalo, non considerando il valore limite dell'OMS; tuttavia è bene ricordare che la suddetta area è molto vicino al sito minero-metallurgico di Abbadia S. Salvatore, di cui sicuramente risente l'influenza, dove sono stati trovati livelli di Hg^o in aria nell'ordine dei 15.000 $ng \cdot m^{-3}$ (Bacci *et al.*, 1998; Bacci *et al.*, 2000). Tornando alla tabella 6 è evidente come il valore medio sia circa 24 volte superiore del valore di fondo del Hg^o in Toscana ($\sim 3,5 ng \cdot m^{-3}$), mentre il massimo lo sia di circa 265 volte.

Per una migliore comprensione dell'andamento della concentrazione in aria del Hg^o , in figura 11 è riportata l'elaborazione cartografica dei dati calcolati dove risulta evidente come le concentrazioni più alte si ritrovino nelle aree di influenza dei siti minerari e di Bagni di S. Filippo.

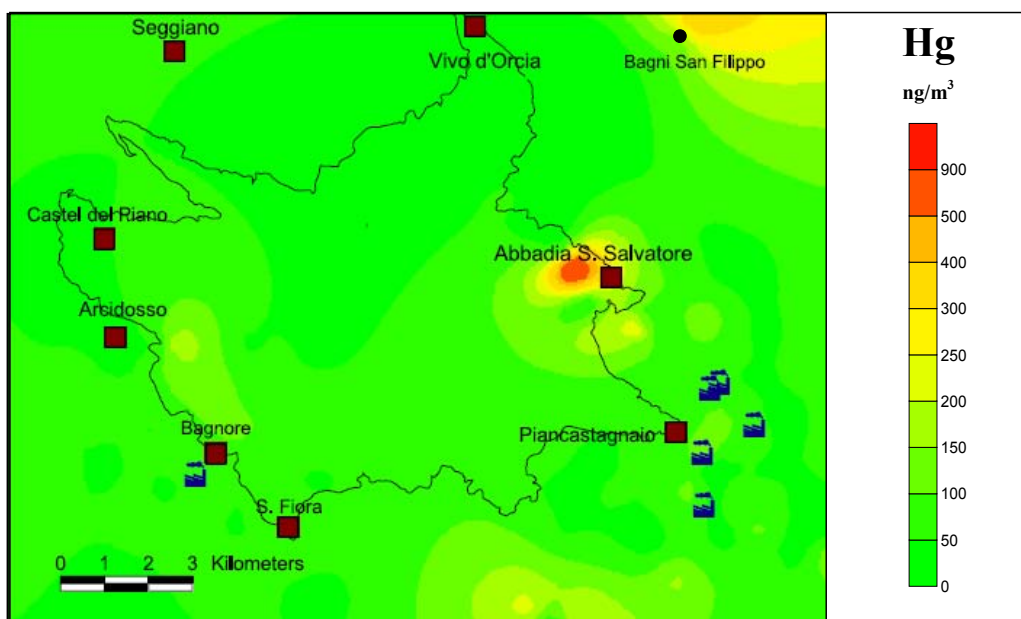


Fig. 11. Distribuzione di Hg° nell'aria dell'area di studio.

2.1.4. Calcolo della concentrazione in aria di Hg° nell'area di studio: Il approccio

Bacci *et al.* (2000) riportano che la concentrazione di Hg in foglie di specie C_3 (come le graminacee), alla fine del loro ciclo vitale, in aree non contaminate (Hg° in aria di $3,5 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$) è di $50 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (p.s.). In prima approssimazione, dunque, una concentrazione di $500 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ p.s. corrisponderà a $35 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ in aria, $5.000 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ p.s. a $350 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ e così via. Questo tipo di approccio può essere definito accettabile per concentrazioni di Hg° in aria di *background* fino a concentrazioni di $15.000 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ (Bacci *et al.*, 1998). Secondo dati di campagna e con specie differenti dall'*E. prunastri*, i licheni sono accumulatori più efficienti di Hg° se rapportati alle piante superiori, con rapporti di circa 3 se comparati con le foglie degli alberi (Loppi *et al.*, 1997) e di circa 2 se comparati con le foglie delle graminacee (Bargagli, 1993). Secondo l'approccio sopra indicato, i valori delle concentrazioni trovate nei licheni sono state convertite in concentrazioni di aria di Hg . In tabella 7 è riportata la sintesi dei valori ritrovati. I valori sono tutti di circa 14 volte inferiori al limite indicato dall'ATSDR e la massima concentrazione ritrovata è di circa 3 volte inferiore al limite indicato dall'ATSDR. La concentrazione media si attesta a circa il doppio del valore di fondo per la Toscana mentre la massima risulta essere circa 19 volte superiore. Naturalmente il *pattern* di distribuzione non si modifica fermo restando che le concentrazioni in aria diminuiscono di circa 14 volte.

Tab. 7. Valori delle concentrazioni in aria di *Hg* e delle sue concentrazioni limite per esposizione cronica ($\text{ng} \cdot \text{m}^{-3}$).

	$\text{Hg}^\circ (\text{ng} \cdot \text{m}^{-3})$	Concentrazioni limite ($\text{ng} \cdot \text{m}^{-3}$)		
		OMS	EPA	ATSDR
Media	6,06	1.000	300	200
Mediana	4,57			
Min.	0,47			
Max.	67,33			

Quanto riportato da Loppi *et al.* (1997) e Bargagli (1993) ha una forte rilevanza scientifica essendo confortato da una notevole quantità di dati. Tuttavia non sono mai state confrontate le concentrazioni di *Hg* in talli di *E. prunastri* trapiantati con quelle nelle foglie di piante che crescono nell'immediato intorno dei trapianti, ovvero esposti alla stessa concentrazione di Hg° in aria. In figura 12 è riportata la correlazione ritrovata da Nicolardi (2006). È evidente come nel caso dell'*E. prunastri* il rapporto con le foglie sia di circa 1:2. Non deve meravigliare la differenza con quanto riportato da Loppi *et al.* (1997) perché la ragione di questa differenza è, probabilmente, dovuta al fatto che nel lavoro sopra riportato si sono considerati licheni con un tempo d'esposizione superiore a quello delle foglie campionate.

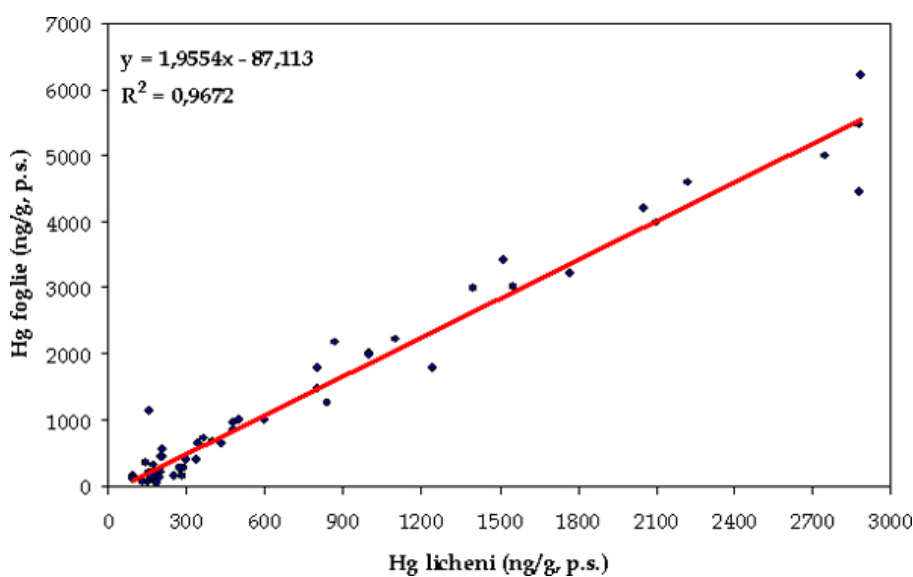


Fig. 12. Correlazione tra la concentrazione di *Hg* nelle foglie e nei licheni.

Alla luce di quanto sopra riportato, sono state di nuovo calcolate le concentrazioni in aria sempre secondo quanto indicato da Bacci *et al.* (2000). In tabella 8 sono riportati i valori ottenuti.

Tab. 8. Valori delle concentrazioni in aria di Hg° e delle sue concentrazioni limite per esposizione cronica ($ng \cdot m^{-3}$).

	Hg° ($ng \cdot m^{-3}$)	Concentrazioni limite ($ng \cdot m^{-3}$)		
		OMS	EPA	ATSDR
Media	24,24	1.000	300	200
Mediana	18,31			
Min.	1,89			
Max.	269,32			

Dai risultati è evidente come i valori siano solo 3 volte inferiori a quelli riportati in tabella 6 e tutti al di sotto del limite indicato dall'ATSDR, a parte quello relativo alla Nuova Indeni risultato essere di $269,32 ng \cdot m^{-3}$. La concentrazione media si attesta a circa 7 volte il valore di fondo per la Toscana mentre la massima risulta essere circa 77 volte superiore. Anche in questo caso, naturalmente, il *pattern* di distribuzione non si modifica.

Secondo quanto sopra dimostrato, il secondo approccio potrebbe portare ad una sottostima delle concentrazioni di Hg° , dovuta principalmente ad alcuni fattori che possono incidere sul calcolo (II approccio) come ad esempio la variabilità di risposta delle diverse specie (foglie e licheni autoctoni), ovvero alle diverse velocità di accumulo a seconda della specie di pianta e lichene e al tempo di esposizione che, nel caso delle foglie, è stato dedotto dal tipo di pianta e dalla stagione in cui è avvenuto il campionamento. Altro fatto importante è che nel caso dei trapianti lichenici i tempi di esposizione sono effettivamente noti e molto lunghi unitamente ad una crescita di biomassa molto lenta; questo consente analisi di bioconcentrazione temporali precise poiché non esiste l'effetto diluizione da parte di una biomassa in rapida crescita, come invece avviene per le foglie delle piante. A riprova di questo, confrontando le concentrazioni nelle foglie delle diverse piante campionate nello stesso sito, Nicolardi (2006) riporta un %C.V. da un minimo del 26 ad un massimo del 102,86%, mentre, nel presente studio dai trapianti lichenici si è ottenuto un %C.V. di ~ 4 . La possibilità, dunque, di utilizzare i trapianti lichenici consentirebbe non solo una più precisa analisi, ma anche di poter monitorare aree prive di copertura vegetale e in qualunque stagione dell'anno, ottenendo risultati più affidabili, o meglio più cautelativi. Oltre a ciò, come già visto in precedenti studi di laboratorio, i licheni possono essere utilizzati come bioconcentratori fino a livelli circa 300 volte il limite massimo consigliato per la salute umana dall'ATSDR senza che sia alterata la loro capacità di accumulo di Hg° (Nicolardi, 2006; Nicolardi *et al.*, 2008; Pisani *et al.*, 2008).

I risultati discussi confermano, in maniera più puntuale, quanto già affermato dalla letteratura corrente sopra citata; risulta chiaro come le emissioni delle centrali siano sicuramente responsabili in parte della presenza di Hg° come vapore nell'area di studio e come la deposizione di Hg segua i venti dominanti SW e NE; l'area influenzata dalla centrale di Bagnore presenta tenori di Hg più contenuti rispetto all'area compresa tra Piancastagnaio ed Abbadia S. Salvatore.

È altrettanto evidente come esistano altre sorgenti assolutamente da non trascurare dove sono state ritrovate le massime concentrazioni, ovvero in corrispondenza dell'area minero-metallurgica dismessa di Abbadia S. Salvatore e del sito minerario di Aiuole e un'altra area, non soggetta all'influenza della coltivazione geotermica o da siti minerari, ovvero quella circostante Bagni di San Filippo. Relativamente ai due siti minerari, Ferrara *et al.* (1998) riportano valori (misurati direttamente) fino a $1.500 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ per Aiuole e Bacci *et al.* (1998) ritrovano valori fino a $15.000 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ per quella di Abbadia S. Salvatore. Ulteriore conferma, nel 2005 Nicolardi *et al.* (2005) hanno ritrovato, in licheni trapiantati nell'area di Aiuole, concentrazioni da 1.430 a $2.220 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (p.s.) che, elaborando i dati con il *I approccio* corrispondono, rispettivamente a 950 e $1430 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$, valori molto vicini a quelli di Ferrara *et al.* (1998), e concentrazioni in licheni trapiantati nell'area circostante il sito minero-metallurgico dismessa di Abbadia S. Salvatore da 1.515 a $3.533 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (p.s.), che corrispondono, rispettivamente, a 970 e $2.270 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$. Vista l'estensione di queste aree e, dunque, dei loro suoli fortemente inquinati da Hg° (e non solo) e tenendo conto che la volatilizzazione di un contaminante da un suolo è data dalla superficie evaporante, tali aree contribuiscono in maniera rilevante ai livelli di Hg° nell'aria nel raggio di qualche km, come già visto da Bacci *et al.* (2000). Dalle concentrazioni in aria calcolate con il *I approccio* (il più cautelativo) risulta chiaro come il 96,48% dell'area di studio presenti valori non pericolosi per gli organismi vegetali ed animali (Bacci *et al.*, 2000) e al di sotto della concentrazione limite, per esposizione cronica, indicata dall'ATSDR (la più cautelativa), fermo restando che le restanti situazioni *anomale* sono relative a situazioni particolari non dipendenti dall'influenza delle centrali. È bene ricordare, comunque, che relativamente agli Effetti Critici la TLV (*Threshold Limit Value*) per ambienti lavorativi per otto ore di esposizione (5 giorni lavorativi su 7) è di $9.000 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$, che corrisponderebbe ad un LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level) di $25.000 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$.

I dati sulle concentrazioni, sicuramente più che cautelativi, debbono essere considerati di tipo semi-quantitativo (in eccesso), ovvero il dato da l'ordine di grandezza di appartenenza (come sopra visto), dunque livelli rassicuranti. È evidente che il metodo dei trapianti non si può sostituire integralmente alle misure dirette e non rileva le concentrazioni di picco che richiedono misure istantanee, tuttavia integrano quelle che sono le concentrazioni a cui sono esposti nell'arco temporale dello studio e possono dare l'indicazione, nel caso di concentrazioni anomale (molto superiori a quelle riscontrate nel presente lavoro), dell'area dove raffinare l'indagine attraverso misure dirette.

2.2. Parametri ecofisiologici dei licheni trapiantati

2.2.1. Integrità delle membrane cellulari

Un semplice *test* per stimare l'integrità delle membrane cellulari è la misura della conducibilità elettrica dei soluti ottenuti dopo l'immersione di talli lichenici in acqua deionizzata (Simon, 1974). La membrana plasmatica dei licheni è il primo sito di interazione con elementi e composti tossici, visto che questa interazione è generalmente di natura chimico-fisica (Nieboer *et al.*, 1978). Molti autori hanno studiato la risposta dei licheni all'esposizione a biossido di zolfo (SO_2) (Puckett *et al.*, 1977; Tommasini *et al.*, 1977) e ai metalli (Puckett, 1976; Nieboer *et al.*, 1979; Beckett & Brown, 1984; Branquinho *et al.*, 1997; Mahmood e Brown, 1997) ed è stato dimostrato che all'aumentare delle concentrazioni di SO_2 o dei metalli, si ha una progressiva perdita di K^+ da parte del tallo lichenico, a seguito di un incremento della permeabilità di membrana. Nelle soluzioni di immersione dei talli esposti agli inquinanti è stato osservato un valore maggiore di conducibilità elettrica, proporzionale alle concentrazioni dello ione K^+ e quindi all'entità del danno causato alle membrane cellulari (Pearson & Henriksson, 1981; Pearson, 1985; Benlap & Harper, 1990; Garty *et al.*, 1993). Tarhanen *et al.* (1999) hanno esaminato la risposta di *Bryoria fuscescens* ai metalli e alle piogge acide, scoprendo un aumento della conducibilità e della concentrazione di K^+ nelle soluzioni e una diminuzione del contenuto totale di K del tallo. Nifontova *et al.* (1995) hanno osservato un sostanziale aumento della permeabilità delle membrane in talli lichenici esposti a raggi gamma rispetto a talli lichenici non irradiati. In Israele, Garty *et al.* (2002) hanno usato talli di *Ramalina maciformis* (lichene fruticoso) per studiare gli effetti di alcuni elementi (Pb , Cu , Cr , Ca , Sr , Zn) sulle membrane cellulari e per studiare i cambiamenti dei parametri fisiologici di vitalità dei licheni. I campioni sono stati trapiantati per alcuni mesi in una zona molto industrializzata e dalle analisi dei campioni è risultata una diminuzione del contenuto di K rispetto al controllo, una correlazione negativa fra contenuto di K e contenuto di Ca , Cu , Mn e una correlazione positiva fra contenuto di Ca , Cu , Cr , Mg , Na , S e Sr e i valori di conducibilità elettrica. Studi di trapianto con il lichene *Ramalina duriaei* hanno dimostrato che alte concentrazioni d'elementi fra i quali B , Ba , Cr , Ti , Zn , Pb , Cd , Ni e Fe provocano lesioni alle membrane cellulari dei licheni e che la conducibilità elettrica riflette proporzionalmente le lesioni subite. La concentrazione totale di K nei talli è risultata inversamente proporzionale alla conducibilità elettrica (Garty *et al.*, 1997). Nonostante i molti richiami, in letteratura, sull'efficienza del *test* della conducibilità elettrica, c'è ancora chi reputa questo metodo non preciso perché potrebbe essere affetto dalla presenza, sui talli, di composti (o polveri) adsorbiti che potrebbero influenzare i valori di conducibilità. Il pretrattamento dei talli esposti dovrebbe inficiare tale ipotesi; tuttavia, il confronto fatto da

Nicolardi *et al.* (2007) tra malondialdeide ($C_7H_{16}O_4$, *MDA*) e conducibilità dovrebbe porre fine ad ogni dubbio. In pratica l'Autrice e coll. hanno confrontato valori di conducibilità con quelli della *MDA*, ottenuti da sottocampioni di campioni omogenei di tallo, esposti nell'intorno di una centrale geotermoelettrica. La perossidazione lipidica è il meccanismo di danno cellulare presente sia nelle cellule vegetali che animali, ed è usato come indicatore di *stress ossidativo* nelle cellule e nei tessuti. I lipidi perossidati sono instabili e si decompongono per formare una serie complessa di composti che comprendono composti reattivi carbonilici. La perossidazione degli acidi grassi polinsaturi genera *MDA* e quattro idrossialchenali (*HAE*) su decomposizione. I contaminanti in fase di vapore (*e.g.* O_3 , NO_2) sono potenti catalizzatori della perossidazione della membrana lipidica (Menzel, 1976). In figura 13 è riportata la correlazione tra conducibilità e *MDA*. Come si può notare all'aumento della conducibilità proporzionalmente aumenta la *MDA*.

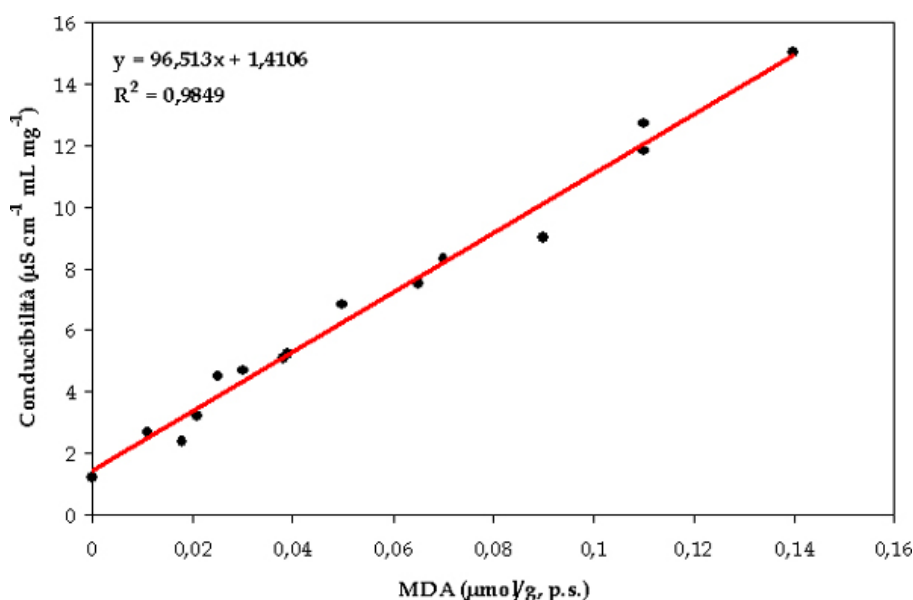


Fig. 13. Correlazione tra la conducibilità e la concentrazione di *MDA* in alcuni dei talli esposti nell'intorno di una centrale geotermoelettrica (da Nicolardi *et al.*, 2007).

La buona correlazione tra la concentrazione di *MDA* e la conducibilità consente di utilizzare quest'ultimo parametro ecofisiologico per valutare l'impatto della contaminazione atmosferica sulla vitalità lichenica, metodo più veloce e meno costoso se paragonato a quello della *MDA*.

In tabella 9 sono riportati i dati sintetici ottenuti dall'analisi della conducibilità dei licheni trapiantati; i dati sono relativi ai campioni posti lungo i transetti di cui si è già fatta menzione.

Tab. 9. Media (\pm D.S., n = 46) della conducibilità nei campioni trapiantati.

	Conducibilità [(μS/cm)(mL/mg)]
Media	3,57 \pm 3,96
Min.	0,45
Max.	15,78

Come si può osservare nella figura 14, dove è riportata l'elaborazione cartografica dei dati ottenuti, per quanto riguarda l'integrità delle membrane cellulari il discorso è inverso a quello visto per la distribuzione del Hg^0 ; infatti, i massimi valori (maggior danno) sono nelle immediate vicinanze delle centrali geotermiche, nel caso di PC-4, PC-5 e PC-2. Secondo quanto riportato da Paoli & Loppi (2008) relativamente alla diversità dei licheni epifiti e il danno riscontrato in licheni trapiantati in un'area geotermica, alla scala riportata in figura 14 si può associare una scala di alterazione e dunque di danno alle membrane; in tabella 10 sono riportate la scala e le percentuali relative ai dati ottenuti; il valore di <2 deriva dalla media delle conducibilità dei licheni di controllo.

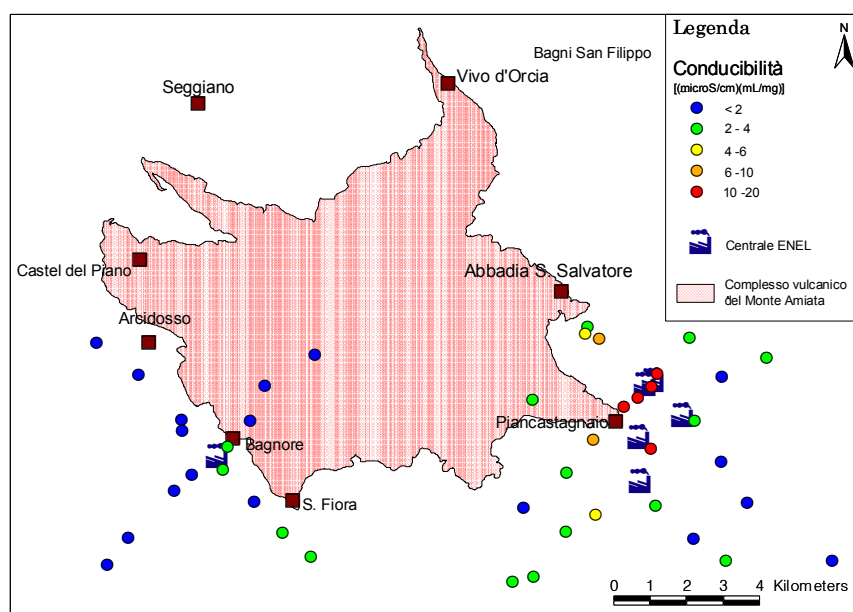


Fig. 14. Distribuzione della conducibilità dei talli nell'area di studio

Tab. 10. Scala di alterazione e percentuali relative ai dati ottenuti.

Conducibilità (μS/cm)(mL/mg)	Danno	%
<2	nessuno	45,5
2-4	basso	34,1
4-6	medio	4,5
6-10	alto	4,5
10-20	molto alto	11,4

Confrontando i valori riportati in tabella 10 con quelli spazializzati in figura 14, i valori ritrovati nei transetti aventi per epicentro la centrale di Bagnore denotano una situazione di danno cellulare assente, fatta eccezione per i trapianti nelle immediate vicinanze della centrale posti ai vertice NE e SE e per gli ultimi due punti del transetto posto lungo la direttrice SW, i quali, tuttavia, denotano, visti i valori di conducibilità, un danno basso. L'area suddetta, come prima visto, rivela anche concentrazioni di H_2S molto contenute, non superando mai i $20 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Diversa è la situazione negli altri 8 transetti dove i licheni trapiantanti nelle immediate vicinanze (500 e 1.000 m) di PC-4, PC-5 e PC-2 mostrano un danno molto alto, mentre PC-3 non appare influenzare l'ambiente circostante; è altresì evidente come l'andamento della contaminazione sia sempre secondo i venti dominanti (SW e NE) e come il danno decresca dopo circa 2 km dalle centrali fino ad annullarsi. Anche in questo caso sembra che la conducibilità sia strettamente correlata alla concentrazione di H_2S . A tal proposito si sono correlati i dati di conducibilità con le concentrazioni di H_2S (Fig. 15).

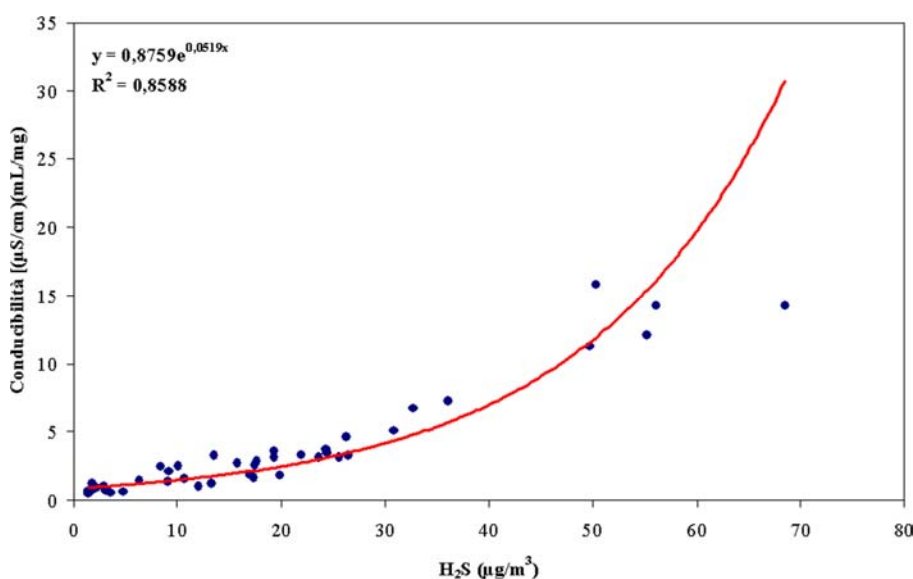


Fig. 15. Correlazione tra concentrazione di H_2S e conducibilità.

È evidente, dalla figura 15, come esista una buona correlazione tra danno e concentrazione di H_2S e dal suo andamento sembra, in prima approssimazione, che esso aumenti esponenzialmente all'aumentare della concentrazione di H_2S . Dalla relazione ottenuta si potrebbe evincere, sempre in prima approssimazione, che la massima concentrazione di H_2S al di sotto della quale non si ha danno è $16 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, mentre per un basso impatto tale valore deve essere compreso tra 16 e $29 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Come riportato da Paoli e Loppi (2008), l' H_2S è indicato come responsabile per la scomparsa delle comunità licheniche nelle aree geotermiche. Un possibile meccanismo di tossicità dell' H_2S potrebbe derivare dall'ossidazione in solfato all'interno del tallo con conseguente produzione di radicali liberi, noti per la loro azione dannosa sul

metabolismo (Peiser & Yang, 1977). Per comprendere quanto siano sensibili i licheni, come indicatori precoci, relativamente alla citotossicità dell' H_2S , ricordiamo il lavoro di Thomson & Kats (1978) sulle piante superiori, precedentemente discusso, per cui dopo un'esposizione continua di 4 settimane a 3 ppm *vol.* queste presentavano lesioni e caduta delle foglie, riduzione della crescita e morte nella specie più sensibile tra quelle esaminate (l'erba medica); tuttavia 3 ppm *vol.* corrispondono al valore di $4,56 \cdot 10^6 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, ovvero 5 ordini di grandezza superiore alla concentrazione massima ritrovata nel presente studio ($68,5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), a parte Bagni di S. Filippo), con una conducibilità misurata di $14,25 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1} \cdot \text{mL} \cdot \text{mg}^{-1}$ corrispondente ad un danno molto alto. Ricordiamo, inoltre, come la *concentrazione massima tollerabile di H_2S fosse di $42,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$* che corrisponderebbe, applicando la relazione in figura 15, ad una conducibilità di $7,7 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1} \cdot \text{mL} \cdot \text{mg}^{-1}$ ovvero *danno alto* (Tab. 10). Poiché il dato deriva dell'interpolazione delle variabili conducibilità e concentrazione di H_2S secondo una funzione esponenziale risultata *solo in prima approssimazione come un buon modello descrittivo*, si è cercato il migliore modello interpolante la nuvola di punti che è risultato essere il modello quadratico (ramo di parabola):

$$y = 0,129x + 0,002x^2 \quad (38)$$

con $R = 0,978$, $R^2 = 0,957$, $F(2,39) = 435,5$ e $p < 0,001$

Utilizzando questo nuovo algoritmo (38), risulta che la *concentrazione massima tollerabile di H_2S di $42,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$* corrisponde ad una conducibilità di $8,95 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1} \cdot \text{mL} \cdot \text{mg}^{-1}$ ovvero ancora *danno alto*.

Le indicazioni che derivano da quanto sopra riportato non coincidono con quanto concluso relativamente alla concentrazione massima tollerabile di H_2S di $42,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ poiché se tale valore può essere considerato accettabile, con tutti i limiti derivanti dalla poca letteratura internazionale presente, per la conservazione delle specie vegetali, per i mammiferi, per gli uccelli e alcuni insetti, non sembra esserlo per organismi considerati degli indicatori precoci, per i quali, applicando il suddetto modello quadratico, la concentrazione massima media tollerabile di H_2S , e per un'esposizione di 4 mesi, corrispondente a nessun danno o nessun impatto dovrebbe trovare nel valore di $< 12 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ il valore guida a cui tendere per una totale conservazione del patrimonio naturale più sensibile. È evidente che il modello che emerge dai dati debba avere ulteriori verifiche sperimentali.

Per quanto riguarda una possibile concomitanza del boro (B) e del Hg, correlando i dati relativi alla concentrazione di B e Hg con i valori di conducibilità non si è ottenuta nessuna correlazione significativa come mostrato, rispettivamente, in figura 16A e 16B.

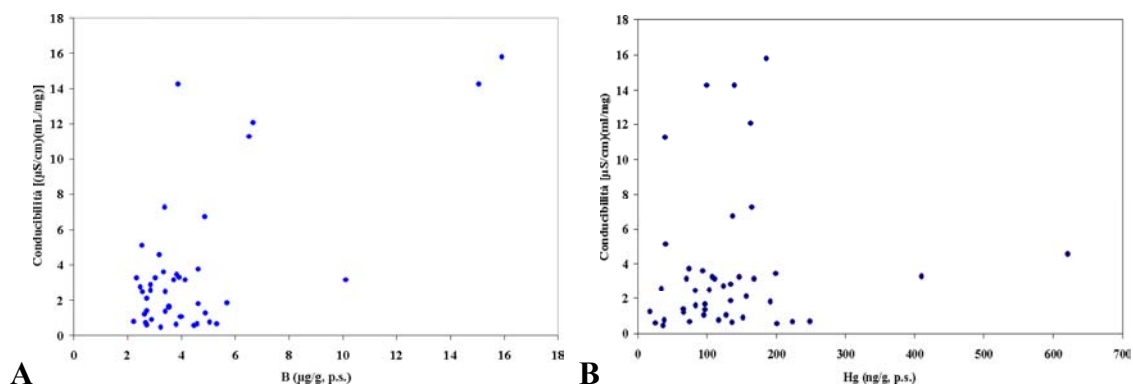


Fig. 16. Correlazione tra concentrazione di B (A), Hg (B) e conducibilità.

Dai dati ottenuti si ricava che l'effetto negativo di PC-4, PC-5 e PC-3 è contenuto all'interno di un'area di circa 6 km² nel cui interno si ritrova Piancastagnaio.

2.2.2. Clorofilla a e caroteoidi.

La stima degli effetti dell'inquinamento atmosferico sui licheni può essere effettuata anche attraverso la determinazione dell'integrità dei pigmenti fotosintetici del fotobionte (e.g. clorofilla *a*, clorofilla *b* e carotenoidi totali); la clorofilla, infatti, quando è esposta a stress ambientali come deposizioni acide e metalli pesanti, è degradata a feofitina, dunque cambiamenti nel contenuto di clorofilla possono essere utilizzati per stimare cambiamenti nella qualità dell'aria (Ronen & Galun, 1984). Ad esempio, Boonpragob & Nash (1991) hanno riportato un significativo decremento di clorofilla e di fotosintesi netta in campioni di *Ramalina menziesii* esposti in un'area inquinata di Los Angeles mentre Riga-Karandinos & Karandinos (1998) hanno registrato una degradazione sostanziale della clorofilla *a* feofitina in campioni di *Anaptychia ciliaris*, *Lobaria pulmonaria* e *Ramalina farinacea* raccolti in prossimità di una centrale a carbone nella Grecia meridionale. Zambrano & Nash (1999), conducendo un esperimento di trapianto effettuato nell'area protetta del Deserto de Los Leones (Città del Messico), hanno ipotizzato che la degradazione della clorofilla e la diminuzione del tasso fotosintetico misurati nei talli di *Usnea ceratina* e *Everniastrum neocirrhatum* fossero imputabili alle concentrazioni atmosferiche di ozono (O₃). Chettri *et al.* (1998) hanno evidenziato come il Cu sia responsabile del ridotto contenuto di clorofilla nei licheni che crescono intorno alle aree minerarie con suolo ricco in Cu, Zn e Pb. Un contenuto di Cu fino a 1.600 µg · g⁻¹ non ha effetti sulla quantità di clorofilla contenuta nel lichene epigeo *Cladonia rangiformis*, mentre già a concentrazioni di Cu superiori, a 175 µg · g⁻¹, è stata registrata una diminuzione della clorofilla in *Cladonia convoluta*. Garty *et al.* (1992) riportano che anche bassi valori di *pH* sono responsabili per la degradazione della clorofilla così come della diminuzione dell'efficienza fotosintetica dei licheni.

In tabella 11 sono riportati i dati sintetici ottenuti per la concentrazione di clorofilla *a* e dei carotenoidi nei licheni trapiantati.

Tab. 11. Media (\pm D.S., $n=46$) della concentrazione della clorofilla *a* e dei carotenoidi nei licheni trapiantati.

	Clorofilla <i>a</i> $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, p.s.	Carotenoidi $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, p.s.
Media	1,17 \pm 0,29	0,22
Min.	0,23	0,12
Max.	2,56	0,52

Come si può osservare dalle figure 17 e 18, dove è riportata l'elaborazione cartografica dei dati ottenuti, per clorofilla *a* e carotenoidi vale lo stesso assunto fatto per la conducibilità; infatti, i valori minimi della clorofilla e i massimi per i carotenoidi (maggior danno) sono nelle immediate vicinanze delle centrali geotermiche, e anche in questo caso questo vale solo per PC-4, PC-5 e PC-2. La discussione fatta per la conducibilità vale anche per quanto ritrovato per la clorofilla *a* e i carotenoidi come è evidente sia dalle figure 17 e 18 che dalla figura 19 relativa alle correlazioni tra concentrazioni di clorofilla *a* e carotenoidi *vs.* concentrazione di H_2S .

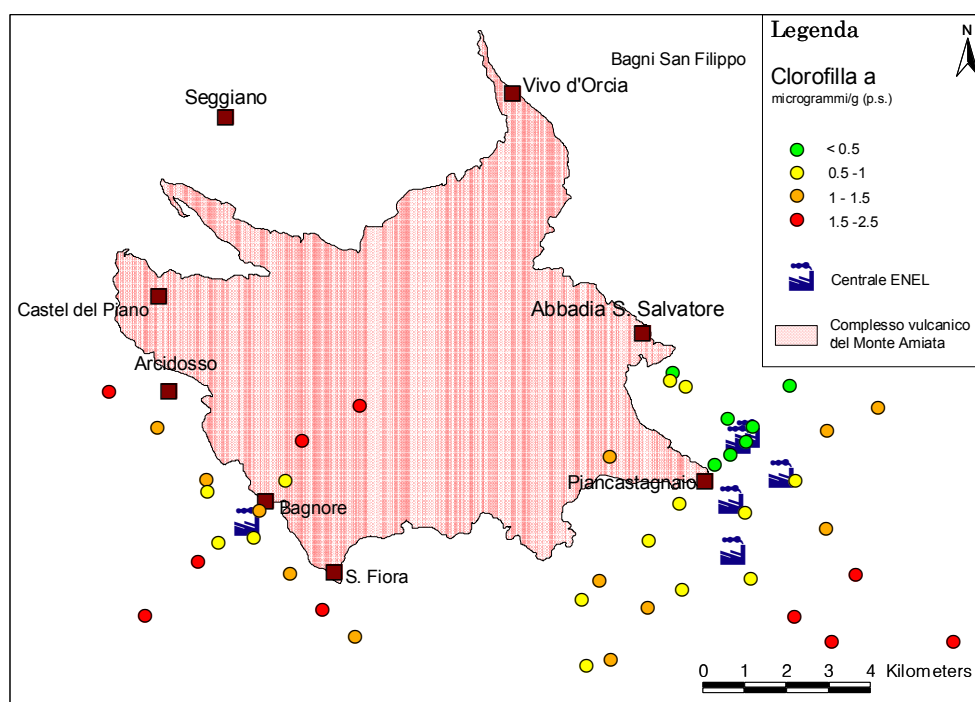


Fig. 17. Distribuzione dei valori di clorofilla *a* nei talli nell'area di studio.

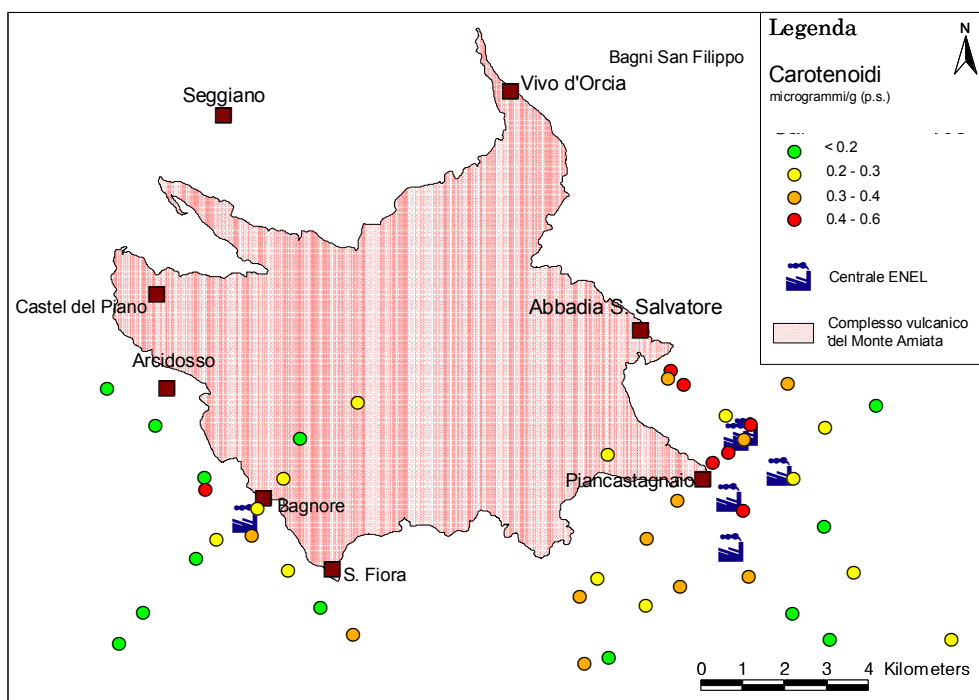


Fig. 18. Distribuzione dei valori dei carotenoidi.

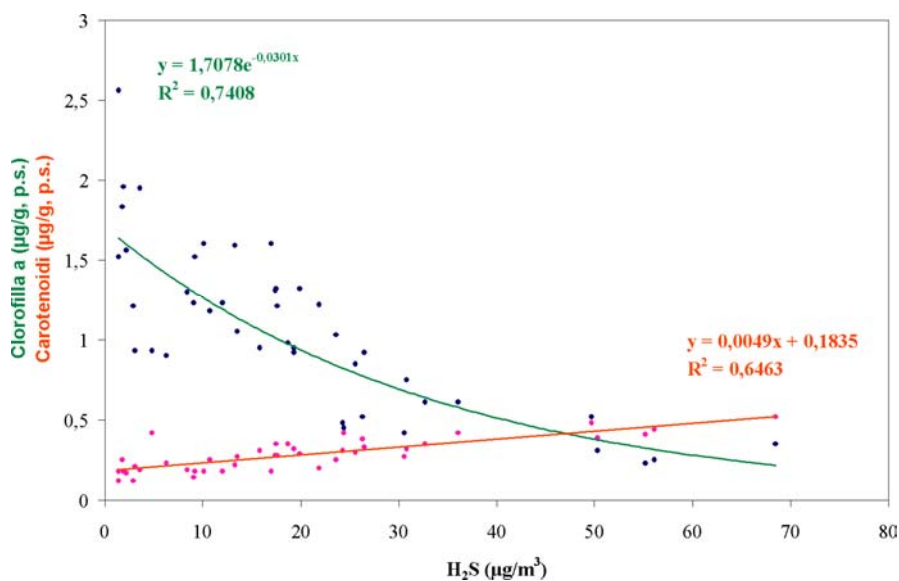


Fig. 19. Correlazione tra concentrazione di H_2S e concentrazione di clorofilla a e carotenoidi.

Osservando le correlazioni riportate in figura 19 è chiaro come la concentrazione di clorofilla cali esponenzialmente all'aumentare della concentrazione di H_2S mentre la concentrazione dei carotenoidi aumenti linearmente e come questo coincida con la diminuzione della clorofilla a (Fig. 20), dato che il ruolo del *pool* carotenoidi è anche di agente anti-ossidante e non solo di foto-protettore.

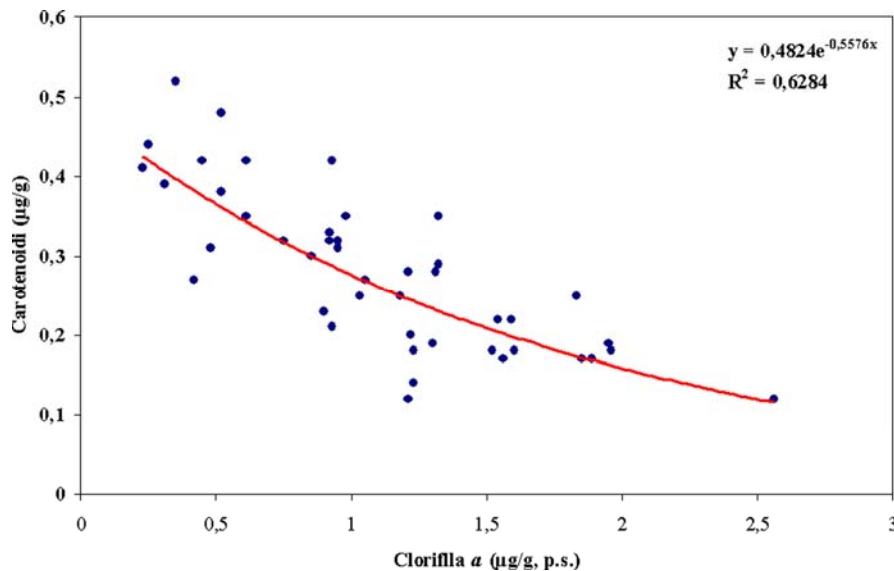


Fig. 20. Correlazione tra la concentrazione di clorofilla *a* e la concentrazione di carotenoidi.

Quanto ritrovato per clorofilla *a* e carotenoidi non fa altro che confermare quanto già detto per la conducibilità.

2.3. Licheni e geotermia

A conferma dell'influenza spaziale delle centrali geotermoelettriche è bene ricordare che i licheni, oltre ad essere utilizzati in trapianti, possono essere usati per stimare l'effetto degli inquinanti osservando cambiamenti a livello di comunità o popolazione. Il loro utilizzo è risultato essere un valido strumento anche in studi di aree geotermiche, sia in caso di attività naturale che legata allo sfruttamento da parte dell'uomo (Paoli & Loppi, 2008; Bargagli *et al.*, 2002, Bennett & Wetmore, 1999). Relativamente alle aree geotermiche, una prima indagine condotta nel 1992 nell'area di Travale-Radicondoli (Loppi *et al.*, 2002), ha messo in evidenza un gradiente di biodiversità lichenica con valori in aumento man mano che ci si allontanava dalle centrali, in un raggio di 500 m circa. Nel 1994, un lavoro effettuato nell'area di Piancastagnaio ha confermato in un'area di 500 m di raggio la zona con i più bassi valori di biodiversità lichenica. L'area geotermica del Monte Amiata, pur presentando una zonazione della vegetazione lichenica simile a quella della vicina area di Travale-Radicondoli, mostrava, nel 1998, rispetto a questa una frequenza maggiore di bassi valori di IAP (*Index of Air Purity*) indicando una qualità dell'aria leggermente peggiore (Loppi & Nascimbene, 1998). Nel 1999, Larderello presentava, rispetto alle altre due aree di studio, la situazione migliore, con il più alto numero di stazioni di campionamento classificate come naturali o semi-naturali, ma una comunità lichenica comunque impoverita (Loppi *et al.*, 2002b). Nel 2000, è stato ripetuto l'esame dell'area di Travale-Radicondoli, per valutare eventuali differenze rispetto all'anno

1992. In generale la qualità ambientale è risultata migliore, come testimoniato dalla scomparsa di alcune aree di *deserto lichenico*. L'andamento complessivo degli studi condotti in aree geotermiche negli ultimi quindici anni mostra un incremento progressivo nella diversità lichenica man mano che ci si allontana dagli impianti per lo sfruttamento dell'energia e individua nella zona entro i 500 m di raggio dalle centrali l'area di maggiore impatto per la ricaduta degli inquinanti. Inoltre, l'accordo tra la zonazione osservata nella vegetazione lichenica e la direzione dei venti principali, fa attribuire a questi ultimi il trasporto di contaminanti responsabili del declino del numero di specie (Loppi & Nascimbene, 1998). Gli inquinanti comunemente associati a questo tipo di attività sono H_2S , As , B , Hg e Sb , sebbene non sia chiaro se l'impovertimento della flora lichenica sia dovuto ad alcuni di questi in particolare o al loro effetto sinergico. Loppi (1996), tuttavia indica l' H_2S come l'inquinante gassoso più tossico tra quelli presenti ad alta concentrazione intorno all'attività geotermica. Oltre a quanto sopra riportato, i risultati tratti dal rapporto ARPAT (2003) relativo al monitoraggio dell'aree geotermiche – attività 2001-2003 asseriscono che relativamente all'area geotermica di Piancastagnaio, da un confronto tra i dati del 2003 con i dati pregressi di biodiversità lichenica del 1994, si può osservare come si sia mantenuta una diffusa condizione di alterazione ambientale; tuttavia da questo punto di vista non è stato evidenziato un peggioramento in seguito alla costruzione della nuova centrale PC-5, mentre si nota un lieve miglioramento nelle adiacenze della centrale Bellavista. Relativamente invece all'area geotermica di Bagnore, l'osservazione della biodiversità lichenica evidenzia una ristretta area di semi-alterazione situata a 200-250 metri in direzione NW rispetto alla centrale: tale area si estende fino a 600 m dalla centrale sempre in direzione NW. In sintesi, l'utilizzo della biodiversità lichenica per la valutazione della qualità ambientale nelle aree geotermiche amiatine di Piancastagnaio e di Bagnore, ha evidenziato che a Piancastagnaio la situazione è rimasta sostanzialmente invariata rispetto al 1994 e che a Bagnore le condizioni sono decisamente migliorate. Questo fatto può essere dovuto ad una serie di fattori, tra cui un ruolo non secondario viene certamente giocato dal numero di centrali attualmente in funzione in ciascuna area: 4 a Piancastagnaio e 1 a Bagnore. Inoltre il ruolo dell'impianto per l'abbattimento delle emissioni installato alla centrale di Bagnore è certamente non trascurabile, in quanto in questo caso il fenomeno di alterazione si estende proprio nella direzione opposta a quella in cui si trova tale impianto. Da tutto questo emerge l'importante ruolo dei venti dominanti ovvero SW e NE.

2.4. Elementi in traccia

In tabella 12 è riportata una sintesi dei dati relativi all'analisi degli elementi in traccia relativi ai trapianti lichenici effettuati sui transetti. In questo caso i valori non sono stati corretti per la

concentrazione iniziale come fatto invece per il *Hg*. I valori medi ottenuti, se confrontati con quelli relativi al controllo non sembrano differire significativamente se non per boro e zolfo, e per lievi incrementi relativamente alle aree termale, geotermiche e Bagnore. Se confrontati con i dati di letteratura (Di Lella *et al.*, 2005; Loppi *et al.*, 1998; Godinho *et al.*, 2008) possono collocarsi a cavallo dei valori ritrovati per aree urbanizzate e aree incontaminate.

Tab. 12. Concentrazioni ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$) degli elementi in traccia nei trapianti lichenici.

Arsenico	intervallo	media	Mediana
Licheni controllo (n=3)	0.25-0.27	0.25	0.25
Aree non geotermiche (n = 3)	0.25-0.36	0.31	0.34
Aree termale BSF (n=4)	0.28-0.43	0.37	0.39
Aree geotermiche (n=42)	0.22-0.66	0.34	0.33
Area Bagnore (n=16)	0.28-0.50	0.37	0.35
Area Piancastagnaio (n=26)	0.22-0.66	0.32	0.30
Antimonio	intervallo	media	Mediana
Licheni controllo (n=3)	0.12-0.12	0.12	0.12
Aree non geotermiche (n = 3)	0.11-0.21	0.17	0.20
Aree termale BSF (n=4)	0.14-0.25	0.20	0.20
Aree geotermiche (n=42)	0.09-0.56	0.17	0.15
Area Bagnore (n=16)	0.12-0.24	0.17	0.17
Area Piancastagnaio (n=26)	0.09-0.56	0.16	0.13
Boro	intervallo	media	Mediana
Licheni controllo (n=3)	3.06-3.38	3.22	3.20
Aree non geotermiche (n = 3)	2.74-5.32	4.37	5.05
Aree termale BSF (n=4)	2.62-5.83	4.10	3.97
Aree geotermiche (n=42)	2.24-15.90	4.46	3.63
Area Bagnore (n=16)	2.24-4.60	3.19	2.87
Area Piancastagnaio (n=26)	2.33-15.90	5.24	3.96
Zolfo	intervallo	media	Mediana
Licheni controllo (n=3)	564-605	584	584
Aree non geotermiche (n = 3)	714-866	788	782
Aree termale BSF (n=4)	598-1028	838	864
Aree geotermiche (n=42)	604-1080	817	813
Area Bagnore (n=16)	658-954	793	7745
Area Piancastagnaio (n=26)	604-1080	832	824
Cromo	intervallo	media	Mediana
Licheni controllo (n=3)	1.34-1.43	1.39	1.40
Aree non geotermiche (n = 3)	1.53-2.57	2.01	1.93
Aree termale BSF (n=4)	1.69-2.83	2.46	2.66
Aree geotermiche (n=42)	1.11-7.71	2.23	2.14
Area Bagnore (n=16)	1.72-3.11	2.37	2.39
Area Piancastagnaio (n=26)	1.11-7.71	2.14	1.81
Cobalto	intervallo	media	Mediana
Licheni controllo (n=3)	0.20-0.21	0.21	0.21
Aree non geotermiche (n = 3)	0.22-0.38	0.30	0.30
Aree termale BSF (n=4)	0.27-0.36	0.33	0.34
Aree geotermiche (n=42)	0.18-0.46	0.33	0.33
Area Bagnore (n=16)	0.27-0.46	0.36	0.36
Area Piancastagnaio (n=26)	0.18-0.43	0.31	0.30

Nickel	intervallo	media	Mediana
Licheni controllo (n=3)	1.49-1.89	1.68	1.66
Aree non geotermiche (n = 3)	1.71-3.09	2.45	2.54
Aree termale BSF (n=4)	2.19-3.86	3.00	2.97
Aree geotermiche (n=42)	1.39-5.56	2.21	1.98
Area Bagnore (n=16)	1.69-5.56	2.53	2.32
Area Piancastagnaio (n=26)	1.39-4.43	2.01	1.77
Rame	intervallo	media	Mediana
Licheni controllo (n=3)	3.39-3.67	3.49	3.42
Aree non geotermiche (n = 3)	4.37-4.87	4.69	4.82
Aree termale BSF (n=4)	4.82-8.31	5.78	4.99
Aree geotermiche (n=42)	2.98-5.91	4.02	3.94
Area Bagnore (n=16)	3.33-5.91	4.33	4.33
Area Piancastagnaio (n=26)	2.98-4.70	3.82	3.78
Zinco	intervallo	media	mediana
Licheni controllo (n=3)	16.68-17.53	17.12	17.16
Aree non geotermiche (n = 3)	14.92-20.31	18.39	19.93
Aree termale BSF (n=4)	17.63-48.85	28.08	22.91
Aree geotermiche (n=42)	13.76-32.73	21.03	20.97
Area Bagnore (n=16)	16.07-32.73	22.74	21.68
Area Piancastagnaio (n=26)	13.76-29.07	19.98	19.90
Cadmio	intervallo	media	mediana
Licheni controllo (n=3)	0.07-0.08	0.08	0.08
Aree non geotermiche (n = 3)	0.08-0.09	0.09	0.09
Aree termale BSF (n=4)	0.07-0.14	0.10	0.09
Aree geotermiche (n=42)	0.07-0.20	0.10	0.10
Area Bagnore (n=16)	0.09-0.20	0.11	0.11
Area Piancastagnaio (n=26)	0.07-0.14	0.09	0.09
Tallio	intervallo	media	mediana
Licheni controllo (n=3)	0.02-0.02	0.02	0.02
Aree non geotermiche (n = 3)	0.02-0.03	0.02	0.02
Aree termale BSF (n=4)	0.02-0.04	0.03	0.03
Aree geotermiche (n=42)	0.02-0.08	0.03	0.03
Area Bagnore (n=16)	0.02-0.04	0.03	0.03
Area Piancastagnaio (n=26)	0.02-0.08	0.03	0.02
Piombo	intervallo	media	mediana
Licheni controllo (n=3)	2.65-2.99	2.80	2.76
Aree non geotermiche (n = 3)	2.52-3.29	3.00	3.19
Aree termale BSF (n=4)	2.97-4.52	3.96	4.17
Aree geotermiche (n=42)	2.67-9.12	4.29	4.05
Area Bagnore (n=16)	3.46-5.76	4.58	4.71
Area Piancastagnaio (n=26)	2.67-9.12	4.11	3.80
Uranio	intervallo	media	mediana
Licheni controllo (n=3)	0.05-0.06	0.05	0.05
Aree non geotermiche (n = 3)	0.05-0.09	0.07	0.07
Aree termale BSF (n=4)	0.05-0.09	0.07	0.07
Aree geotermiche (n=42)	0.04-0.11	0.07	0.07
Area Bagnore (n=16)	0.07-0.11	0.08	0.07
Area Piancastagnaio (n=26)	0.04-0.09	0.06	0.06

Relativamente agli elementi in traccia legati strettamente alla geotermia nelle figure 21-24 sono riportate le elaborazioni cartografiche relative a *B*, *As*, *Sb* e *S*.

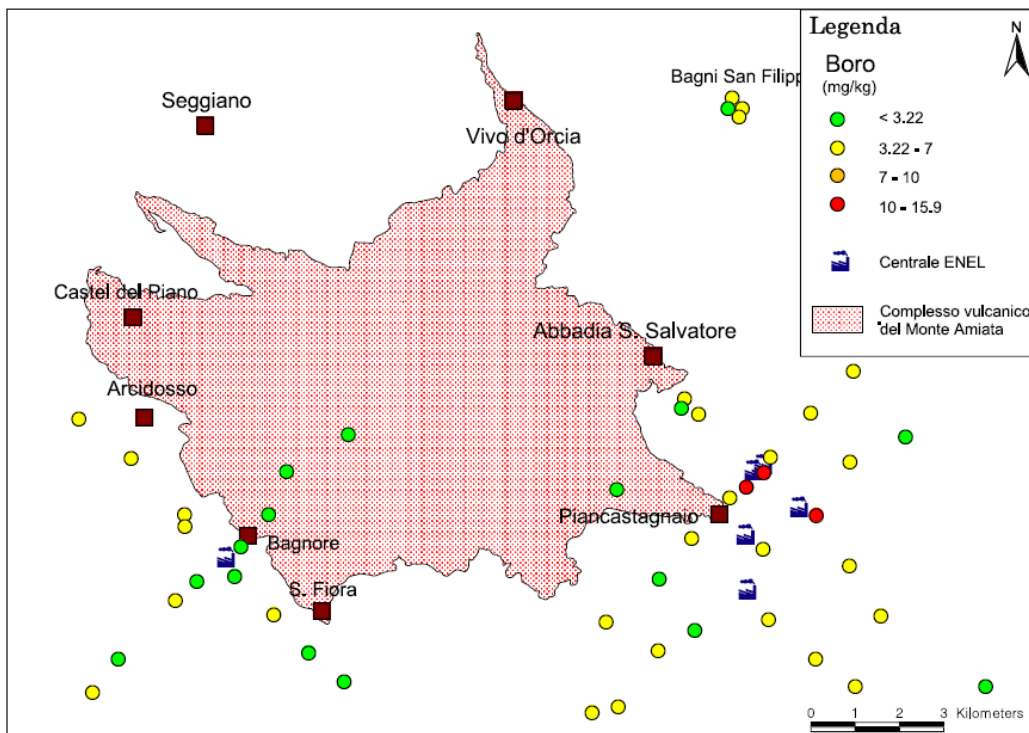


Fig. 21. Distribuzione dei valori di *B*.

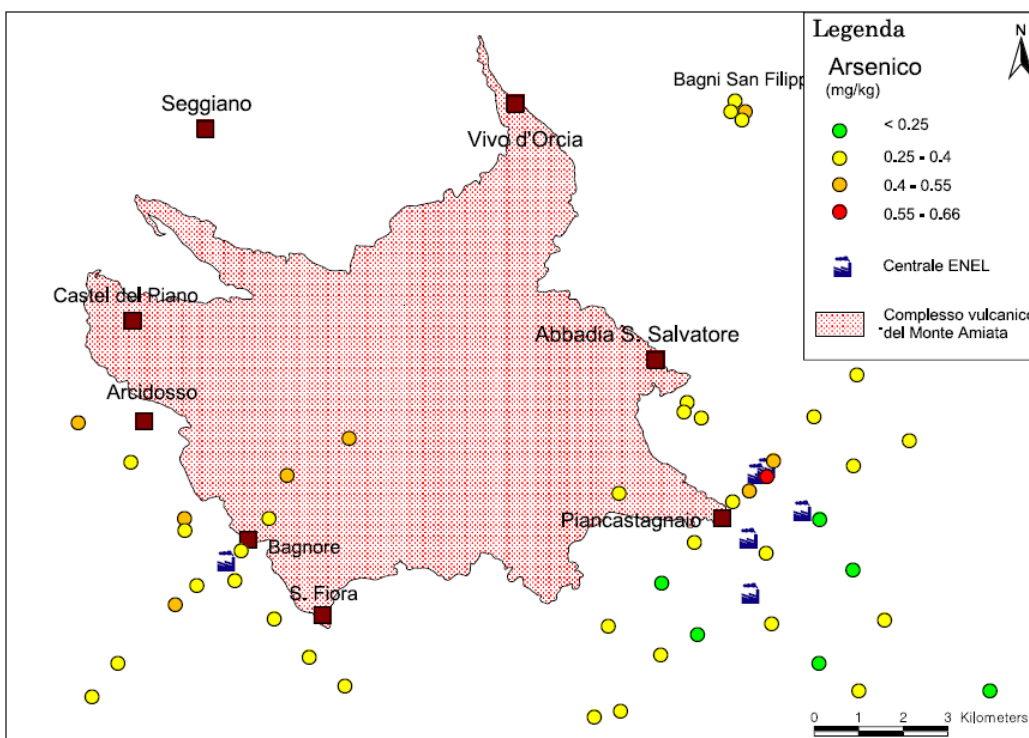


Fig. 22. Distribuzione dei valori di *As*.

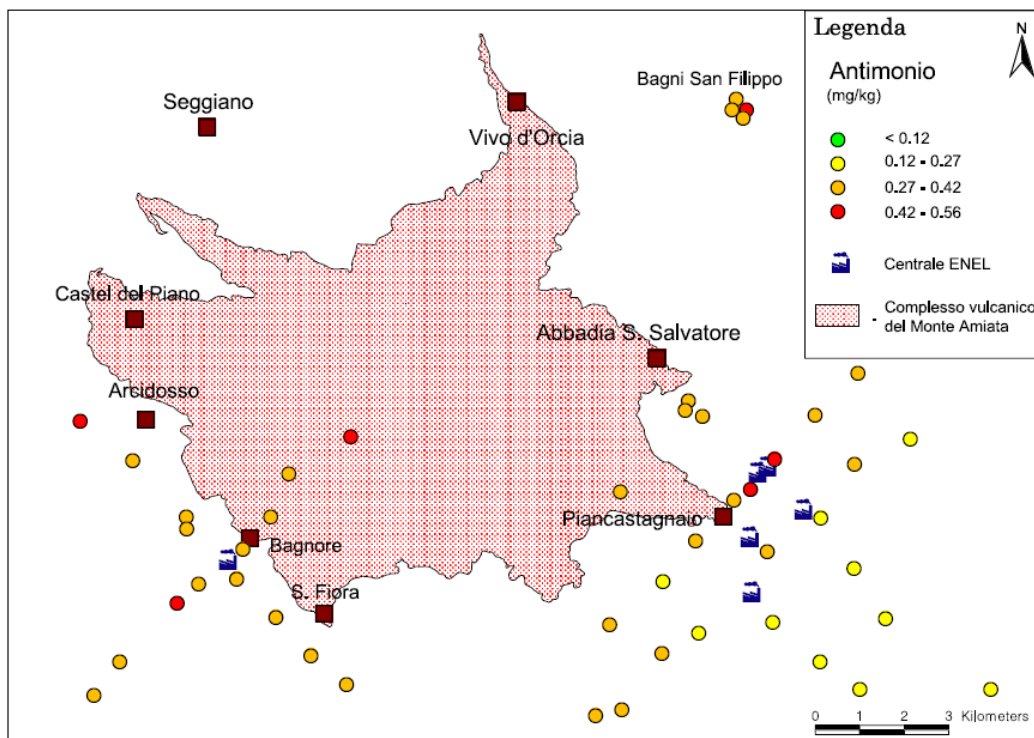


Fig. 23. Distribuzione dei valori di *Sb*.

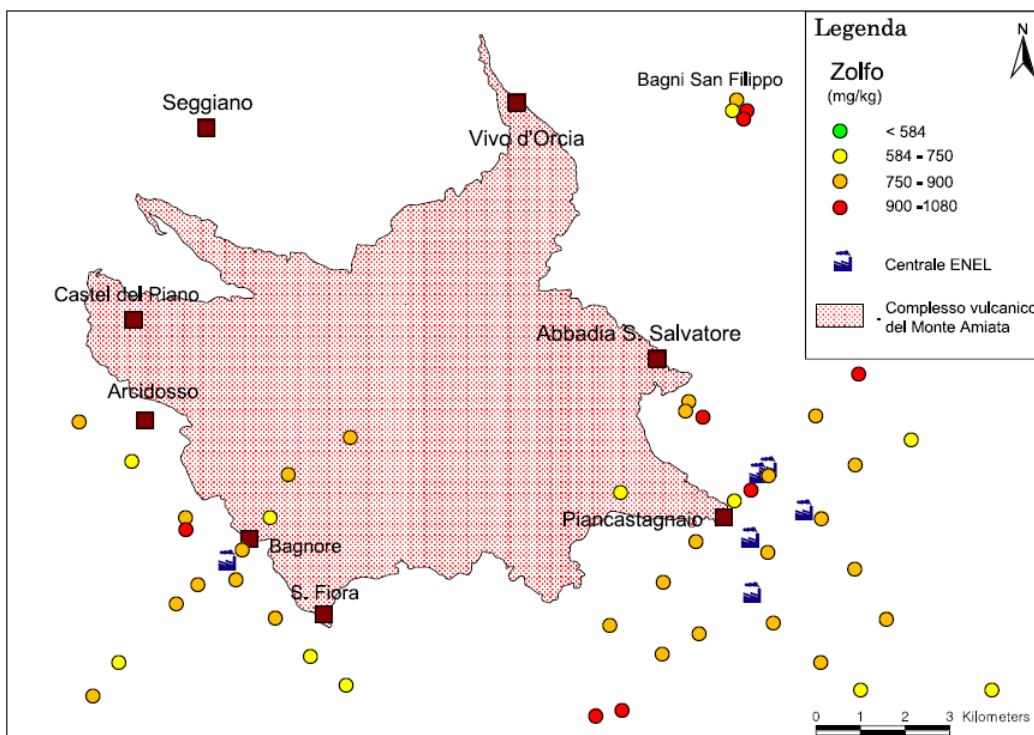


Fig. 24. Distribuzione dei valori di *S*.

Per tutti e quattro gli elementi è evidente come le maggiori concentrazioni siano in prossimità delle centrali (250-500 m) dell'area geotermica di Piancastagnaio e come si distribuiscono secondo i venti dominanti. A parte il *B*, anche l'Area Termale di Bagni S. Filippo presenta concentrazioni paragonabili a quelle dell'area geotermica suddetta.

3. ELABORAZIONE STATISTICA

Sui dati analizzati dei transetti sono stati creati dei *bubble plot* per dati spaziali (Figg. 24-40). In leggenda sono riportati il valore minimo e massimo ed il 25°, 50°, 75° percentile. La rappresentazione pur essendo meramente descrittiva, perché è volta a rappresentare la *distribuzione spaziale* dei parametri studiati, conferma perfettamente quanto precedentemente discusso.

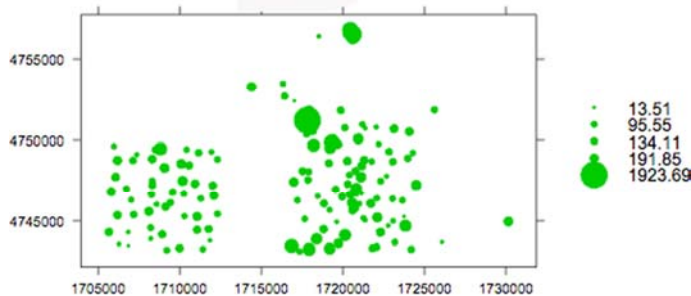


Fig. 24. *Bubble plot*: distribuzione spaziale delle concentrazioni di Hg.

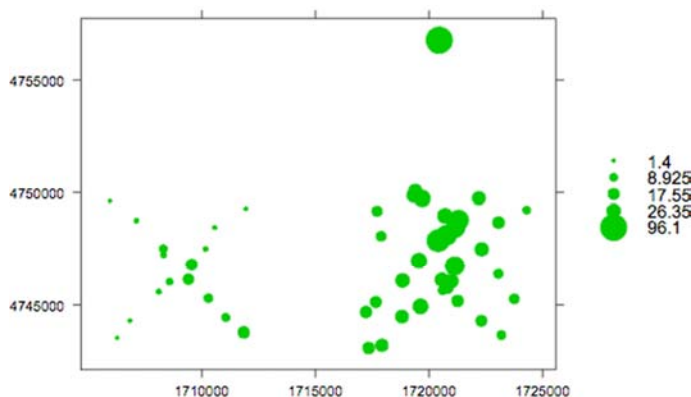


Fig. 25. *Bubble plot*: distribuzione spaziale delle concentrazioni di H₂S.

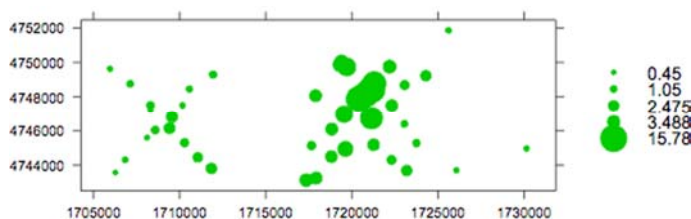


Fig. 26. *Bubble plot*: distribuzione spaziale delle concentrazioni della conducibilità.

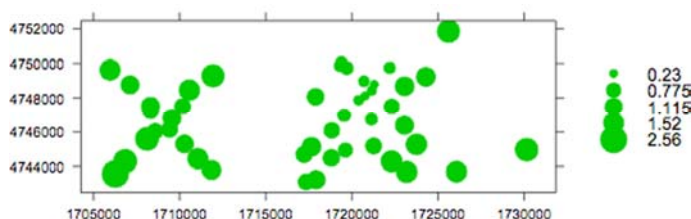


Fig. 27. *Bubble plot*: distribuzione spaziale delle concentrazioni della clorofilla a.

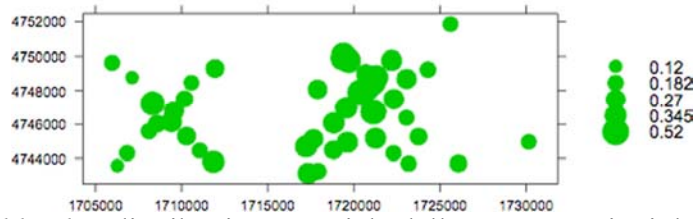


Fig. 28. *Bubble plot*: distribuzione spaziale delle concentrazioni dei carotenoidi.

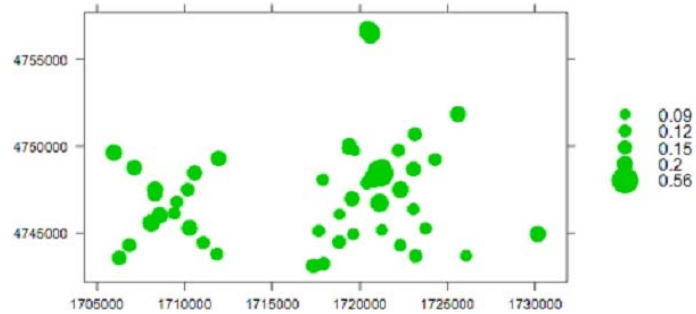


Fig. 29. *Bubble plot*: distribuzione spaziale delle concentrazioni di antimONIO.

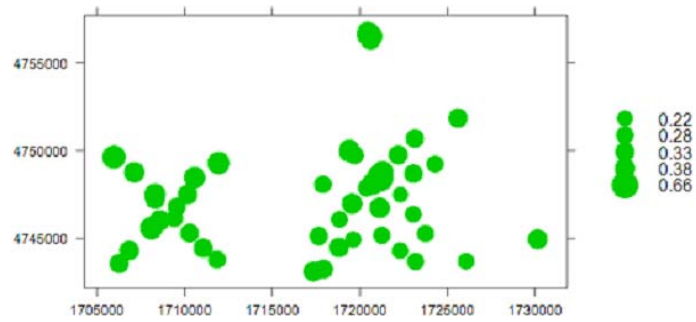


Fig. 30. *Bubble plot*: distribuzione spaziale delle concentrazioni di arsenico.

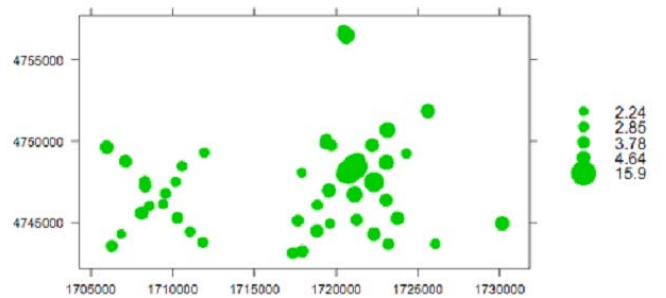


Fig. 31. *Bubble plot*: distribuzione spaziale delle concentrazioni di boro.

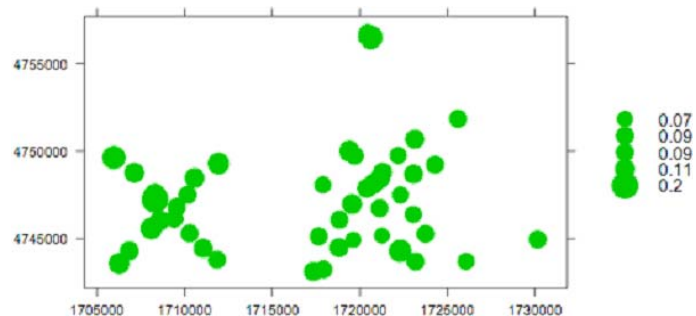


Fig. 32. *Bubble plot*: distribuzione spaziale delle concentrazioni di cadmio.

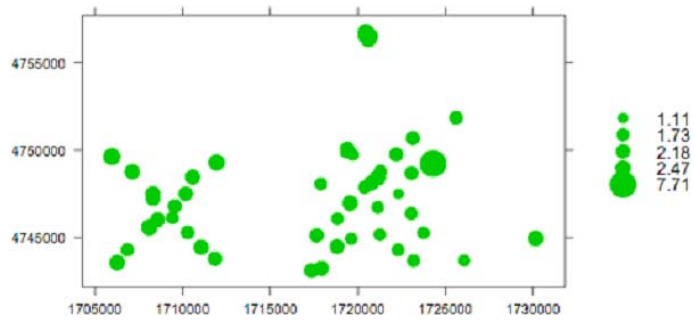


Fig. 33. *Bubble plot*: distribuzione spaziale delle concentrazioni di cromo.

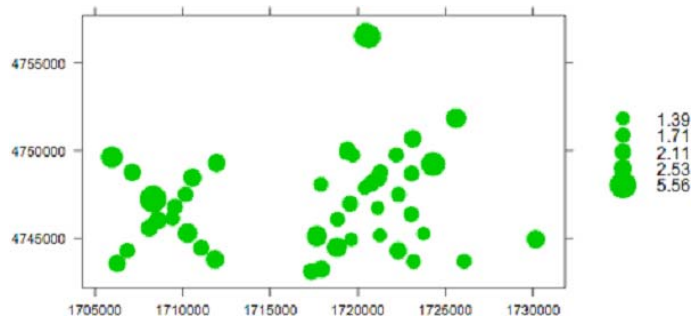


Fig. 34. *Bubble plot*: distribuzione spaziale delle concentrazioni di nichel.

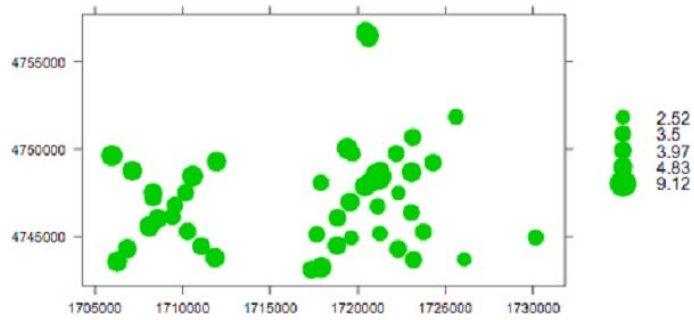


Fig. 35. *Bubble plot*: distribuzione spaziale delle concentrazioni di piombo.

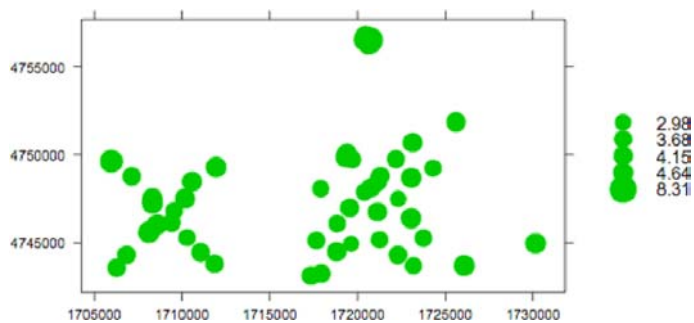


Fig. 36. *Bubble plot*: distribuzione spaziale delle concentrazioni di rame.

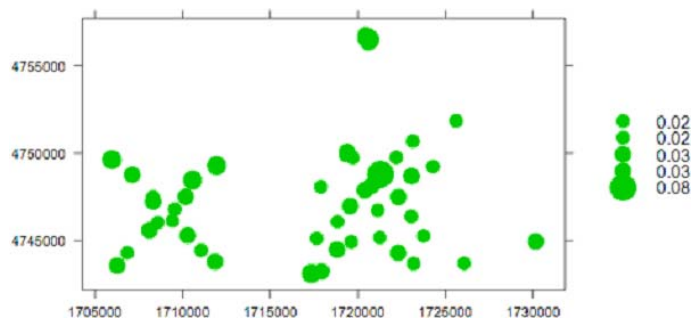


Fig. 37. *Bubble plot*: distribuzione spaziale delle concentrazioni di tallio.

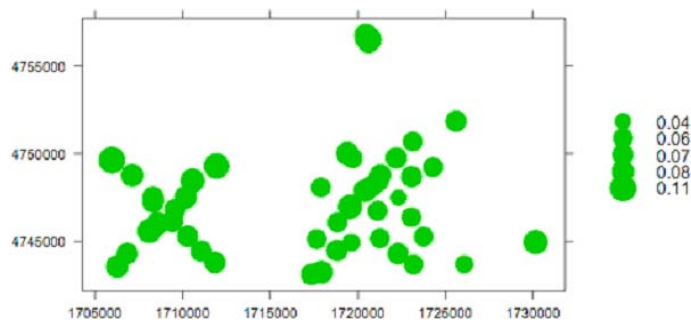


Fig. 38. *Bubble plot*: distribuzione spaziale delle concentrazioni di uranio.

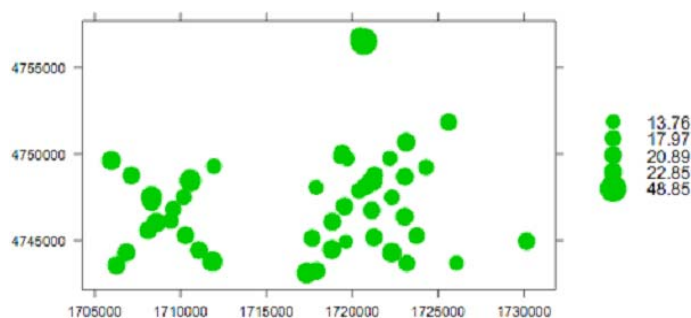


Fig. 39. *Bubble plot*: distribuzione spaziale delle concentrazioni di zinco.

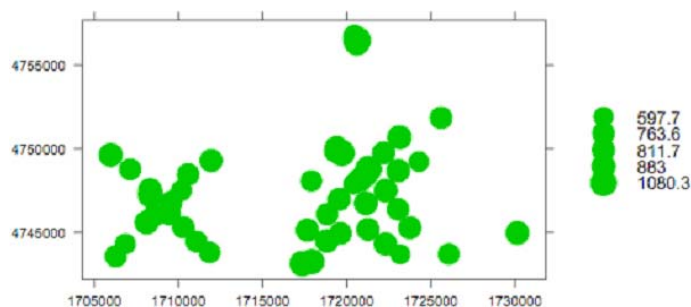


Fig. 40. *Bubble plot*: distribuzione spaziale delle concentrazioni di zolfo.

Sui dati esaminati, compresi gli altri elementi in traccia, è stata inoltre applicata la *hierarchical cluster analysis* allo scopo di evidenziare l'esistenza di raggruppamenti spaziali omogenei al loro interno ed eterogenei fra loro. La metrica utilizzata è il minimo del metodo E-distances (Szekely, 2000; Szekely & Rizzo, 2004 e 2005). Il dendrogramma corrispondente è stato rappresentato in figura 41. Il numero di *clusters* individuabili è stato determinato

applicando la regola del *Cut*. Tale regola consiste nel tagliare il dendrogramma con una linea orizzontale posta in corrispondenza della distanza più grande tra tutte le distanze riportate in ordinata esclusa la prima e l'ultima distanza determinate durante la fase di agglomerazione.

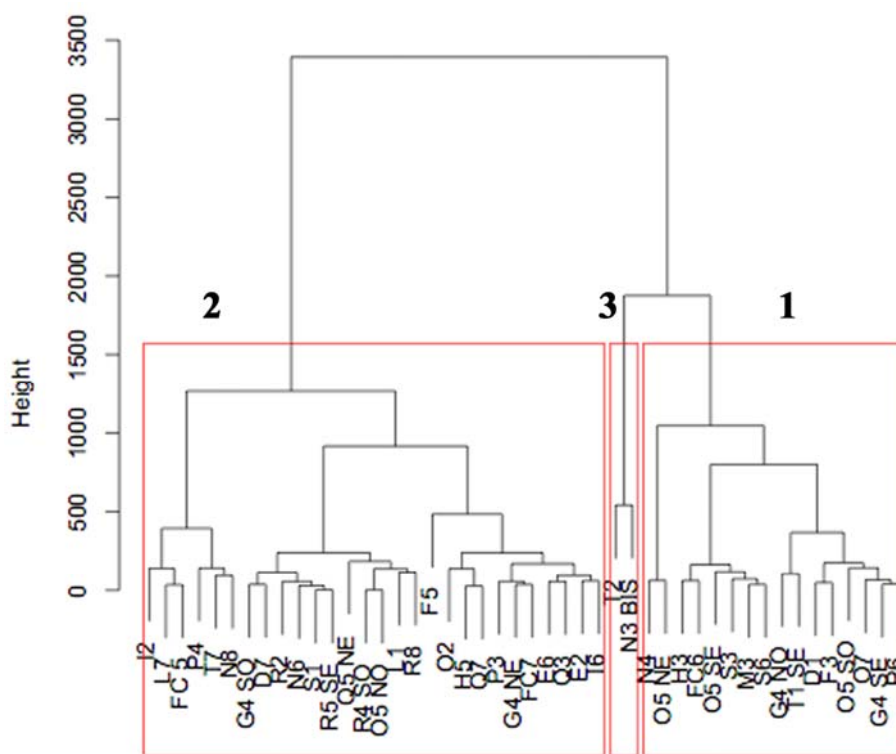


Fig. 41. Analisi dei *cluster* gerarchica: dendrogramma

Il dendrogramma e l'applicazione della regola del *cut* evidenziano l'esistenza di tre *cluster* distinti (1, 2, 3). In particolare, il *cluster* 3 è composto di due sole stazioni: N3 bis e T2. La *cluster analysis* è notoriamente un'analisi multivariata attraverso cui è possibile aggregare le unità sperimentali in gruppi omogenei. Tuttavia, da tale analisi non è possibile evincere il contributo che le variabili studiate hanno avuto nel corso della clusterizzazione. A tale scopo, è stata associata alla *cluster analysis* anche l'*analisi discriminante*. Tale analisi è stata applicata ai fattori dell'analisi delle componenti principali. I risultati ottenuti sono stati riassunti in figura 42.

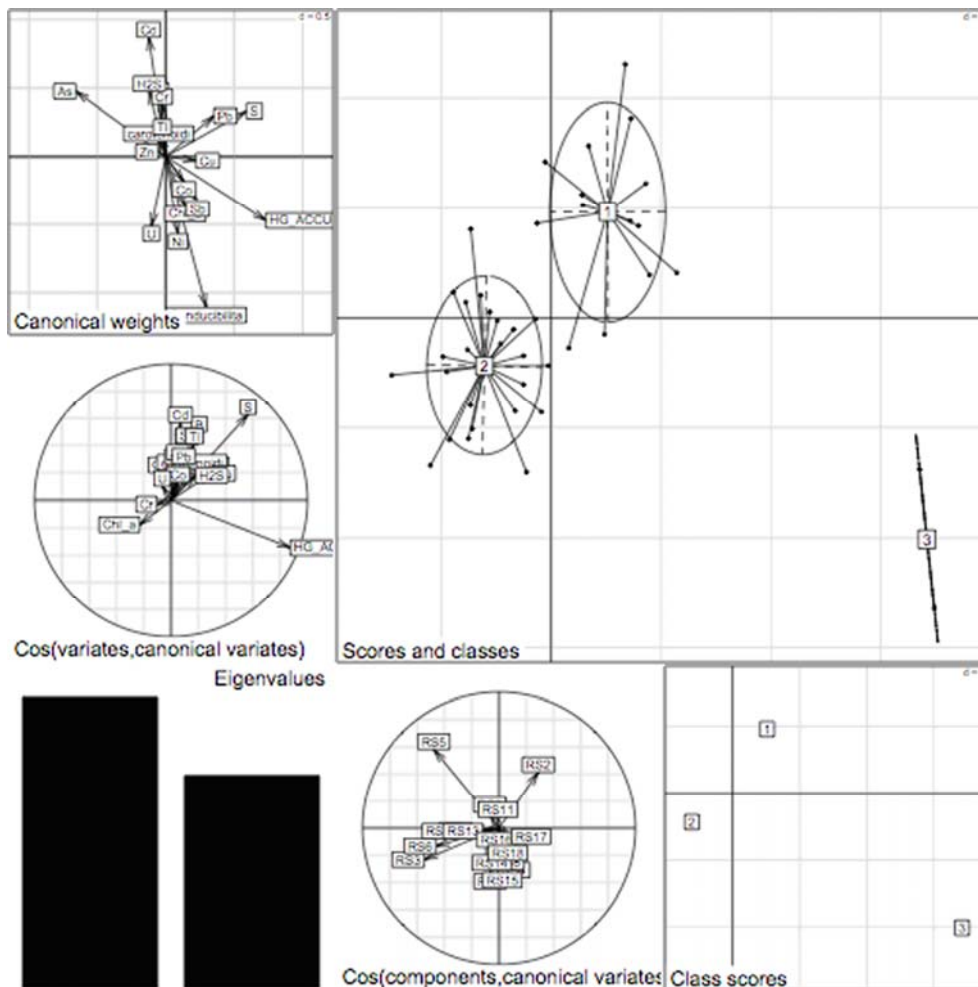


Fig. 42. Analisi discriminante. Grafico composito: plot dei pesi canonici (in alto a sinistra), rappresentazione della matrice di struttura: correlazioni fra le variabili discriminanti e le funzioni discriminanti (a sinistra in posizione centrale); istogramma degli autovalori (in basso a sinistra); cerchio di correlazione fra i fattori della PCA e le funzioni discriminanti (in basso in posizione centrale); grafico dei centroidi (in basso a destra), grafico dei punteggi canonici clusterizzati attraverso gli ellissoidi di confidenza (grafico principale).

Dall'analisi discriminante riportata in figura 42 si evince:

1. il *cluster 3* è caratterizzato da alte concentrazioni di *Hg*;
2. il *cluster 1* raggruppa stazioni che presentano alte concentrazioni, di *S*, *Cd*, *B*, *Tl*, *carotenoidi*, alti valori di conducibilità e *H₂S*;
3. il *cluster 2* è caratterizzato da alte concentrazioni di *clorofilla a* e *carotenoidi*.

L'analisi svolta è significativa: il test di montecarlo (test della somma degli autovalori dell'analisi discriminante: versione non parametrica del *Pillai's test*) applicato alla *discriminant analysis* è risultato significativo: *montecarlo test observation* = 0,085 *pvalue simulato* = 0,002, come si deduce dalla figura 43.

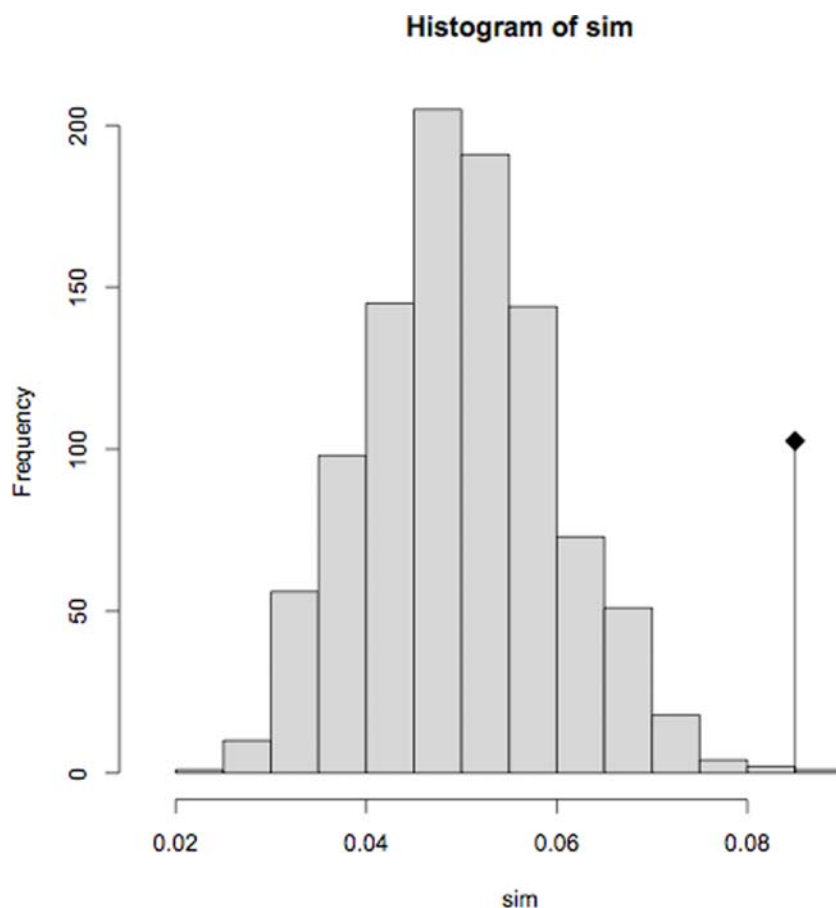


Fig. 43. Rappresentazione del test di Montecarlo svolto su 999 repliche.

4. CONCLUSIONI

Lo studio condotto non ha avuto solo lo scopo di ottenere un'istantanea della situazione amiatina, per un utile confronto con dati pregressi, ma soprattutto, nei limiti del tempo a disposizione, di entrare in possesso di informazioni la cui elaborazione individuasse eventuali correttivi per la gestione delle emissioni per la salvaguardia del patrimonio naturale dell'area. Relativamente al Hg^0 i risultati confermano come le emissioni delle centrali siano sicuramente responsabili, almeno in parte, della presenza di Hg^0 come vapore nell'area di studio, come la deposizione di Hg segua i venti dominanti SW e NE e come l'area d'influenza della centrale di Bagnore presenti tenori di Hg più contenuti rispetto all'area compresa tra Piancastagnaio ed Abbadia S. Salvatore. È, tuttavia, altrettanto evidente, come esistano altre sorgenti di assoluto rilievo da non trascurare, dove sono state ritrovate le massime concentrazioni; ci si riferisce cioè all'area minero-metallurgica dismessa di Abbadia S. Salvatore, al sito minerario di Aiuole ed ad un'altra area, non soggetta a coltivazione geotermica o mineraria, ovvero quella circostante Bagni San Filippo. I dati relativi ai livelli di Hg^0 , confermano come le concentrazioni di questo metallo in aria non siano pericolose per gli organismi viventi (Bacci *et al.*, 2000). Anche i livelli

degli elementi in traccia non destano preoccupazione per la salvaguardia dell'ambiente, anche se è auspicabile diminuire i fenomeni di *drifting*.

Per quanto riguarda l' H_2S , invece, nonostante non sia mai stato superato il valore di $150 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, indicato dall'OMS (WHO, 1987) come concentrazione media giornaliera per la prevenzione dei rischi della salute *umana*, e nonostante il valore di concentrazione massima tollerabile ricavato di $42,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ sia stato superato solo nelle immediate vicinanze delle centrali PC-2, PC-4, PC-5 e in una stazione presso Bagni di S. Filippo, pur tuttavia i parametri ecofisiologici ricavati dai trapianti lichenici indicano come la suddetta concentrazione massima tollerabile, se può essere considerata accettabile, con tutti i limiti derivanti dalla scarsa letteratura internazionale disponibile, per la conservazione delle specie vegetali, per i mammiferi, per gli uccelli e alcuni insetti, non sembra esserlo per organismi molto sensibili alla contaminazione e, per questo, considerati degli indicatori precoci, ovvero le comunità licheniche. Quanto discusso, infatti, indica come la concentrazione media massima tollerabile di H_2S , ragionevolmente corrispondente a nessun danno o nessun impatto, dovrebbe essere $< 12 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, concentrazione mai superata, in questo studio, esclusivamente nella area soggetta alle emissioni della centrale di Bagnore-3, salvo che in prossimità (250-500 m) di essa e comunque con valori al di sotto di $20,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. E' così un dato certo che il sistema di abbattimento AMIS contribuisce molto alla mitigazione delle emissioni. *È importante sottolineare ancora una volta che, pur necessitando il modello di ulteriori verifiche sperimentali, la concentrazione massima media tollerabile di H_2S , e per un'esposizione di 4 mesi, corrispondente a nessun danno o nessun impatto dovrebbe trovare nel valore di $< 12 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ il valore guida a cui tendere per una totale conservazione del patrimonio naturale più sensibile. Ovviamente nel tendere al raggiungimento di questo valore occorrerà tener conto che si è in presenza di un fondo naturale (da determinare) che è innalzato dall'esistenza di sorgenti naturali (e.g., Bagni San Filippo).*

Sarà, dunque, possibile raggiungere quanto sopra detto solo:

1. *evitando accuratamente fuoriuscite del fluido geotermico accidentali o durante la manutenzione degli impianti;*
2. *mantenendo nel tempo l'efficienza dei sistemi di abbattimento AMIS;*
3. *chiudendo la centrale PC-2, a scarico diretto, poiché non dotata di AMIS e capace di mascherare, come visto precedentemente, l'effetto abbattente dell'AMIS di cui è dotata la centrale di PC-3.*

Così agendo, verrebbero ulteriormente abbassati anche i livelli di Hg^0 e si eviterebbe il rischio relativo alla SO_2 precedentemente discusso.

BIBLIOGRAFIA

- ARPAT, 2003. *Monitoraggio aree geotermiche – Attività 2001-2003*. <http://www.arpat.toscana.it>
- ARPAT, 2007. *Monitoraggio delle aree geotermiche – Rapporto finale anno 2006*. ARPAT, Direzione Generale, Dipartimento Provinciale ARPAT di Siena.
- ATSDR, 1999. *Toxicological profile for mercury*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S.A.
- AXTMANN R.C., 1975. Environmental impact of a geothermal power plant. *Science*, 187: 795-803.
- BACCI E., GAGGI C., DUCCINI M., BARGAGLI R., RENZONI A., 1994. Mapping mercury vapours in an abandoned cinnabar mining area with azalea (*Azalea indica*) leaf trapping. *Chemosphere*, 29: 641-656.
- BACCI E., 1998. *Energia Geotermica. Impieghi, implicazioni ambientali, minimizzazione d'impatto*. ARPAT-CEDIF, Firenze.
- BACCI E., GAGGI C., LANZILLOTTI E., FERROZZI S., 1998. *Studio per l'individuazione dei residui di mercurio in forme mobili e della presenza di altri elementi in traccia di interesse tossicologico ai fini della predisposizione di un progetto di bonifica dell'area di pertinenza della ex miniera di mercurio di Abbadia San Salvatore (SI), Proprietà ENI S.P.A. - Divisione AGIP: relazione finale*. Per conto della Società Mining Italiana S.p.A. (Gruppo ENI), Roma, 161 pp..
- BACCI E., VIGHI M., 1998. Tossicologia classica, ambientale ed ecotossicologia: metodi, strategie, obiettivi. In: Vighi M. e E. Bacci (Ed.i) *Ecotossicologia*. UTET, Milano (Italia).
- BACCI E., GAGGI C., LANZILLOTTI E., FERROZZI S., VALLI L., 2000. Geothermal power plants at Mt. Amiata (Tuscany – Italy): mercury and hydrogen sulphide deposition revealed by vegetation. *Chemosphere*, 40: 907-911.
- BARGAGLI R., 1993. Plant leaves and lichens as biomonitors of natural or anthropogenic emissions of mercury. In: Markert B. (Ed.) *Plants as biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environments*. VCH, Weinheim (D).
- BARBARO A., FEOLA P., 1994. Mappaggio bilogico dei corsi d'acqua in aree geotermiche. In: Loppi S., Sorbi S. (ed.i) *Convegno Geotermia in Toscana: Ambiente e Sviluppo*, Certosa di Pontignano (SI), 26 marzo 1993. Atti Regione Toscana, 42-45.
- BARGAGLI R., 1998. *Trace Elements in Terrestrial Plants*. Springer-Verlag, Berlin (D).
- BARGHIGIANI C., SIEGEL B.Z., BARGAGLI R., SIEGEL S.M., 1989. The contribution of mercury from thermal springs to the environmental contamination of Mt. Amiata. *Water Air Soil Pollut.*, 43: 169-175.
- BECKETT R.P., BROWN D.H., 1984. The relationship between cadmium uptake and heavy metal tolerance in the lichen genus *Peltigera*. *New Phytologist* 97: 301-311.
- BENLAP J., HARPER K.T., 1990. Effect of a coal-fired power plant on the rock lichen *Rhizoplaca melanophyalma*: chlorophyll degradation and electrolyte leakage. *The Bryologist*, 93: 309-312.
- BENNETT J.P., WETMORE C.M., 1999. Geothermal elements in lichens of Yellowstone National Park, USA. *Environ. Exp. Bot.*, 42: 191-200.
- BOONPRAGOB K., NASH T.H., 1991. Physiological response of the lichen *Ramalina menziesii*. *Environ. Exp. Bot.*, 31: 229-238.
- BRANQUINHO C., BROWN D.H., CATARINO F., 1997. The cellular location of Cu in lichens and its effects on membrane integrity and chlorophyll fluorescence. *Environ. Exp. Bot.*, 38: 165-179.
- CHETTRI M.K., COOK C.M., VARDAKA E., SAWIDIS T., LANARAS T., 1998. The effect of Cu, Zn and Pb on the chlorophyll content of the lichens *Cladonia rangiformis* and *Cladonia rangiformis*. *Environ. Exp. Bot.*, 39: 1-10.
- DAVIS R.S., 1992. Equation for the determination of density of moist air. *Metrologia*, 29: 67-70

- DI LELLA L.A., GAGGI C., LOPPI S., NICOLARDI V., PISANI T., PROTANO G., RICCOBONO F., 2006. i licheni come bioindicatori della qualità dell'aria: un'applicazione a piccola scala nell'area urbana di Siena. In *atti del Convegno Codice Armonico, Primo Congresso di Scienze Naturali della Regione Toscana*, Zadigroma editore, Roma, 163-171
- DU S., FANG S.C., 1982. Uptake of elemental mercury vapor by C₃ and C₄ species. *Environ. Exp. Bot.* 22: 437-442.
- DU S., FANG S.C., 1983. Catalase activity of C₃ and C₄ species and its relationship to mercury vapor uptake. *Environ. Exp. Bot.*, 23: 347-353.
- EC, 2000. *IUCLID Dataset. Substance ID:7783-06-4, CAS No. 7783-06-4, EINECS Name: Hydrogen Sulphide, EINECS No.: 231-977-3*. European Commission, European Chemicals Bureau.
- EPA, 1994. *Methods for Derivation of Inhalation Reference Concentrations and Application of Inhalation Dosimetry*. EPA/600/8-90/066F.
- EPA, 2003. *Toxicological Review of Hydrogen sulfide (CAS No. 7783-06-4)*. In support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS).
- EPA, 2008. *Integrated Risk Information System. Mercury, elemental (CASRN 7439-97-6)*. <http://www.epa.gov/NCEA/iris/subst/0370.htm>
- ERICKSEN J.A., GUSTIN M.S., 2004. Foliar exchange of mercury as a function of soil and air mercury concentrations. *Sci. Total. Envi.*, 324: 271-279.
- FENGXIANG X.H., SU Y., MONTS D.L., WAGGONER C.A., PLODINEC M.J., 2006. Binding, distribution, and plant uptake of mercury in a soil from Oak Ridge, Tennessee, USA. *Sci. Total. Envi.*, 368: 753-768.
- GAGGI C., CHEMELLO G., BACCI E., 1991. Mercury vapour accumulation in azalea leaves. *Chemosphere*, 22: 869-872.
- GAGGI C., NICOLARDI V., 2008. Volatilization of mercury at different temperatures: a predictive approach. *In preparazione*.
- GARTY J., KARARY Y., HAREL J., 1992. Effect of low pH, heavy metal and anions on chlorophyll degradation in the lichen *Ramalina duriaei* (De Not.) Bagl. *Environ, Exp. Bot.*, 32: 229-241.
- GARTY J., KARARY Y., HAREL J., 1993. The impact of air pollution on the integrity of cell membrane and chlorophyll in the lichen *Ramalina duriaei* (De Not.) Bagl. transplanted to industrial sites in Israel. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 24: 455-460.
- GARTY, J., KLOOG N., COHEN Y., WOLFSON R., KARNIELI A., 1997. The effect of air pollution on the integrity of chlorophyll, spectral reflectance response, and on concentrations of nickel, vanadium, and sulfur in the lichen *Ramalina diuraei* (De Not.) Bagl.. *Environ. Res.* 74: 174-187.
- GARTY, J., TAMIR O., COHEN Y., LEHR H., GORENS, I.A., 2002. Changes in the potential quantum yield of photosystem II and the integrity of cell membranes relative to the elemental content of the epilithic desert lichen *Ramalina maciformis*. *Environ Toxicol. Chem.*, 21: 848-858.
- GHETTI P.F., 1995. *Indice Biotico Esteso (I.B.E.)*. *Notiziario dei Metodi Analitici IRSA*.
- GHETTI P.F., 1997. *Manuale di Applicazione: Indice Biotico Esteso - I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento, Servizio - Protezione Ambiente.
- GIACOMO P., 1982. Equation for the determination of density of moist air (1981). *Metrologia*, 18: 33-40.
- GODINHO R.M., WOLTERBEEK H.T., VERBURG T., FREITAS M.C., 2008. Bioaccumulation behaviour of transplants of the lichen *Flavoparmelia caperata* in relation to total deposition at polluted location in Portugal. *Environmental Pollution*, 151: 318-325
- GODINHO R.M., VERBURG T., FREITAS M.C., WOLTERBEEK H.T., 2008. Accumulation of trace elements in the peripheral and central parts of two species of epiphytic lichens transplanted to a polluted site in Portugal. *Environmental Pollution*, in press

- GRAIN C., 2000. Vapor pressure. In: Boethling R.S. & Mackay D. (Ed.i) *Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals, Environmental and Health Sciences*. Lewis Publishers/CRC Press, Boca Raton, FL (USA).
- HSDB, 1998. *Hazardous substances data bank*. National Library of Medicine, National Toxicology Program, Bethesda, MD, USA.
- Program, 25 February.
- INCHEM, 2008. *Hydrogen sulphide: human health aspects*. Coincise International Chemical Assessment Document 53.
- KERCKER J.R., 1982. An assessment of the impact on crops of effluent gases from geothermal energy development in the Imperial Valley, California (USA). *J. Environ. Manage.*, 15: 213-228.
- LOPPI S., 1996. Lichens as bioindicators of geothermal air pollution in Central Italy. *The Bryologist*, 99: 41-48.
- LOPPI S., BARGAGLI R., 1996. Lichen biomonitoring of trace elements in a geothermal area (Central Italy). *Water Air Soil Pollut.*, 88: 177-187.
- LOPPI S., NASCIMBENE J, 1998. Lichen bioindication of air quality in the Mt. Amiata geothermal area (central Italy). *Geothermics*, 27: 295-304.
- LOPPI S., PACIONI G., OLIVIERI N., DI GIACOMO F., 1998. Accumulation of trace metals in the lichen *Evernia prunastri* transplanted at biomonitoring sites in Central Italy. *The Bryologist*, 101: 451-454.
- LOPPI S., DESTITO G., PIRINTSOS A.G., DE DOMINICIS V., 2002a. Temporal variation of air pollution in a geothermal area of central italy: assessment by the biodiversity of epiphytic lichens. *Israel J. of Plant Sci.*, 50: 45-50.
- LOPPI S., 1999. Licheni come bioaccumulatori di elementi in traccia : stato dell'arte in Italia. In: Piccin C. & Salvati S. (Eds). *Atti del workshop Biomonitoraggio della qualità dell' aria sul territorio nazionale*, Roma, 26-27 Novembre 1998. ANPA, Roma, Italia, pp 267-277.
- LOPPI S., PAOLI L., GAGGI C., 2006. Diversity of epiphytic lichens and Hg contents of *Xanthoria parietina* thalli as monitors of geothermal air pollution in the Mt. Amiata area (central Italy). *J. Atmos. Chem.*, 53: 93-105.
- LUCHI F., 1999. *Strategie di monitoraggio delle sostanze chimiche aeriformi emesse da installazioni geotermoelettriche: il caso delle centrali amiatine*. Tesi di Laurea in Chimica, Università degli Studi di Siena, A.A. 1998-99.
- MAHMOOD S., BROWN D.H., 1997. Cadmium damage and the attempt to histochemically demonstrate intracellular potassium in *Peltigera*. *Lichenologist* 29: 295-299.
- Manninen S., Huttunen P., Rerämäki P., 1997. Needle SW fractions and S to N ratios as indices of SO₂ deposition. *Water Air Soil Pollut.*, 95: 277-298.
- MENZEL, D.B., 1976. The role of free radicals in the toxicity of air pollutants (nitrogen oxides and ozone). In: Pryor W.A. (Ed.e) *Free Radicals in Biology*, Academic Press, New York, Vol. 2, pp. 181-203.
- MUNTHE J., 1994. The atmospheric chemistry of mercury: kinetic studies of redox reactions. In: Watras Carl J. e J. Huckabee (Ed.i) *Mercury Pollution, Integration and Synthesis*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL (USA).
- MUNTHE J., XIAO F., LINDQUIST O., 1991. The aqueous reduction of divalent mercury by sulfite. *Water Air Soil Pollut.*, 56: 621-630.
- NICOLARDI V., PAOLI L., PISANI T., LOPPI S., GAGGI C., 2005. Uso di trapianti di *Evernia prunastri* per la stima della contaminazione da Hg⁰ e H₂S nell'area geotermica del Monte Amiata (Toscana meridionale). *XV Congresso Nazionale della S.It.E.. Torino, 12-14 settembre 2005*. Atti, <http://www.xvcongresso.societaitalianaecologia.org/articles/Nicolardi-5.pdf>.
- NICOLARDI V., 2006. Utilizzo delle foglie delle piante superiori e del lichene epifita *Evernia prunastri* per la misura indiretta di vapori di mercurio metallico in aria. Tesi di Dottorato A.A. 2006-2006, Università degli Studi di Siena.

- NICOLARDI V., LOPPI S., GAGGI C., 2007. Struttura di *Evernia prunastri* e capacità di bioconcentrazione di Hg⁰ in fase di vapore. *XVII Congresso della S.It.E-A.I.O.L., Ancona, 17-20 settembre 2007. Atti, in corso di stampa.*
- NICOLARDI V., LOPPI S., GAGGI C., 2007. Confronto fra due protocolli sperimentali per l'analisi dell'integrità delle membrane cellulari nel lichene *Evernia prunastri*. *XX Convegno Annuale della Società Lichenologica Italiana, Siena, 13-14 settembre 2007. Notiziario della S.L.I., 20:36.*
- NICOLARDI V., CAI G., GAGGI C., 2008. Analisi proteomica su campioni di *Evernia prunastri* (L.) esposti ad Hg⁰ in fase di vapore. *XXI Convegno Annuale della Società Lichenologica Italiana, Cogne (AO) 11-12 settembre 2008. Notiziario della S.L.I., 20:51.*
- NIEBOER E., RICHARDSON D.H.S., LAVOIE P., PADOVAN D., 1979. The role of metal-ion binding in modifying the toxic of sulphur dioxide in the lichen *Umblicaria muhlenbergii* I. Potassium efflux studies. *New Phytologist* 82: 621-623.
- NIFONTOVA K., RAVINSKAYA A. P., 1995. Effect of acute gamma radiation on some physiological features of lichens. *The Lichenologist*, 27: 215-224.
- NRCC, 1979. *Effects of mercury in the Canadian Environment*. National Research Council Canada (NRCC), Ottawa, Canada.
- PAOLI L., LOPPI S., 2008. A biological method to monitor early effects of the air pollution caused by the industrial exploitation of geothermal energy. *Environ. Pollut.*, 155: 383-388.
- PEISER G.D., YANG S.F., 1977. Chlorophyll destruction by the bisulfite-oxygen system. *Plant Physiol.*, 60: 277-281.
- PEARSON L.C., HENRIKSSON E., 1981. Air pollution damage to cell membranes in lichens. II. Laboratory experiments. *The Bryologist*, 84: 515-520.
- PEARSON L.C., 1985. Air pollution damage to cell membranes in lichens. I. Development of a simple monitoring test. *Atmos. Environ.*, 19: 209-212.
- PISANI T., BACKOR M., KOVACIK J., BACKOROVA M., NICOLARDI V., GAGGI C., LOPPI S. (2008) - Effetti del mercurio in *Cladina mitis* (Sandst.) Hustich. *XXI Convegno Annuale della Società Lichenologica Italiana, Cogne (AO) 11-12 settembre 2008. Notiziario della S.L.I., 20:20.*
- PUCKETT K.J., TOMASSINI F.D., NIEBOER E., RICHARDSON D.H.S., 1977. Potassium efflux by lichen thalli following exposure to aqueous sulphur dioxide. *New Phytologist*, 79: 135-145.
- PUCKETT K.J., 1976. The effect of heavy metals on some aspects of lichen physiology. *Can. J. Bot.*, 54:2695-2703.
- RIGA-KARANDINOS, N. A., KARANDINOS G.M., 1998. Assessment of air pollution from a lignite power plant in the plain of megalopolis (Greece) using as a biomonitors three species of lichens; impact on some biochemical parameters of lichens. *Sci. Total Environ.*, 215: 167-183.
- RONEN R., GALUN M., 1984. Pigment extraction from lichens with dimethyl sulfoxide (DMSO) and estimation of chlorophyll degradation. *Environ. Exp. Bot.*, 24: 50-61.
- SEIGNEUR C., WROBEL J., CONSTANTINOU E., 1994. A chemical kinetic mechanism for atmospheric inorganic mercury. *Environ. Sci. Technol.*, 28: 1589-1597.
- SCHROEDER W.H., YARWOOD G., NIKI H., 1991. Transformation processes involving mercury species in the atmosphere. *Water, Air and Soil Pollut.*, 56: 653-666.
- SIMON E.W., 1974. Phospholipids and plant membrane permeability. *New Phytol.*, 73: 377-420.
- SZEKELY G.J., 2000. *Technical Report 03-05: E-statistics: Energy of Statistical Samples*. Department of Mathematics and Statistics, Bowling Green State University.
- SZEKELY, G.J., RIZZO M.L., 2004. Testing for Equal Distributions in High Dimension, *InterStat*, November (5).

- SZEKELY, G.J., RIZZO M.L., 2005. Hierarchical Clustering via Joint Between-Within Distances: Extending Ward's Minimum Variance Method. *Journal of Classification*, 2: 151-183.
- TARHANEN S., METSÄRINNE T., HOLOPAINEN T., OKSANEN J., 1999. Membrane permeability response of lichen *Bryoria fuscescens* to wet deposited heavy metals and acid rain. *Environ. Pollut.*, 104: 121-129.
- THOMSON C.R., KATS G., 1978. Effects of continuous H₂S fumigations on crop and forest plants. *Environ. Sci. Technol.*, 12: 550-555.
- TOMMASINI F.D., LAVOIE P., PUCKETT K.J., NIEBOER E., RICHARDSON D.H.S., 1977. The effects of time of exposure to sulphur dioxide on potassium loss from and photosynthesis in the lichen *Cladonia rangiferina* (L.) Harm. *New Phytologist* 79: 147-155.
- WHO, 1987. *Air Quality Guidelines for Europe*. World Health Organization, Regional Publications, European series No. 23, Copenhagen.
- ZAMBRANO A., NASH T.H., 1999. Lichen responses to short-term transplantation in Desierto de los Leones, Mexico City. *Environ. Pollut.*, 107: 407-412.

SEZIONE 4

**SUPPORTO DELLE TECNICHE DI
TELERILEVAMENTO ALLE PROBLEMATICHE
TRATTATE IN QUESTO STUDIO**

Il presente capitolo descrive i dati utilizzati, le metodologie applicate ed i risultati ottenuti in merito allo studio dell'area geotermica del Monte Amiata con dati telerilevati. In particolare lo studio ha consentito di supportare lo studio geologico strutturale ed idrogeologico attraverso l'analisi di fotografie aeree, di verificare la presenza di eventuali meccanismi di subsidenza indotti mediante interferometria differenziale e ha tentato di analizzare la situazione relativa alla dispersione di contaminanti nell'ambiente mediante rilevamenti spettrali.

Sulla base delle metodologie adottate vengono di seguito descritte nel dettaglio le attività svolte.

1. STUDIO GEOLOGICO STRUTTURALE ATTRAVERSO L'ANALISI DI FOTOGRAFIE AEREE

Allo scopo di supportare lo studio geologico strutturale ed idrogeologico, sono state utilizzate le fotografie aeree, sia a scala regionale che di dettaglio, con tecniche di fotogrammetria digitale mediante fotointerpretazione; in particolare l'uso stereoscopico delle scene ha consentito di restituire i lineamenti tettonici per meglio definire l'assetto strutturale dell'area di supporto alla ricostruzione della permeabilità per fessurazione e delle possibili connessioni idrauliche tra l'acquifero superficiale ed il serbatoio geotermico.

Sono di seguito descritti i dati topografici, fotografici e la letteratura geologica (carte geologiche e pubblicazioni) acquisiti ed utilizzati nell'ambito del Progetto.

1.1 Carte topografiche

- Cartografia Topografica Regionale, formato vettoriale (*.dwg). Sezioni in scala 1:10.000 CTR 320070, 320080, 320110, 320120, 320150, 320160, 321050, 321090, 321130.
- Modello Digitale del Terreno (DTM) con risoluzione spaziale pari a 10 m derivante dalla cartografia topografica.

1.2 Fotografie aeree, ortofoto e immagini satellitari

- Fotografie aeree pancromatiche, formato digitale:
 - i. scala nominale 1:13.000, anno 1976 (Regione Toscana – volo EIRA); strisciata 163 (501-512), strisciata 164 (490-499), strisciata 78c (479-486), strisciata 79c (403-421), strisciata 80a (406-413), strisciata 80b (458-476), strisciata 81b (343-367), strisciata 82b (533-544), strisciata 82c (528-534), strisciata 83b (591-600).
 - ii. scala nominale 1:70.000, anno 1988/89 (Compagnia Generale Riprese Aeree - PR); strisciata 42 (9028-9031), strisciata 43A (060-063).
- Ortofoto pancromatiche digitali relative all'anno 1954 con risoluzione spaziale pari a 1 m, fornite dall'Istituto Geografico Militare (taglio CTR 320080, 320120, 320160, 321050,

- 321090, 321130). Le ortofoto provengono dall'elaborazione di fotografie aeree, alla scala nominale 1:33.000, scattate con quota media di volo di 5.200 m dall' *US Army*.
- Ortofoto pancromatiche digitali relative all'anno 2005 con risoluzione spaziale pari a 1 m, fornite dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali – AGEA (taglio CTR 320070, 320080, 320110, 320120, 320150, 320160, 321050, 321090, 321130) e derivate dall'elaborazione di fotografie aeree, alla scala nominale 1:10.000, scattate con quota media di volo di 1.500 m dalla Compagnia Generale Riprese Aeree s.p.a. di Parma.
 - Immagine Landsat MSS del 12 agosto 1972, *path 207, row 030*. Livello di elaborazione: 1 *system corrected Georef* (proiezione UTM WGS84). *Band list*: 3 bande (risoluzione spaziale 79 m).
 - Immagine satellitare Landsat ETM+ del 20 giugno 2000, *path 192, row 030*. Livello di elaborazione: 1 *system corrected Georef* (proiezione UTM WGS84). *Band list*: 6 bande (risoluzione spaziale 30 m) + Pan (risoluzione spaziale 15 m).

1.3 Cartografia geologica e pubblicazioni

- Cartografia geologica in scala 1:10.000, disponibile dal Progetto Regionale CARG in formato vettoriale.
- Cartografia geomorfologica riferita alla nuova cartografia in scala 1:25.000 della Provincia di Siena (ad oggi inedita) resa disponibile per gentile concessione dal Prof. M. Coltorti dell'Università di Siena direttore del rilevamento.
- Inventario dei Fenomeni Franosi Italiani (IFFI), in scala 1:10.000, banca dati relativa alla gestione di tutte le frane presenti sul territorio nazionale aggiornata al 2006.
- Dati pedologici relativi alla banca dati e al Catalogo dei Suoli realizzati nell'ambito del Progetto della Regione Toscana "*Prima approssimazione della base di dati georeferenziata dei suoli in scala 1:250.000*" facente parte di un progetto più ampio denominato "*Carta dei Suoli d'Italia in scala 1:250.000*" Programma interregionale "*Agricoltura e Qualità*". Le informazioni di interesse sono state ottenute dalla vettorializzazione della cartografia pedologica disponibile on-line (www.regione.toscana.it) formato raster; da essa è stato possibile distinguere le diverse associazioni ricadenti nel territorio analizzato servendosi del Catalogo dei Suoli. In particolare è stato utilizzato un livello poligonale, in formato .shp georeferenziato nel sistema di riferimento Gauss-Boaga Roma-Monte Mario (Fuso Ovest), dal quale è stato possibile individuare le tipologie di suolo presenti nell'area di studio e successivamente estrapolarne le caratteristiche dal Catalogo dei Suoli.

- Pubblicazioni

- ACOCELLA V. AND MULUGETA G. (2001), Surface deformation induced by pluton emplacement: the case of Amiata (Italy). *Physics and Chemistry of the Earth, Part A: Solid Earth and Geodesy*, Vol. 26, 355-362.
- BROGI A. (2008), The structure of the Monte Amiata volcano-geothermal area (Northern Apennines, Italy): Neogene-Quaternary compression versus extension. *International Journal of Earth Science*, Vol. 97, 677-703.
- CALAMAI A., CATALDI R., SQUARCI P. AND TAFFI L. (1970), Geology, geophysics and hydrogeology of the Monte Amiata geothermal fields. *Geothermics*, 1-9.
- CARMIGNANI L., LAZZAROTTO A., BROGI A., CONTI P., CORNAMUSINI G., COSTANTINI A., MECCHERI M., SANDRELLI F. (2004), *Geological map of Tuscany, 1:250.000 scale*, LAC Litografia Artistica Cartografica, Firenze, Italia.
- FERRARI L., CONTICELLI S., BURLAMACCHI L. AND MANETTI P. (1996), Volcanological evolution of the Monte Amiata, Southern Tuscany: new geological and petrochemical data. *Acta Vulcanologia*, Vol. 8, 41-56.
- LIOTTA D. (1994), Structural features of the Radicofani basin along the Piancastagnaio (Mt. Amiata)-S. Casciano dei Bagni (Mt. Cetona) cross section. *Memorie Società Geologica Italiana* Vol. 48, 401-408.

1.4 Elaborazione dati

I dati descritti nel paragrafo precedente sono stati elaborati secondo diverse tecniche e procedure, al fine di renderli fruibili per la successiva fase di interpretazione. La cartografia tematica è stata georeferenziata secondo il sistema di riferimento nazionale Gauss-Boaga, fuso Ovest, mediante correzione geometrica, inoltre si è proceduto all'orientamento interno ed esterno delle fotografie aeree. I dati cartografici disponibili dalla letteratura sono stati digitalizzati e organizzati in una banca dati geografica in modo da poter essere utilizzati a supporto dell'interpretazione delle fotografie aeree. Le procedure di correzione geometrica e orientamento dei fotogrammi sono state eseguite attraverso il software Leica Geosystemstm ERDAS Immagine Ver. 9.2, mentre la banca dati geografica è stata allestita in ambiente ESRItm ArcGIS Ver. 9.2.

Orientamento delle foto aeree

Questa operazione è stata eseguita per effettuare le operazioni di interpretazione stereoscopica digitale attraverso il software Leica Geosystemstm, moduli LPS e StereoAnalyst. La prima fase di questa procedura consiste nella preparazione di un "file di punti di appoggio" contenente le coordinate terreno (x,y,z) di luoghi ben riconoscibili sulle foto. Successivamente viene prodotto

il “file della camera”, contenente le informazioni ricavabili dai certificati di calibrazione della fotocamera rilasciati dalla ditta esecutrice del volo (coordinate delle marche fiduciali, distanza principale, coordinate strumentali del punto principale di autocollimazione e parametri di distorsione delle lenti). In questo caso, non avendo a disposizione il certificato di calibrazione per il volo in scala 1:13.000, si è adottato una procedura empirica. Le stereocoppie vengono successivamente orientate secondo due fasi consecutive: a) orientamento interno, che consiste nel riferire l’immagine digitale al sistema ottico che l’ha prodotta; b) orientamento esterno, suddivisibile in relativo ed assoluto; l’orientamento relativo consiste nella collimazione di punti omologhi nella stereocoppia, l’orientamento assoluto consiste nella collimazione dei punti di appoggio. terminate le operazioni di orientamento, si può procedere all’osservazione stereoscopica digitale e alla fotointerpretazione.

Costruzione della banca dati geologica

La banca dati geologica è stata realizzata al fine di rendere fruibili durante le fasi di interpretazione, le informazioni cartografiche esistenti. Le carte sono state quindi rese digitali, corrette geometricamente e co-registrate rispetto alle basi topografiche della CTR della Regione Toscana in scala 1:10.000. Successivamente, tutte le informazioni ritenute significative sono state vettorializzate ed è stata costruita una banca dati costituita da entità poligonali (formazioni geologiche), lineari (contatti geologici, faglie, lineamenti ecc.) e puntuali (giaciture della stratificazione). Questa struttura dati georeferenziata e co-registrata rispetto alle immagini telerilevate, ha costituito un importante supporto per la fotointerpretazione.

1.5 Interpretazione ed analisi

In questa fase si è proceduto all’interpretazione stereoscopica delle immagini telerilevate. Le tecniche di fotogrammetria digitale per l’interpretazione stereoscopica, hanno consentito il trasferimento diretto in ambiente GIS dei risultati intermedi di interpretazione delle foto aeree, e quindi il confronto continuo con la cartografia esistente ed i dati raccolti in campagna per il presente studio dai geologi strutturali, eliminando le limitazioni insite nei sistemi stereoscopici analogici. Inoltre, l’uso integrato di fotografie aeree a differente scala, ha facilitato il riconoscimento di variazioni litologiche e discontinuità morfologiche riconducibili a lineamenti geologici. Per la corretta individuazione dei lineamenti tettonici, si è proceduto prima alla verifica dell’assetto geologico-strutturale risultante dalla banca dati esistente già descritta, esaminando la distribuzione ed i rapporti tra le diverse unità litologiche. Successivamente, sono stati fotointerpretati i lineamenti tettonici. L’insieme di queste informazioni è stato raccolto nella banca dati degli elementi telerilevati, rappresentata nelle Figure 1 e 2.

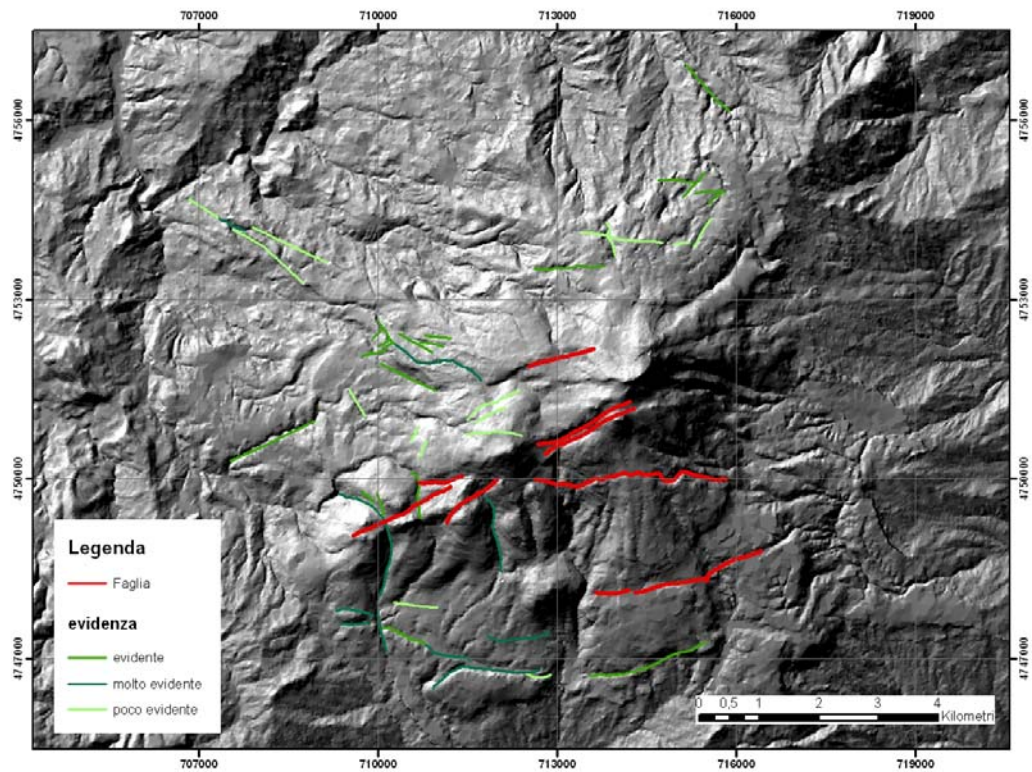


Figura 1: Carta degli elementi tettonici individuati rappresentati sul DTM in base al criterio di evidenza.

Per tenere conto delle diverse informazioni estraibili da ogni immagine e per limitare la soggettività nell'interpretazione, rendendola il più possibile riproducibile, si è scelto di associare ad ogni elemento lineare individuato, un codice numerico descrittivo dell'evidenza. Tali codici possono assumere valore intero da 1 (poco evidente) a 3 (molto evidente). Si sottolinea che il valore del campo non è in alcun modo correlato con la natura geologica del lineamento, ma ne esprime unicamente la "visibilità" attraverso le immagini telerilevate.

Successivamente i lineamenti tettonici sono stati classificati rispetto alla direzione, raggruppandoli secondo valori di orientazione simili.

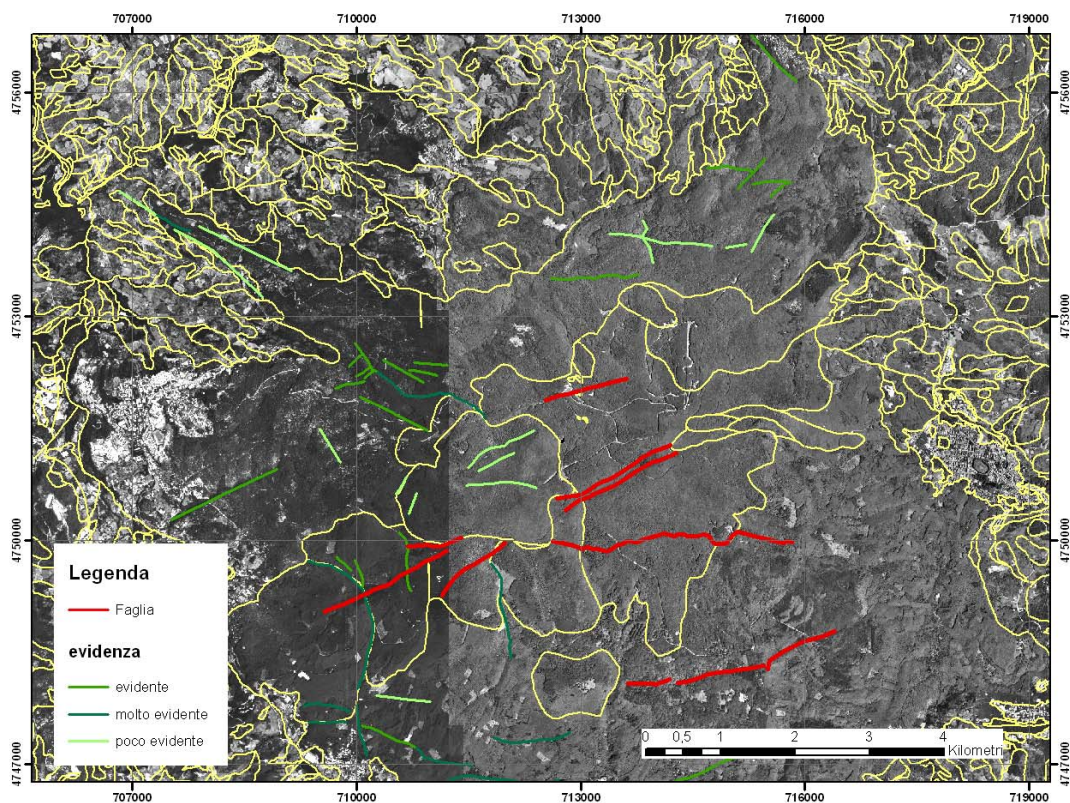
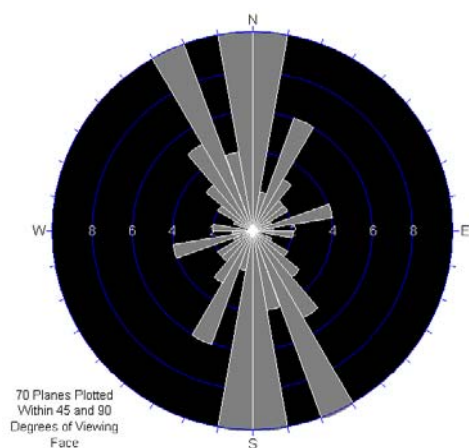


Figura 2: Carta degli elementi tettonici individuati rappresentati su base ortofotografica in base al criterio di evidenza. In giallo sono rappresentati i contatti tra le formazioni derivanti dal Progetto CARG regionale.

Sono stati individuati 4 sistemi di fratturazione come confermato dallo Diagramma a Rosa di Figura 3: E-W, NE-SW e secondariamente ESE-WNW e NNW-SSE. I lineamenti del sistema NE-SW sono per lo più ascrivibili a faglie ad alto angolo mentre quelli del sistema principale E-W presentano generalmente inclinazioni inferiori. In Tab.1 è riportata una sintesi dei risultati ottenuti dall'interpretazione, in termini di numero di occorrenze ed estensione lineare cumulativa di ogni sistema.



Tab. 1: numero di occorrenze ed estensione lineare dei sistemi di lineamenti tettonici I, II, III e IV.

SISTEMA		N° OCCORRENZE	ESTENSIONE LINEARE (m)
I	E-W	29	22786
II	NE-SW	20	12299
III	ESE-WNW	12	10599
IV	NNW-SSE	9	5463

Figura 3: *Rose Diagram* della frequenza dei lineamenti individuati sulle immagini in funzione delle diverse orientazioni.

I lineamenti tettonici sono stati infine interpretati in chiave geologica in due classi: a) *faglie* e b) *altri lineamenti tettonici*. Questa distinzione è stata effettuata tenendo conto del valore di evidenza ottenuto durante l'analisi delle immagini telerilevate, della continuità spaziale e dell'orientazione dei lineamenti (Tab.1) e dal quadro geologico desumibile dai dati di letteratura e dal lavoro di campagna svolto del gruppo di lavoro dei geologi strutturali.

Data la continuità spaziale e l'evidenza dei lineamenti tettonici riconosciuti, si ritiene che essi possano condizionare in modo significativo la permeabilità per fratturazione dell'edificio vulcanico. I dati emersi da quest'analisi potranno in futuro servire come input in più dettagliati studi idrogeologici.

Un'analisi di particolare dettaglio è stata effettuata utilizzando le fotografie aeree in scala 1:13.000 nelle aree della Sorgente del Vivo d'Orcia, a Sud di Seggiano, presso Le Mura, nella zona orientale di Poggio Trauzzolo e a Sud-Ovest della Montagnola in coordinamento con i rilievi di campagna (Figura 4). Queste aree sono state selezionate in quanto ritenute chiave per l'analisi strutturale dell'area amiatina e per la verifica di eventuali cinematismi riconducibili al fenomeno del *volcanic spreading*.

a) Area Sorgente del Vivo d'Orcia: sono presenti alcune discontinuità tettoniche appartenenti ai sistemi I, II e IV; dalle foto aeree non si riconoscono strutture diapiriche e deformazioni tettoniche.

b) Area a Sud di Seggiano: sono presenti alcune discontinuità tettoniche appartenenti al sistema III caratterizzate da discreta continuità spaziale; dalle foto aeree non si riconoscono deformazioni tettoniche.

c) Area Le Mura: sono presenti diverse discontinuità tettoniche appartenenti ai sistemi I e III caratterizzati da grande continuità spaziale. Le lave immergono mediamente verso W con deboli inclinazioni. Nell'area di Travetti, più a Est, è presente un lineamento di grande continuità spaziale attribuibile al sistema II.

d) Area a Est di Poggio Trauzzolo: è presente una faglia appartenente ai sistemi I e II.

e) Area a Sud-Ovest della Montagnola: sono presenti faglie e lineamenti tettonici appartenenti quasi esclusivamente al sistema II.

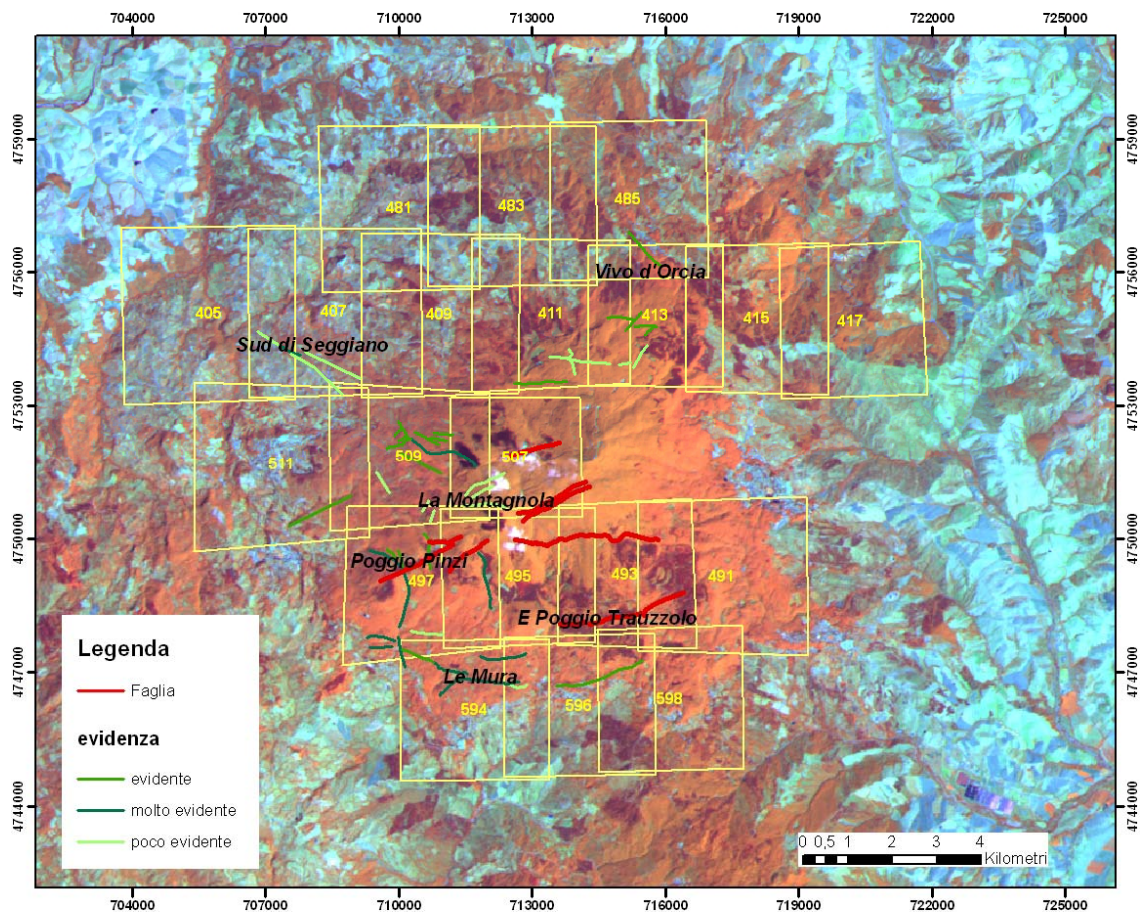


Figura 4: Aree di approfondimento della fotointerpretazione mediante osservazione stereoscopica delle foto aeree in scala 1:13.000.

1.6. Conclusioni dello studio geologico strutturale attraverso l'analisi di fotografie aeree

Le fotografie aeree, sia a scala regionale che di dettaglio, utilizzate con tecniche di fotogrammetria digitale ed immagini satellitari hanno consentito di supportare l'analisi geologica, mediante la fotointerpretazione, individuando i lineamenti tettonici principali, classificandoli in base a criteri di evidenza in accordo con i dati cartografici disponibili e con il lavoro di campagna svolto dal gruppo dei geologi strutturali.

Sono stati individuati 2 sistemi di fratturazione principali, orientati E-W e NE-SW, e 2 secondari di direzione ESE-WNW e NNW-SSE. Tali sistemi mostrano un'evidente correlazione con le direzioni delle principali strutture appenniniche. I lineamenti del sistema NE-SW sono per lo più ascrivibili a faglie ad alto angolo mentre quelli del sistema principale E-W presentano generalmente inclinazioni inferiori. Si ritiene che i lineamenti tettonici individuati, data la continuità spaziale e l'evidenza mostrata, possano condizionare in modo significativo la permeabilità per fratturazione dell'edificio vulcanico.

2. ANALISI MULTITEMPORALE DELL'USO DEL SUOLO ATTRAVERSO L'ANALISI DI FOTOGRAFIE AEREE

L'obiettivo di questa attività è stata l'analisi dell'uso del suolo mediante lo studio di coppie multitemporali di fotografie aeree pancromatiche. A partire dalle ortofoto a disposizione, relative agli anni 1954 e 2005, si è proceduto alla loro fotointerpretazione per la realizzazione delle banche dati multitemporali di uso del suolo, ricostruendo l'evoluzione delle variazioni avvenute nel territorio. Lo studio della modificazione delle aree vegetate negli anni è utile nella comprensione dei meccanismi della variazione di acqua di falda. Il bosco infatti ha da un lato una grande capacità di immagazzinamento (circa due milioni di litri/ettaro), dall'altro necessita di acqua per la propria sopravvivenza e di conseguenza la prende dall'ambiente esterno mediante intercettazione diretta della pioggia e per assorbimento al suolo. L'intercettazione diretta della pioggia è altresì utile poiché rallentando la velocità di infiltrazione al suolo, favorisce la ricarica della falda freatica impedendo l'instaurarsi del deflusso superficiale.

Studi e sperimentazioni svolte a partire dagli anni '50 hanno infatti dimostrato che determinati suoli forestali sono in grado di assorbire e trattenere, senza dare luogo ad alcuno scorrimento, piogge di intensità eccezionale, anche superiore ai 100 mm/ora.

Le ricerche hanno consentito oggi di determinare con grande sicurezza le intensità di pioggia trattenibili dai bacini idrografici in funzione del differente tipo di bosco e di copertura vegetale.

Un effetto conseguente e non trascurabile a quello di trattenuta nell'acqua è quello comunemente denominato "effetto spugna", cioè l'azione di volano idraulico che il bosco e il suolo forestale esplicano sulle precipitazioni, accumulando acqua nel bacino idrografico durante l'evento meteorico come fosse una spugna, rilasciandola poi lentamente e con un certo ritardo, e smorzando in questo modo i picchi positivi e negativi della curva dei deflussi del bacino interessato allungando anche i tempi di rilascio.

L'azione regimante è inoltre massima in una foresta efficiente e prossima alla naturalità; diminuisce man mano che si passa a forme di governo rigide, che portano a boschi uniformi e monotoni per struttura e composizione, quali certe formazioni coetanee di conifere.

2.1 Elaborazione dati

Corine Land-Cover

La fotointerpretazione dell'uso del suolo è stata realizzata seguendo le specifiche relative alla Nomenclatura proposta dell'Unione Europea in relazione al progetto CORINE Land Cover (Heymann et al., 1994). Il progetto CORINE Land Cover nasce dalla necessità e dalla volontà di definire un'informazione geografica a livello d'indagine della copertura del suolo,

specificamente finalizzato al rilevamento e al monitoraggio delle caratteristiche del territorio, con particolare interesse alle esigenze di tutela.

Considerato il dettaglio maggiore della scala cartografica scelta per il progetto, pari a 1:10.000, anziché adottare le regole cartografiche previste dalla Nomenclatura (25 ettari di area minima per il 3° livello con cartografia di riferimento in scala 1:100.000), si è scelto di definire come *unità minima cartografabile* l'elemento di tipo poligonale corrispondente ad un'area minima di 1 ettaro; per gli elementi lineari, quali ad esempio i corsi d'acqua, si fa riferimento ad un minimo di larghezza pari a 20 m e di lunghezza pari a 250 m secondo le raccomandazioni dell'ETC-LC (Centro Tematico per il Land Cover dell'Unione Europea) e in accordo con le indicazioni fornite dal Ministero dell'Ambiente per la redazione dei Piani di Gestione dei SIC (Siti di Importanza Comunitaria). Non rientrano sotto le condizioni di suddette specifiche le infrastrutture, come strade e ferrovie, che devono comunque essere riportate senza considerarne le dimensioni.

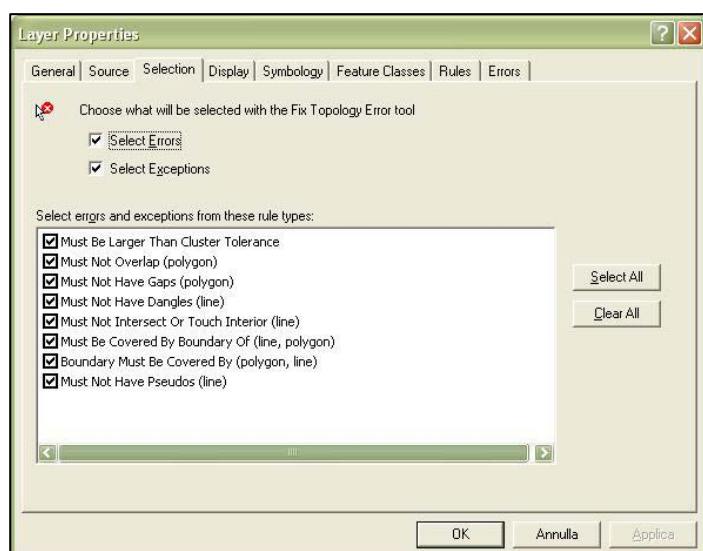
Fotointerpretazione

L'operazione di fotointerpretazione e classificazione della copertura/uso del suolo per i due anni investigati è stata realizzata attraverso il software ESRItm ArcMap analizzando separatamente gli ortofotomosaici prodotti per il 1954 e per il 2005.

Si è deciso di iniziare con la costruzione della banca dati relativa al 2005 in quanto l'ortofotomosaico di riferimento presentava una migliore qualità radiometrica.

La procedura utilizzata è stata quella di costruire un *geodatabase* al cui interno è stata creata una *feature lineare* attraverso la quale è stato possibile digitalizzare gli archi di contorno delle aree fotointerpretate, e dai quali successivamente sono stati costruiti i poligoni rappresentanti le aree in cui la copertura del suolo si presentava omogenea.

La costruzione dei poligoni è avvenuta in fase di editazione, a partire dagli archi che lo racchiudono, attraverso il comando *construct features* a cui è seguita l'attribuzione di una particolare classe CORINE all'interno della tabella degli attributi.



Una volta terminata la costruzione di tutti i poligoni della banca dati si è proseguito con la costruzione della *topologia* (strumento atto a definire in questo contesto le relazioni spaziali tra i vari oggetti), comprendendo in essa sia la *feature lineare* di digitalizzazione sia quella *poligonale*, in modo da verificare che la banca dati costruita avesse una

Figura 5: Regole topologiche.

consistenza reale dei dati andando a ricoprire l'intera porzione di territorio esaminato senza che nessuna area risultasse sovrapposta ad altre o non classificata.

La fase successiva del processo di digitalizzazione è stata quella di costruire la banca dati relativa all'anno 1954. Per tale operazione si è ritenuto utile e congruo ripartire dalla banca dati vettoriale precedentemente elaborata (anno 2005) in modo da avere una base di riferimento ed evitare digitalizzazioni differenti per aree non modificate, che avrebbero potuto condurre a valutazioni di variazioni di uso del suolo non reali. In pratica si è modificato, con il *task modify features*, gli archi della banca dati del 2005 in modo da adeguarli alle aree a copertura omogenea interpretabili sull'ortofotomosaico dell'anno 1954. Per alcuni archi è stata necessaria una digitalizzazione ex-novo, mentre altri sono stati eliminati. Anche per questa banca dati, una volta costruiti i poligoni, è stata creata e validata una topologia che ha seguito le stesse regole di quella descritta per i dati del 2005.

Risultati

Le Figure 6 e 7 mostrano le mappe di uso del suolo relative agli anni 1954 e 2005 rappresentate al II livello della nomenclatura CORINE (l'area analizzata, considerata la disponibilità di ortofoto per l'anno 1954 si riferisce alla sola Provincia di Siena).

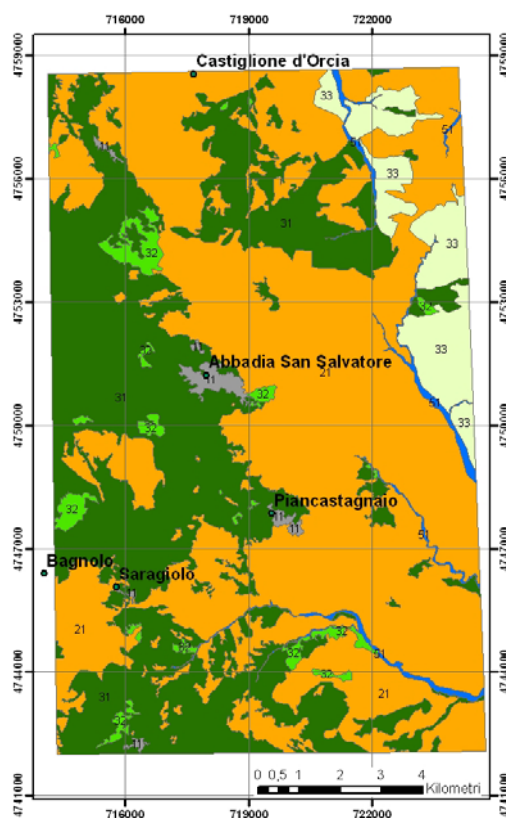


Figura 6: Carta dell'uso del suolo relativa all'anno 1954 (Nomenclatura CORINE di II livello: 11 zone urbanizzate, 21 seminativi, 31 zone boscate, 32 zone caratterizzate da vegetazione arbustiva e erbacea, 33 zone aperte con vegetazione rada o assente, 51 acque continentali).

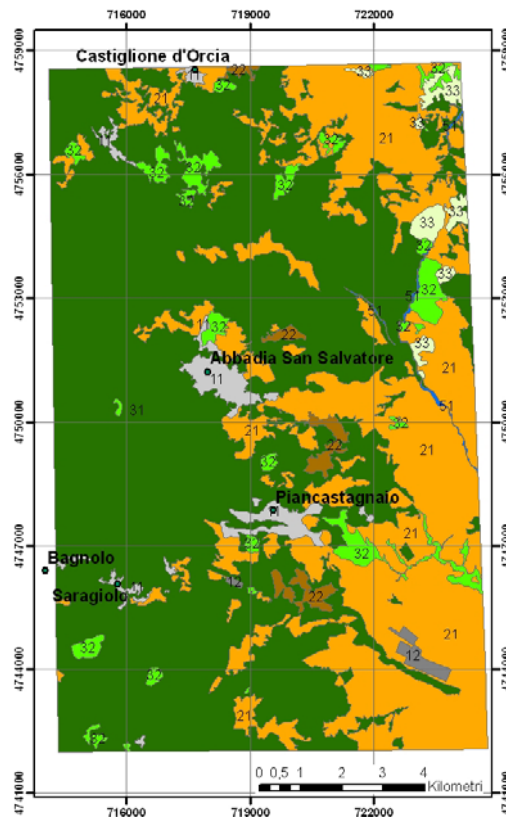


Figura 7: Carta dell'uso del suolo relativa all'anno 2005 (Nomenclatura CORINE di II livello: 11 zone urbanizzate, 12 zone industriali, commerciali ed infrastrutturali, 21 seminativi, 22 colture permanenti, 31 zone boscate, 32 zone caratterizzate da vegetazione arbustiva e erbacea, 33 zone aperte con vegetazione rada o assente, 51 acque continentali)

Le banche dati così costruite sono state in seguito confrontate attraverso operazioni di *Map Analysis* per evidenziare i cambiamenti avvenuti nel territorio in esame. Il grafico di Figura 8 descrive l'estensione delle classi di uso del suolo al II livello della Nomenclatura CORINE, mentre quello di Figura 9 rappresenta l'istogramma di variazione.

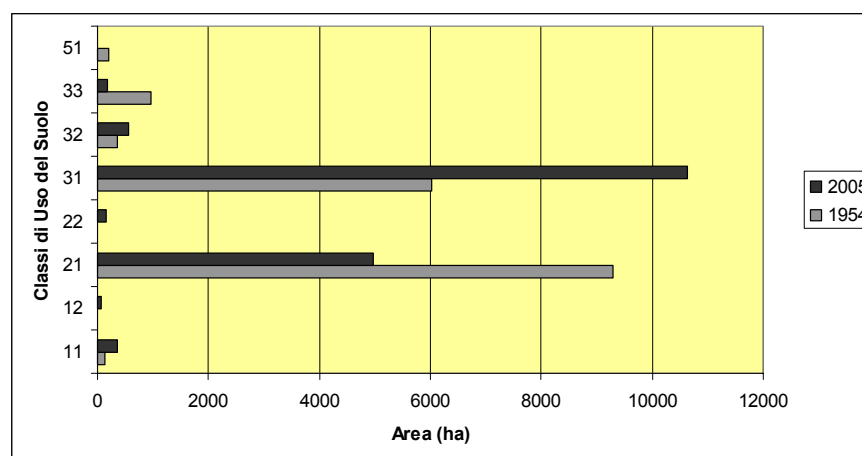


Figura 8: Istogramma dell'estensione delle classi di uso del suolo al II livello della Nomenclatura CORINE.

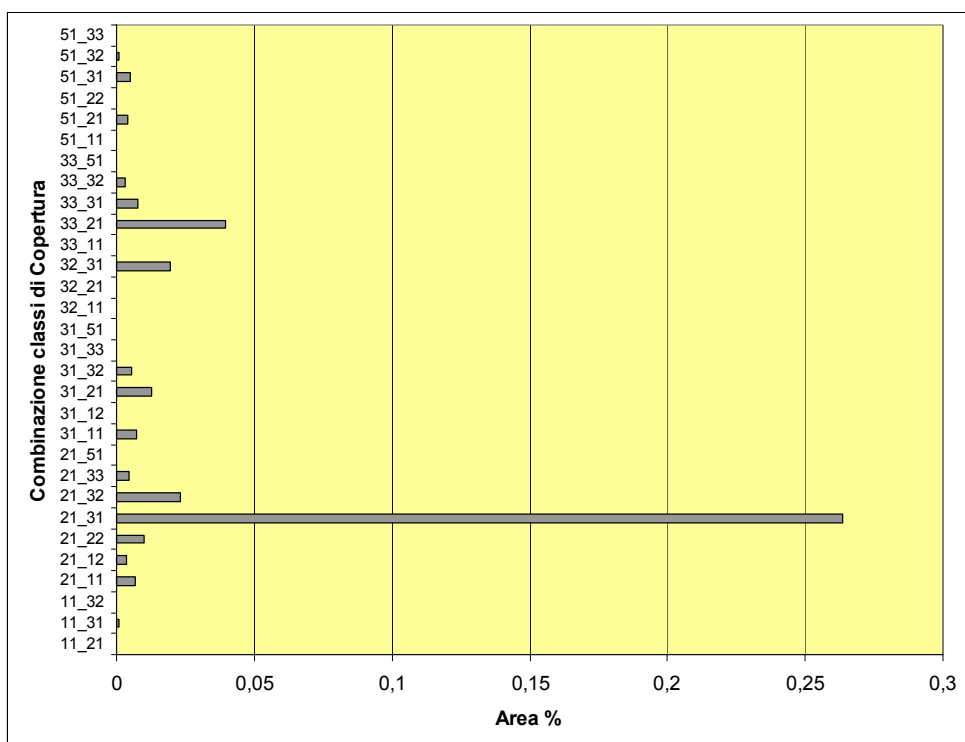


Figura 9: Istogramma delle variazioni di uso del suolo.

I grafici mostrano come negli anni investigati più del 25% delle aree classificate come terreni agricoli a seminativi (codice CORINE 21 “Seminativi”) siano state abbandonate e ri-colonizzate dalla vegetazione boschiva (codice CORINE 31 “Zone boscate”). Parallelamente si osserva una lieve diminuzione nella estensione delle aree aperte con vegetazione rada o assente (codice CORINE 33) pari a circa il 5%.

In relazione all’aumento della copertura boschiva, questi risultati confermano l’evoluzione che il territorio limitrofo delle Crete Senesi ha mostrato anche in lavori precedenti (Salvini et al., 2006). Tali cambiamenti sono imputabili ad un progressivo abbandono della campagna verificatosi a partire dagli anni cinquanta, allora improntata su un’agricoltura legata alla mezzadria, estesa ed omogenea per tutto il territorio, e caratterizzata da piccoli appezzamenti coltivati ad uso familiare; in queste aree erano presenti colture temporanee associate a colture permanenti e la meccanizzazione era assai limitata se non assente. Con il passare degli anni si è avuto un primo abbandono delle campagne a favore dei centri abitati, che, insieme alle dinamiche naturali dell’evoluzione morfologica di questi territori, rappresentate da un progressivo rinverdimento delle valli, giustifica in parte l’aumento delle aree classificate a bosco. Successivamente il territorio è stato “rivalutato” per l’uso agricolo, con lo sviluppo di una serie di nuove attività a carattere estensivo, dove la forte presenza di pratiche meccanizzate ha reso possibile lo sfruttamento anche di aree impervie. Questa seconda ipotesi potrebbe giustificare

l'aumento dell'estensione delle aree agricole non irrigue (classe CORINE 21) a scapito delle aree con vegetazione rada o assente (classe CORINE 33). Tale cambiamento è spesso avvenuto senza controllo, data l'assenza e/o il rispetto, fino all'introduzione di recenti normative di protezione ambientale, di regole e vincoli naturalistici.

Bibliografia

- HEYMANN Y., STEENMANS C., CROISILLE G. E BOSSARD M. (1994). *CORINE land-cover project. Technical guide*, European Commission Directorate General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection ECSC-EEC-EAEC, Brussels, 136.
- SALVINI R., ANSELMINI M., TICCI M., NEVINI J., GUASTALDI E. E FANTOZZI P.L. (2006). Fotogrammetria Digitale e High Resolution Remote Sensing per lo studio multitemporale delle variazioni geomorfologiche e di uso del suolo delle Crete Senesi. *Rivista Italiana di Telerilevamento*, 36:69-80.

2.2. Conclusioni da trarre sulla base delle Analisi multitemporale dell'uso del suolo attraverso lo studio di fotografie aeree

L'analisi dell'uso del suolo è stata effettuata mediante lo studio di coppie multi-temporali di aereo-ortofoto pancromatiche relative agli anni 1954 e 2005 con l'obiettivo di analizzare la modificazione che le aree vegetate hanno subito negli anni, al fine di contribuire a meglio comprendere i meccanismi che presiedono alle dinamiche dell'acqua di falda.

I risultati mostrano come negli anni investigati più del 25% delle aree classificate come terreni agricoli a seminativi (codice CORINE 21 "Seminativi") siano state abbandonate e ri-colonizzate dalla vegetazione boschiva (codice CORINE 31 "Zone boscate"). Parallelamente si osserva una lieve diminuzione nella estensione delle aree aperte con vegetazione rada o assente (codice CORINE 33) pari a circa il 5%.

Tali cambiamenti sono imputabili ad un progressivo abbandono della campagna verificatosi a partire dagli anni cinquanta, allora improntata su un'agricoltura legata alla mezzadria, estesa ed omogenea per tutto il territorio, e caratterizzata da piccoli appezzamenti coltivati ad uso familiare; in queste aree erano presenti colture temporanee associate a colture permanenti e la meccanizzazione era assai limitata se non assente. Con il passare degli anni si è avuto un primo abbandono delle campagne a favore dei centri abitati, che, insieme alle dinamiche naturali dell'evoluzione morfologica di questi territori, rappresentate da un progressivo rinverdimento delle valli, giustifica in parte l'aumento delle aree classificate a bosco. Successivamente il territorio è stato "rivalutato" per l'uso agricolo, con lo sviluppo di una serie di nuove attività a carattere estensivo, dove la forte presenza di pratiche meccanizzate ha reso possibile lo

sfruttamento anche di aree impervie. Questa seconda ipotesi potrebbe giustificare l'aumento dell'estensione delle aree agricole non irrigue (classe CORINE 21) a scapito delle aree con vegetazione rada o assente (classe CORINE 33). Tale cambiamento è spesso avvenuto senza controllo, data l'assenza e/o il rispetto, fino all'introduzione di recenti normative di protezione ambientale, di regole e vincoli naturalistici.

3. INTERFEROMETRIA DIFFERENZIALE PER LO STUDIO DELLA PRESENZA DI EVENTUALI MECCANISMI DI SUBSIDENZA

La tecnica interferometrica differenziale utilizza il valore di fase di dati SAR (*Synthetic Aperture Radar* – Radar ad Apertura Sintetica) relativo a distinte acquisizioni in modo tale da mettere in luce l'esistenza di eventuali differenze riconducibili a fenomeni di deformazione, topografia o disturbi atmosferici.

Scopo di questa attività è stato quindi quello di monitorare la presenza di eventuali meccanismi di subsidenza indotti dalle attività di sfruttamento del campo geotermico e di valutare l'eventuale esistenza del *volcanic spreading* ipotizzato in altri lavori (EDRA, 2006). L'utilizzo di questa tecnica permette infatti di avere una risoluzione temporale e spaziale elevata con un grado di precisione dell'ordine di millimetri.

L'interferogramma da immagini satellitari è la matrice di dati ottenuta dal confronto tra le due distinte acquisizioni della stessa area e contiene in sé le informazioni relative ai vari contributi che generano il valore di fase. Il segnale radar è infatti caratterizzato da due valori: l'ampiezza e la fase. L'ampiezza individua la quantità di campo elettromagnetico retrodiffusa verso il satellite, mentre la fase dipende da diversi fattori, tra cui la distanza sensore-bersaglio.

Il valore di fase di un'immagine SAR è costituito da diversi contributi relativi alla riflettività del bersaglio (dipendente dal materiale e dalla sua geometria), alla presenza dell'atmosfera, alla distanza sensore-bersaglio e ad un inevitabile rumore proprio del sistema di acquisizione.

L'obiettivo della tecnica interferometrica è quello di isolare gli effettivi contributi di fase dovuti al movimento del bersaglio e non imputabili a disturbi, ovvero stimare accuratamente la differenza di cammino ottico dell'onda elettromagnetica trasmessa in due successive acquisizioni e retrodiffusa dal medesimo bersaglio a terra.

La fase di una singola immagine SAR non è di fatto utilizzabile, perché risulta impossibile discriminare un contributo dall'altro. Se si hanno, però, due acquisizioni relative alla stessa area, accuratamente registrate sulla stessa griglia di riferimento, è possibile utilizzare l'informazione contenuta in esse. In questo caso si genera un interferogramma sottraendo la fase di un'immagine

a quella dell'altra. Se non avvengono particolari cambiamenti nel periodo tra le due acquisizioni, i contributi dovuti alla riflettività si elidono e la fase dell'interferogramma dipende, con buona approssimazione, solo dalla distanza sensore-bersaglio e quindi da eventuali movimenti intercorsi tra le due acquisizioni (a parte i contributi spuri dovuti all'atmosfera e al rumore).

Se i target a terra cambiano le loro caratteristiche di retrodiffusione tra un'acquisizione e la successiva, la fase interferometrica registrata dal sensore, risulta affetta da un rumore casuale. L'entità di questo rumore viene valutata attraverso le cosiddette "immagini di coerenza". Avendo a disposizione solo due immagini per volta, e supponendo che il segnale sia stazionario in un'area di qualche pixel, al fine di stimare la coerenza, si calcola il coefficiente di cross-correlazione locale di ciascuna coppia di immagini. La coerenza è quindi un parametro molto importante che esprime la stabilità della fase nel tempo e soprattutto in un intorno spaziale (Hanssen, 2001). L'analisi interferometrica è valida e attendibile solo se eseguita in zone coerenti. La coerenza è compresa tra 0 (retrodiffusori completamente diversi nelle due immagini come per esempio il mare o zone agricole) e 1 (i target diffondono la radiazione nella medesima maniera nelle due immagini come, per esempio, il caso di rocce esposte, palazzi o diffusori permanenti).

Per lo studio della subsidenza nell'area amiatina sono state utilizzate scene satellitari ERS-SAR e ENVISAT-SAR acquisite rispettivamente in geometria discendente e ascendente. La copertura temporale per le scene ERS va dal 1992 al 2000 (Figura 10), mentre per le immagini ENVISAT il periodo di studio è compreso tra il 2003 e il 2007 (Figura 11).

Monte Amiata – Track 122 Frame 2745 – 9 immagini					
Sensore	Data	Orbita	Baseline parallela	Baseline perpendicolare	
Ers1	19920510	4275	0	0	
Ers1	19920927	6279	-125	-79	
Ers1	19950418	19649	-96	-154	
Ers1	20000307	45200	-162	-245	
Ers2	19960612	5988	120	125	
Ers2	19970319	9996	255	39	
Ers2	19980304	15006	196	-290	
Ers2	19990428	21018	239	-152	
Ers2	19991229	24525	58	223	

Figura 10: Elenco delle immagini ERS elaborate (l'immagine di riferimento è indicata in rosso).

Monte Amiata – Track 2444 Frame 855 – 9 immagini

Sensore	Data	Orbita	Baseline parallela	Baseline perpendicolare
Envisat	20030320	5508	99	-68
Envisat	20030703	7011	47	5
Envisat	20040617	12021	82	-2
Envisat	20041104	14025	26	36
Envisat	20050113	15027	35	-78
Envisat	20050324	16029	0	0
Envisat	20051020	19035	74	-138
Envisat	20061005	24045	90	-71
Envisat	20070503	27051	-14	27

Figura 11: Elenco delle immagini ENVISAT elaborate (l'immagine di riferimento è indicata in rosso).

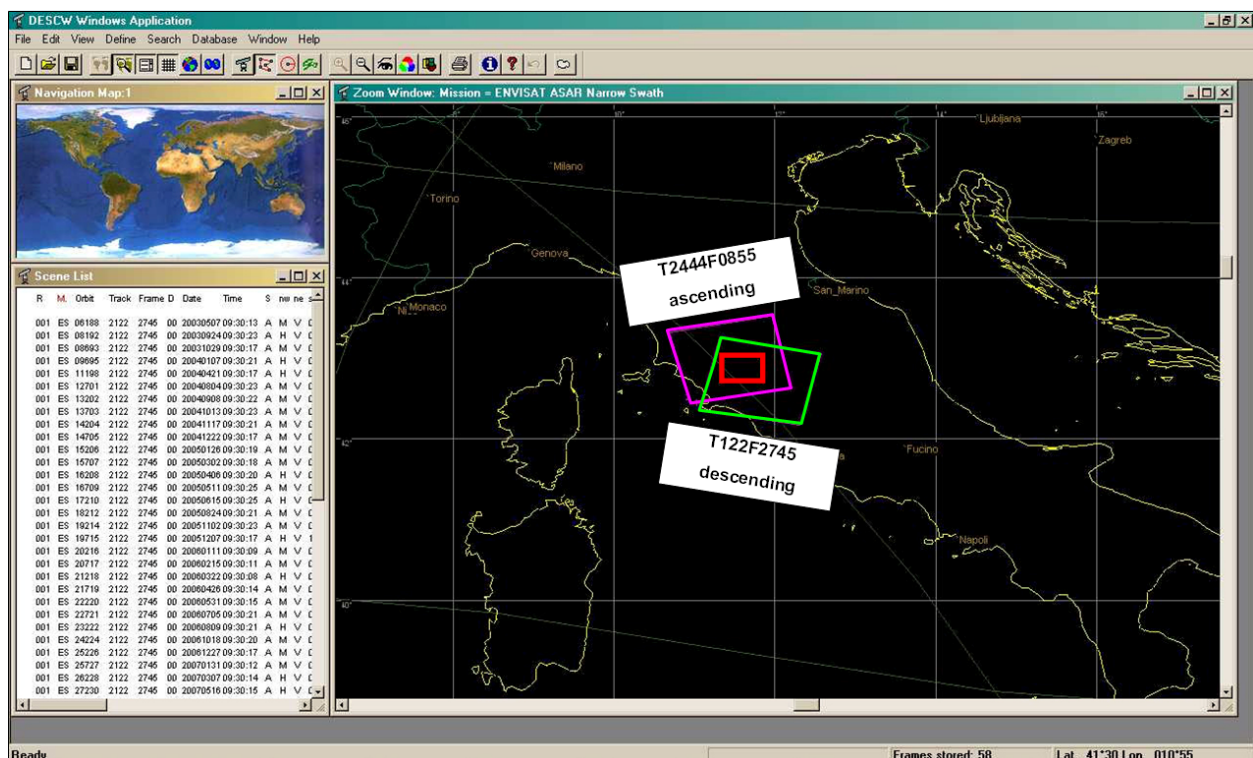


Figura 12: Area geografica ricoperta dalle acquisizioni ERS (in verde) ed ENVISAT (in rosa) utilizzate per l'elaborazione.

Per quanto fatto sopra notare è necessario utilizzare interferogrammi con caratteristiche, geometriche e radiometriche, particolari ed obbligate per cercare di limitare e mitigare i problemi legati ai fattori di disturbo del segnale radar.

La scelta delle immagini è stata effettuata in base alle condizioni meteorologiche presenti al momento della rilevazione e a considerazioni di carattere statistico, legate alla geometria del sistema di acquisizione (bassi valori di *baseline* perpendicolare) e alla distribuzione temporale delle immagini (Figure 13 e 14).

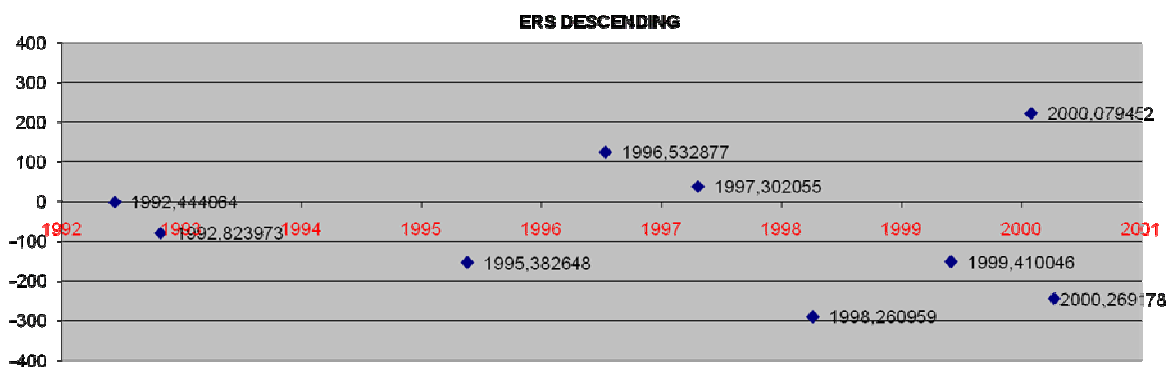


Figura 13: Valori della base perpendicolare per ciascun interferogramma del dataset ERS discendente. Le immagini sono riportate con l'anno ed il giorno calcolato in maniera decimale. Gli interferogrammi costituiscono una sola famiglia.

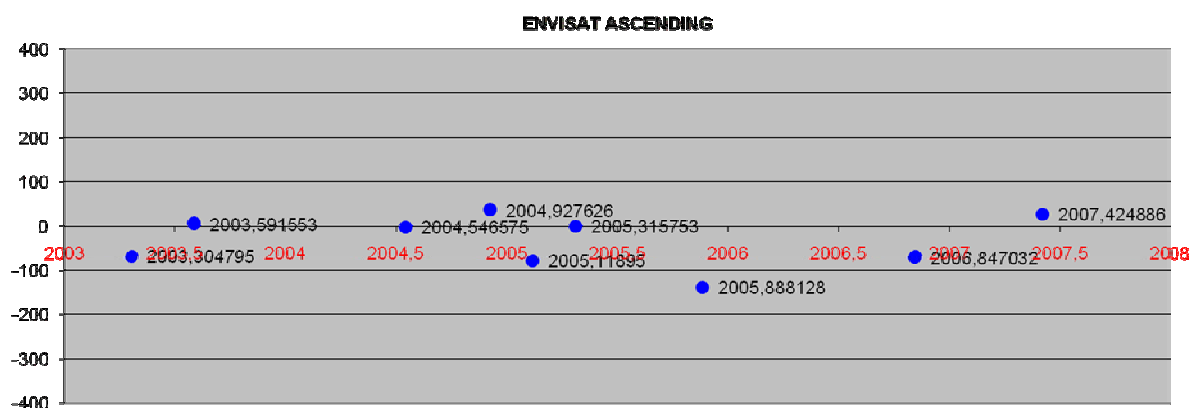


Figura 14: Valori della base perpendicolare per ciascun interferogramma del dataset ENVISAT ascendente. Le immagini sono riportate con l'anno ed il giorno calcolato in maniera decimale. Gli interferogrammi costituiscono una sola famiglia.

3.1 Elaborazione dati

Ai fini di questo lavoro per l'elaborazione e l'analisi delle immagini SAR, e dei relativi interferogrammi, è stato utilizzato il software Diapasontm, sviluppato dall'agenzia spaziale francese CNES (Centre National d'Etudes Spatiales) (Massonnet e Feigl, 1998), e distribuito dalla Altamira Information (2008). Diapasontm è costituito da una suite di software specifici che, dai dati grezzi, focalizza e trasforma le immagini fino al calcolo finale degli interferogrammi attraverso una serie passaggi, che in maniera sintetica possono essere riassunti in tre fasi più una quarta di *post-processing*:

- importazione dei dati grezzi, dei metadati e conversione in formato Diapasontm;
- focalizzazione della scena *raw* e creazione dell'immagine SLC;
- calcolo degli interferogrammi;
- *post-processing*: correzioni da errori residui orbitali e filtraggio dell'interferogramma.

Diapasontm sfrutta il principio del *two-pass*, cioè prevede che le correzioni del contributo topografico vengano eseguite attraverso l'uso di un modello digitale del terreno esterno e non

creato attraverso un processo interferometrico. Per il metodo del *two-pass* sono quindi necessarie due sole immagini riprese in tempi diversi più un DTM, per calcolare l'interferogramma relativo alle due scene. Essendo n il numero delle immagini acquisite, il numero massimo di interferogrammi m_{max} che si possono ottenere dalla serie temporale, è dato dalla relazione

$$m_{max} = \frac{n(n-1)}{2}, \quad n \geq 2, n \in N$$

Il numero di coppie indipendenti è comunque $n/2$. Al fine di registrare e monitorare il fenomeno investigato dalla prima all'ultima data della serie temporale, senza che si abbia soluzione di continuità né temporale né interferometrica, il *dataset* minimo di interferogrammi deve comunque essere di almeno $k = n-1$ immagini e riportare misure e calcoli ridondanti. Si dice che debba essere costituito da una sola *specie* o famiglia di interferogrammi.

In questo lavoro sono stati calcolati 49 interferogrammi utilizzando le scene disponibili ed eliminando i dati con valori di rumore troppo elevati.

3.2 Risultati

In Figura 15 è riportata l'immagine di ampiezza della zona elaborata. Si nota la presenza di zone molto riflettenti quali aree urbane, edificate o industriali, su cui in genere è possibile avere una buona coerenza (Piancastagnaio, Abbadia San Salvatore, l'area delle centrali geotermiche, Floramiata) e di zone affette da de-correlazione geometrica su cui non è possibile ottenere misure attendibili (es. tutte le creste delle montagne che risultano bianche in Figura 15 sono affette da *foreshortening*). La scarsa urbanizzazione dell'area e la morfologia montuosa danno luogo a diversi fenomeni di deformazione prospettica che solo in parte viene compensata dalla scelta di utilizzare un dataset discendente (ERS) ed uno ascendente (ENVISAT).

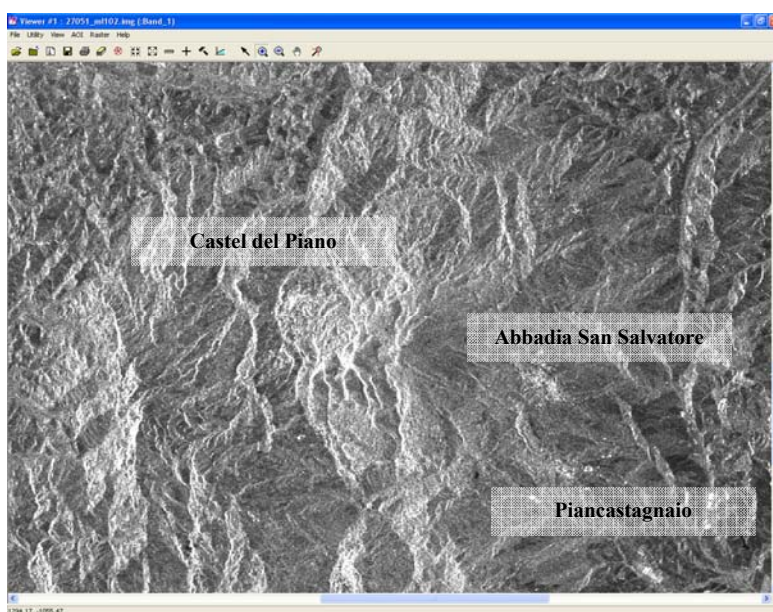


Figura 15: Immagine di ampiezza della zona elaborata.

Allo scopo di verificare la presenza di eventuali meccanismi di subsidenza, indotti dallo sfruttamento e dalla re-iniezione dei fluidi esauriti, e di verificare l'esistenza del *volcanic spreading*, si è deciso di valutare l'accuratezza degli interferogrammi prodotti mediante il confronto con i dati provenienti dalle livellazioni ottico-geometriche di elevata precisione effettuate da Enel nel periodo 1988-2006 (Enel, 2006). Inoltre, se la livellazione offre una elevata precisione della misura, si può aggiungere che il dato SAR offre teoricamente elevate risoluzioni temporali e spaziali, dell'ordine di una misura ogni 40 metri.

La densa copertura vegetale, che caratterizza gran parte dell'area, determina una forte decorrelazione sugli interferogrammi. Grazie all'ausilio delle livellazioni si è cercato di tararli e definire meglio i fenomeni di spostamento relativo nelle aree con maggiore coerenza, localizzati soprattutto nelle aree cittadine e nei pressi di alcune aree caratteristiche come il complesso Floramiata. Anche in queste aree, comunque, data la frammentazione degli interferogrammi dovuta all'alternanza di zone coerenti e non, è molto problematico procedere con una analisi quantitativa della deformazione; in questo senso le valutazioni correttamente esprimibili sono da ritenere, sull'eventuale presenza di fenomeni deformativi, di natura qualitativa. Vengono di seguito presentati alcuni esempi di aree con maggiore coerenza quali Abbadia San Salvatore, Piancastagnaio, Santa Fiora-Bagnolo, FlorAmiata e Arcidosso, confrontati con i dati di livellazione altimetrica resi disponibili da Enel (Figura 16).

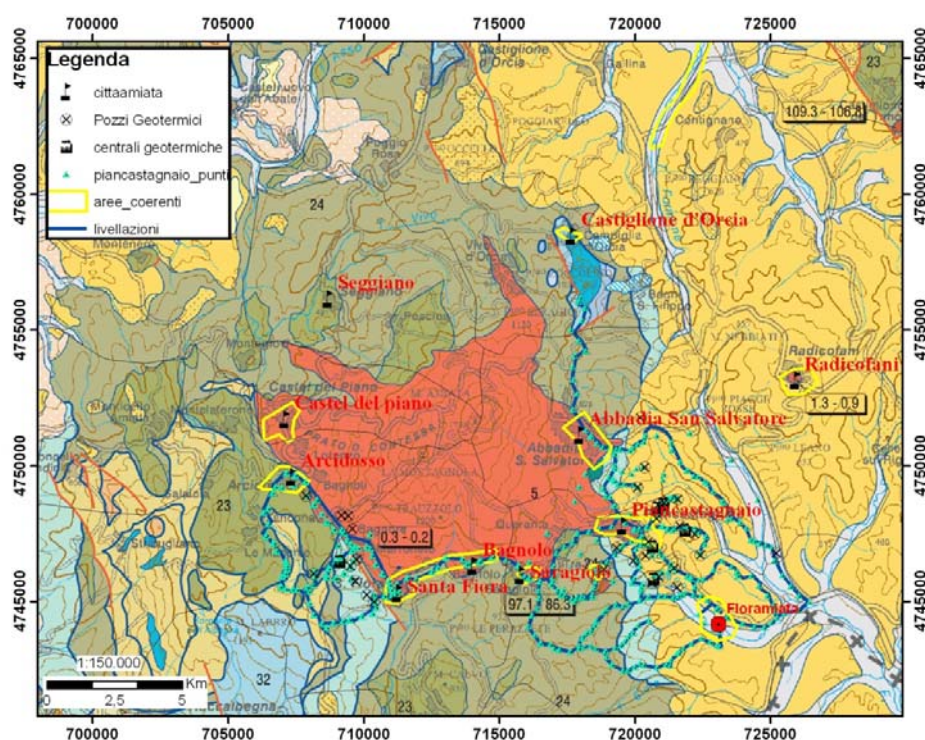


Figura 16: Stralcio della carta geologica in scala 1:250.000 (Carmignani et al., 2004) dell'area amiatina con sovrapposta le reti di livellazione Enel e le aree più coerenti degli interferogrammi.

3.2.1 Abbadia San Salvatore

L'interferogramma scelto per l'analisi di quest'area deriva dalle seguenti scene Ers1: **19649 – 42500 (intervallo temporale 18/04/1995 - 07/03/2000)**.

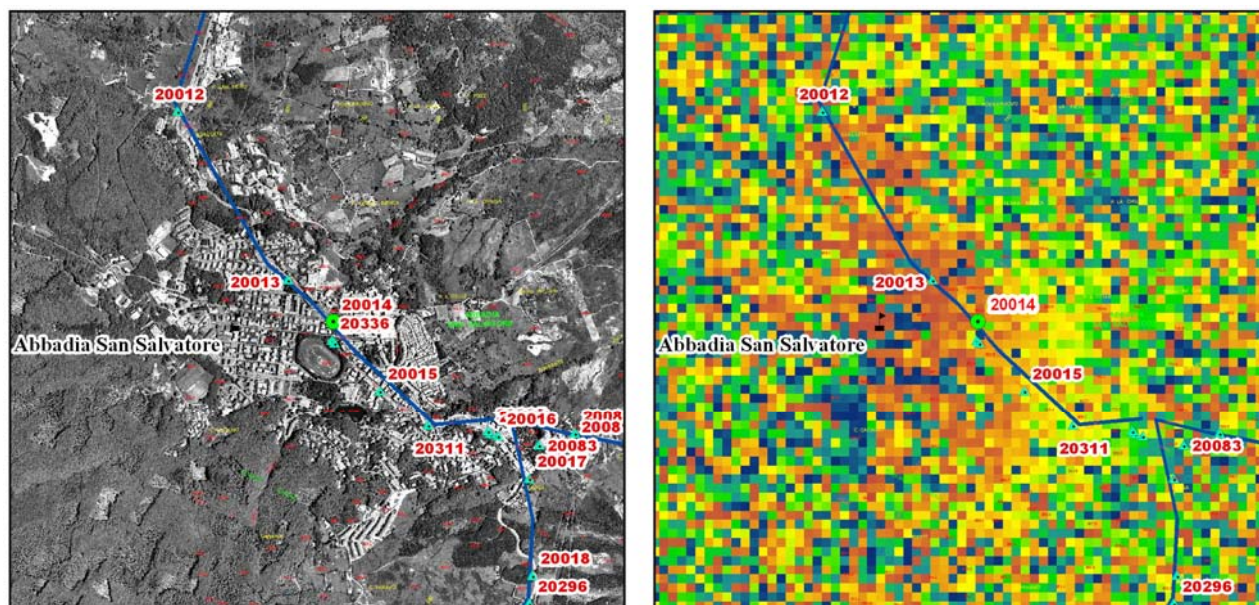


Figura 17: Area di Abbadia San Salvatore: ortofoto con sovrapposta la linea di livellazione Enel (a sinistra); sulla destra dettaglio dell'interferogramma con sovrapposta la linea di livellazione (sono visibili i capisaldi).

Quest'area dell'interferogramma è caratterizzata da una variazione cromatica che sta ad indicare un abbassamento relativo dell'area di colore verde-giallo rispetto a quella rossa che, data la leggibilità dell'interferogramma (un'intera frangia di colore dal blu-verde-giallo fino al rosso indica un movimento relativo di $-2,8$ cm), rappresenta una variazione altimetrica di circa $3/8 \lambda$ ($\lambda = 5,6$ cm) e cioè circa 21 mm nei cinque anni (ndr il caposaldo di riferimento è ubicato presso l'abitato di Abbadia San Salvatore ed è rappresentato dal punto 20014 – Figura 17).

Osservando l'andamento della livellazione in quest'area per lo stesso periodo si nota una buona corrispondenza (Figura 18); il punto 20016 dal 1994 al 2001 mostra un abbassamento di circa 20 mm (area di colore verde dell'interferogramma). Gli altri capisaldi non mostrano variazioni altimetriche apprezzabili come osservabile anche dall'interferogramma (ndr questi tassi di deformazione sono al limite della rilevabilità sia della tecnica interferometrica sia di livellazione).

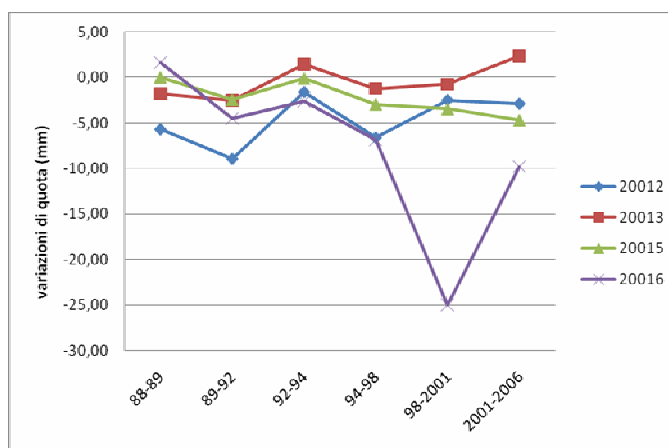


Figura 18: Andamento delle variazioni di quota nell'area di Abbadia San Salvatore.

i. Piancastagnaio

Utilizzando lo stesso interferogramma [scene Ers1 19649 – 42500 (intervallo temporale 18/04/1995 - 07/03/2000)], muovendosi in direzione Ovest-Est (Figura 19), si nota una variazione cromatica dal giallo fino al blu e poi di nuovo al giallo quantificabile in un movimento di abbassamento relativo della zona gialla di, al massimo, $1/4 \lambda$ (14 mm) nei cinque anni. Il grafico di livellazione dei capisaldi interessati è mostrato in Figura 20.

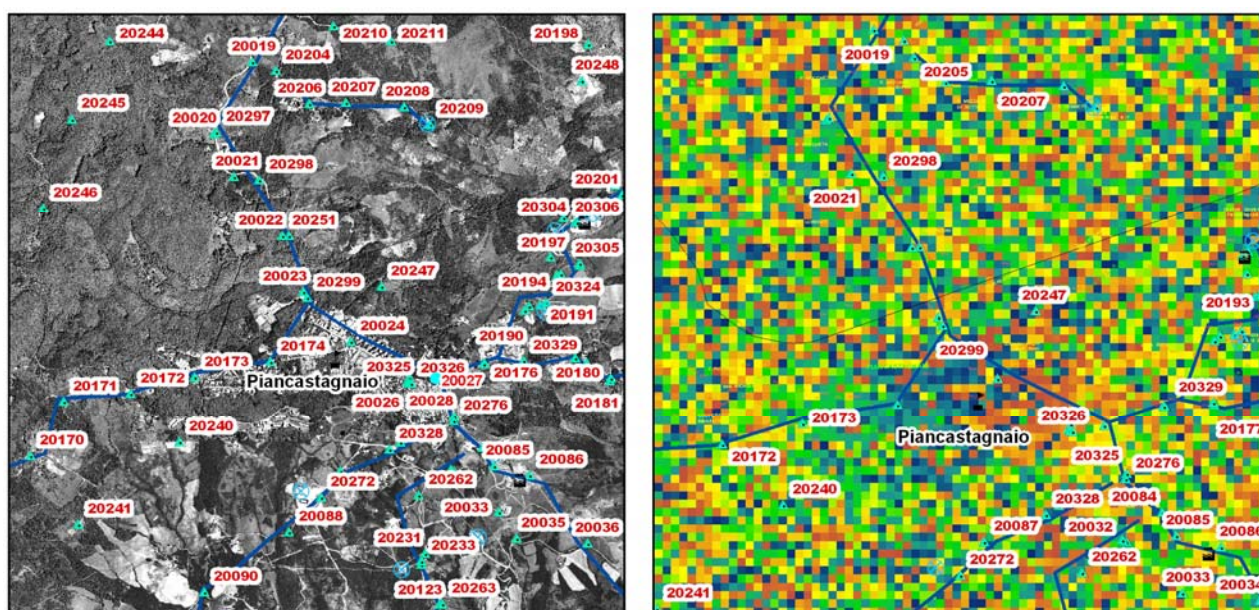


Figura 19: Area di Piancastagnaio: ortofoto con sovrapposta la linea di livellazione Enel (a sinistra); a destra dettaglio dell'interferogramma con sovrapposta la linea di livellazione (sono visibili i capisaldi).

A titolo esemplificativo si osservi la deformazione altimetrica negativa del punto 20027 di circa 1cm superiore rispetto ai suoi vicini.

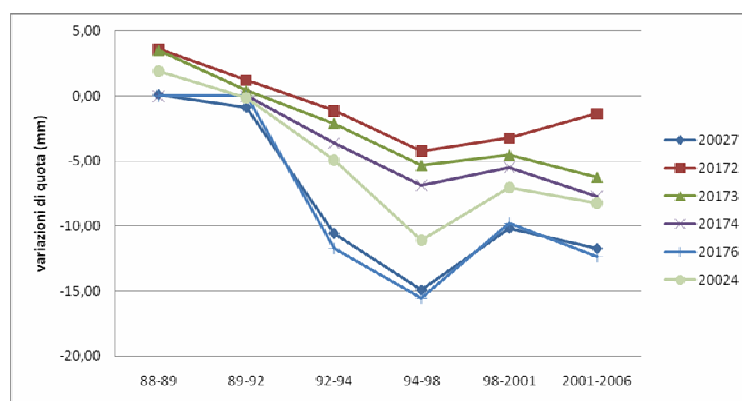


Figura 20: Andamento delle variazioni di quota nell'area di Piancastagnaio.

ii. Santa Fiora – Bagnolo

L'interferogramma scelto per l'analisi di quest'area deriva dalle seguenti scene Envisat: **15027-19035 (intervallo temporale 13/01/2005 – 20/10/2005)**.

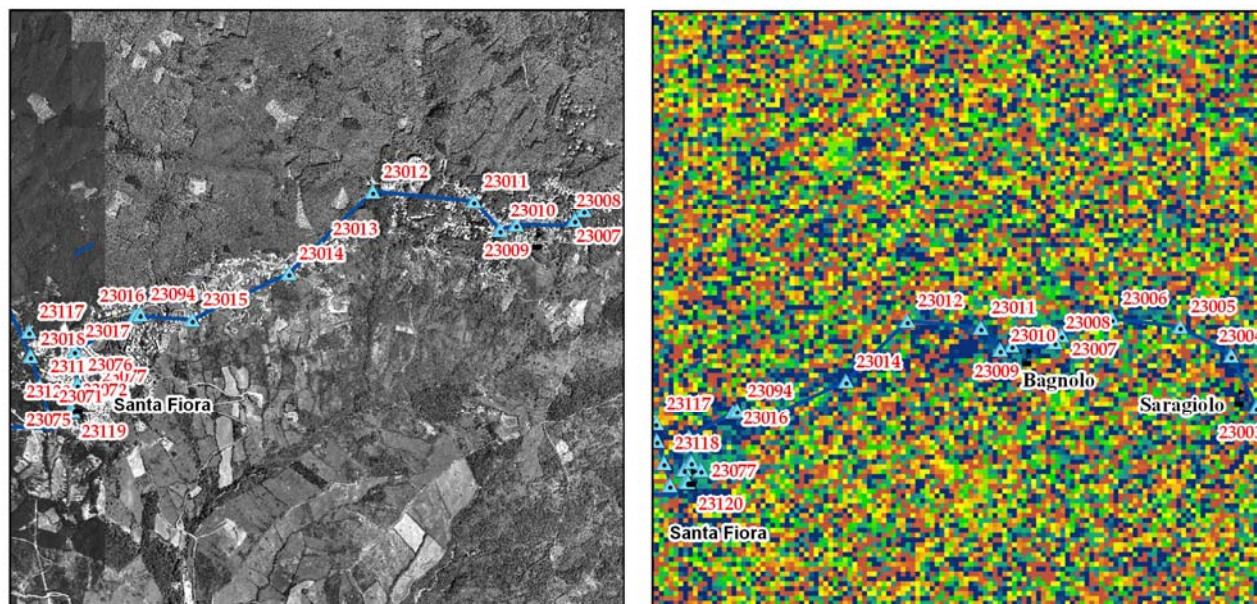


Figura 21: Area di Santa Fiora - Bagnolo: ortofoto con sovrapposta la linea di livellazione Enel (a sinistra); a destra un dettaglio dell'interferogramma con sovrapposta la linea di livellazione (sono visibili i capisaldi).

In questa zona i fenomeni di deformazione sono ridottissimi, al limite dell'applicabilità della tecnica. Quest'area ha meno coerenza delle altre a causa della bassa densità di zone edificate e dell'elevata presenza di aree a vegetazione naturale ed agricole. All'interno della bassa coerenza mostrata dall'interferogramma in Figura 21, si possono "a fatica" isolare 2 aree tra le quali è ipotizzabile un abbassamento relativo (verso Est) di circa $1/10 \lambda$ (circa 5 mm).

Nel grafico di Figura 22 è confermato questo trend (es. confronto tra i punti 23071 e 23013) con una deformazione inferiore ai 5 mm nei 10 mesi investigati.

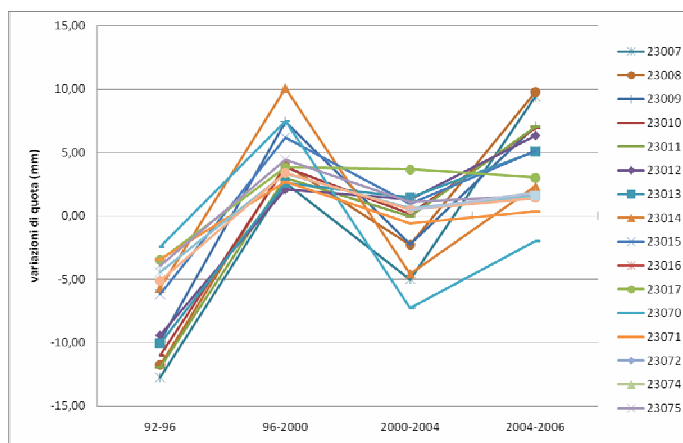


Figura 22: Andamento delle variazioni di quota nell'area di Santa Fiora - Bagno.

iii. Floramiata

Utilizzando lo stesso interferogramma della zona di Santa Fiora [scene Envisat: **15027-19035** (**intervallo temporale 13/01/2005 – 20/10/2005**)], si nota una buona coerenza data la presenza al suolo di aree edificate ad uso industriale. La zona mostra un trend di deformazione altimetrica negativa (area di colore rosso in Figura 23) rispetto all'area di colore blu circostante osservabile ad esempio in corrispondenza del caposaldo di livellazione 20048. L'entità di deformazione è minima e quantificabile in meno di $1/10 \lambda$ (inferiore a 5 mm) come confermato dal grafico dei dati di livellazione riportato in Figura 24.

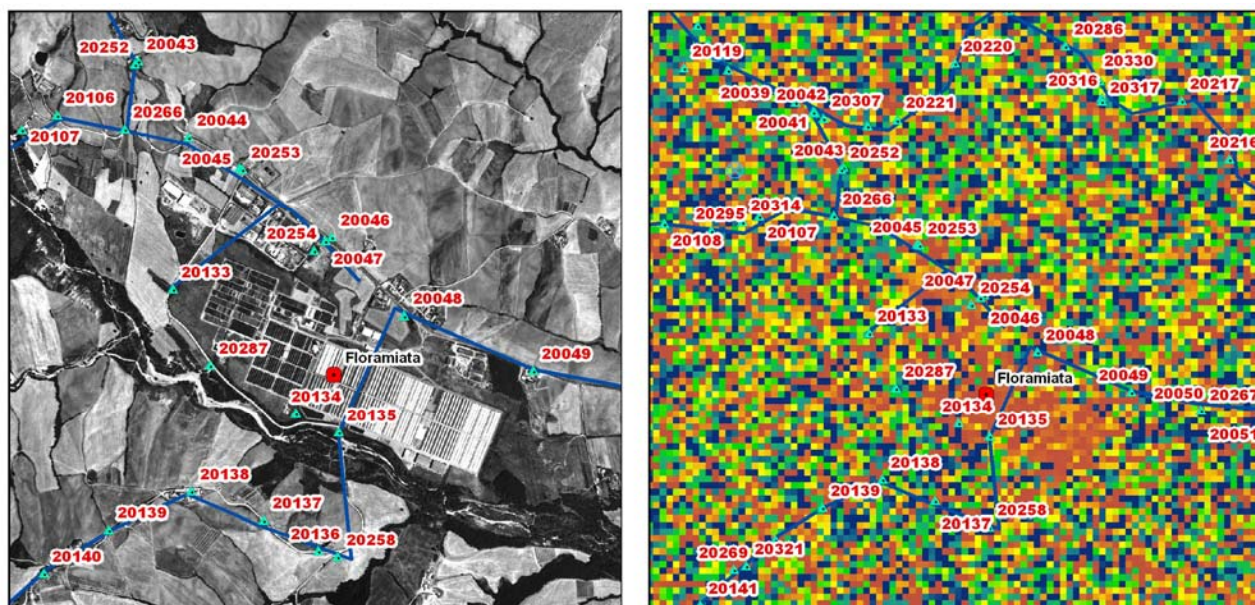


Figura 23: Area industriale FlorAmiata: ortofoto con sovrapposta la linea di livellazione Enel (a sinistra); a destra un dettaglio dell'interferogramma con sovrapposta la linea di livellazione (sono visibili i capisaldi)

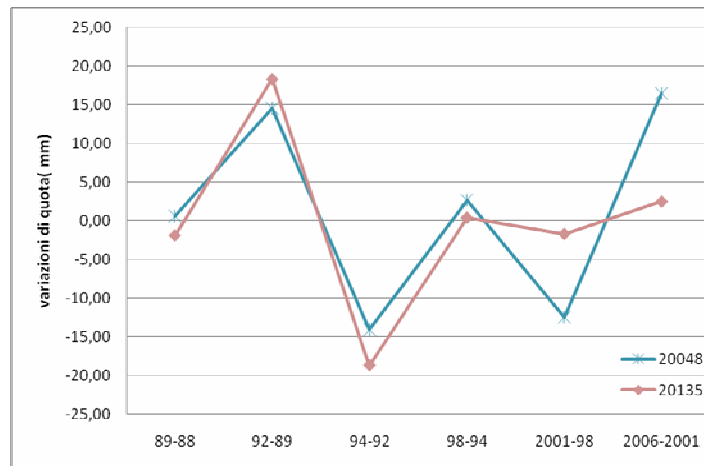


Figura 24: Area industriale Floramiata: andamento delle variazioni di quota

iv. Arcidosso

Sempre dall'analisi dell'interferogramma calcolato dalle scene Envisat: **15027-19035 (intervallo temporale 13/01/2005 – 20/10/2005)**, si osserva una certa coerenza traducibile in un possibile sollevamento relativo dell'area verde (es. caposaldo 23039) rispetto a quella blu identificata dai capisaldi 23091 e 23036.

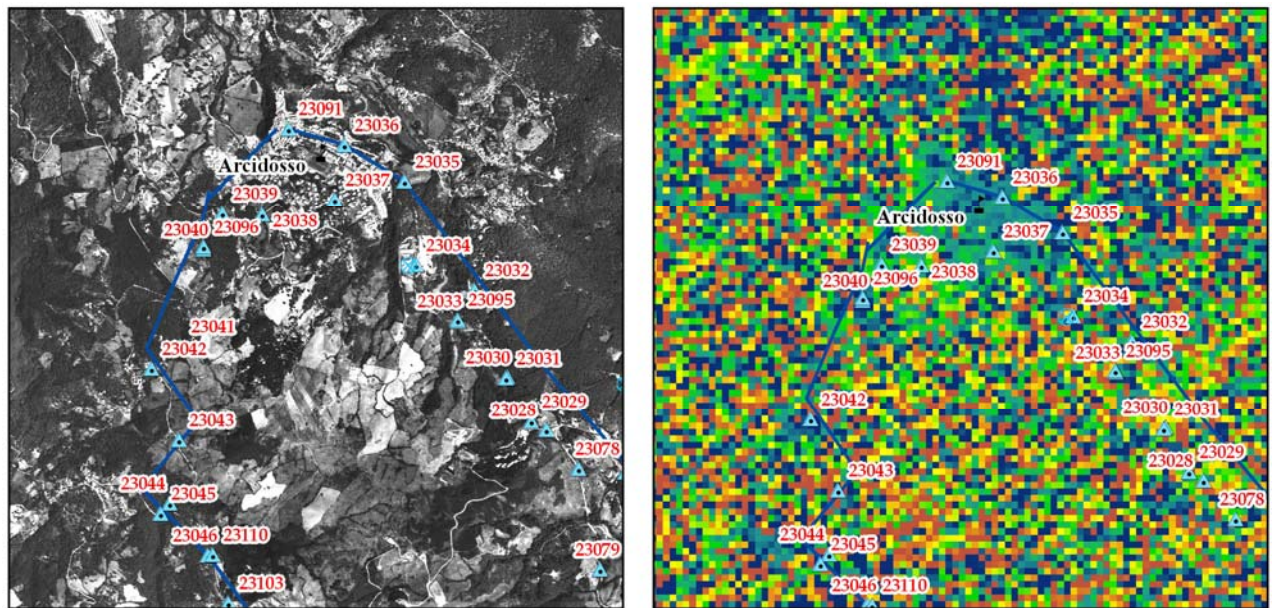


Figura 25: Area di Arcidosso: ortofoto con sovrapposti capisaldi di livellazione Enel (a sinistra); sulla destra dettaglio dell'interferogramma con sovrapposta la linea di livellazione (sono visibili i capisaldi).

Il dato, quantificabile in pochi mm (4-5 al max) è confermato dai dati altimetrici misurati in campagna: i punti 23036 e 23039 siti rispettivamente nell'area blu e nell'area verde mostrano nei 10 mesi una subsidenza relativa di circa 2 mm.

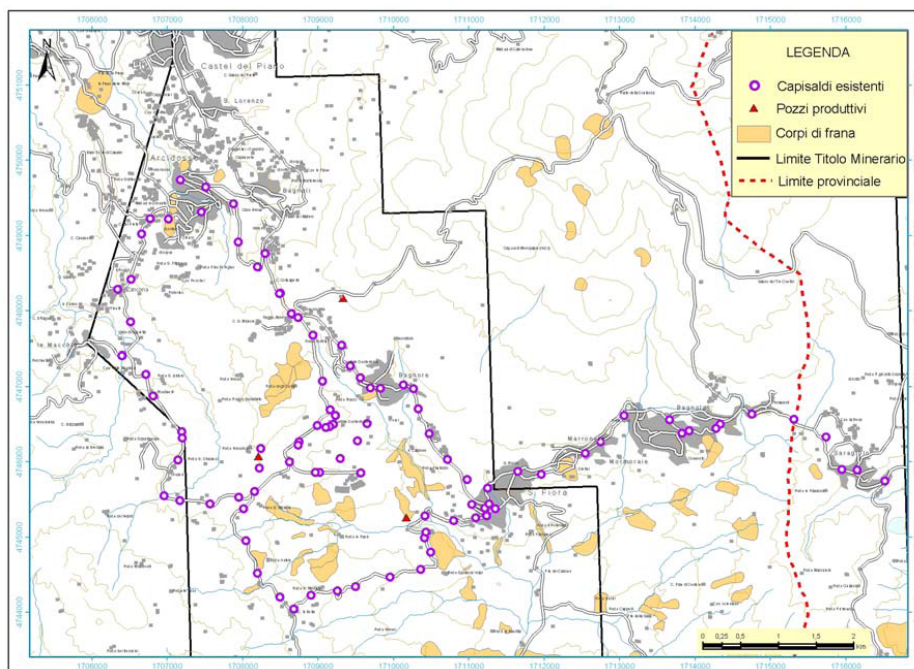


Figura 28: Rete di Bagnore – configurazione 2006 (da Enel, 2006).

della cartografia geomorfologica provinciale in scala 1:25.000 (ad oggi inedita, resa disponibile per gentile concessione dal Prof. M. Coltorti dell'Università di Siena direttore del rilevamento).

3.3.1 Rete di Bagnore

La Rete di Bagnore (Figura 28) è caratterizzata da deboli fenomeni di deformazione altimetrica negativa in taluni casi ascrivibili alla franosità diffusa presente nell'area, in particolare nella zona dei pozzi produttivi di Santa Fiora. I trend negativi massimi, circa 0,25 cm/anno, sono peraltro molto contenuti e non vi sono evidenti connessioni con la produzione geotermica (Enel, 2006).

La presenza di una cospicua franosità può determinare, su alcuni capisaldi, un incremento delle variazioni altimetriche negative, conseguentemente possono essere enfatizzati i trend negativi di alcuni di essi. Tutti i capisaldi del tratto di rete che da Zancona scende a SE, verso il Podere S.Michele (bordo occidentale della rete), furono distrutti nel 1993-94 a seguito dei lavori di ampliamento della sede stradale. Pertanto in quest'area non sono presenti valori nella mappa delle variazioni del periodo 1992-2006 (Figura 29). Durante i rilievi del 1994 questo tratto di rete è stato ripristinato con nuovi capisaldi.

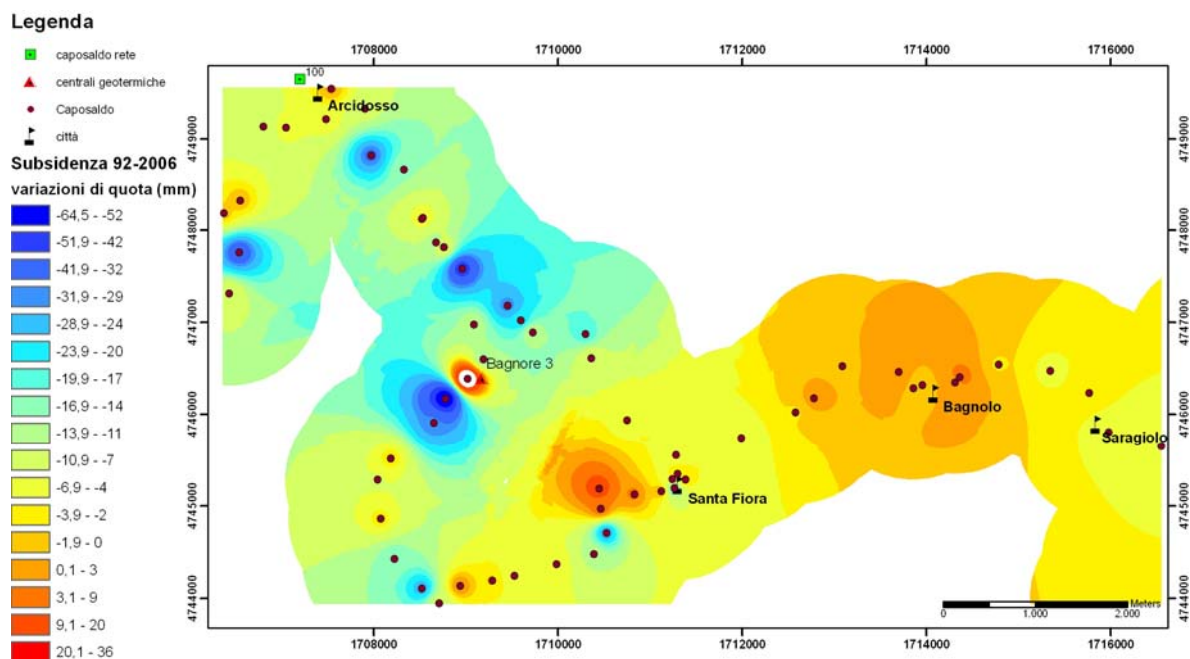


Figura 29: Rete di Bagnore – Andamento delle isovariazioni di quota nel periodo 1992-2006 calcolate in questo lavoro.

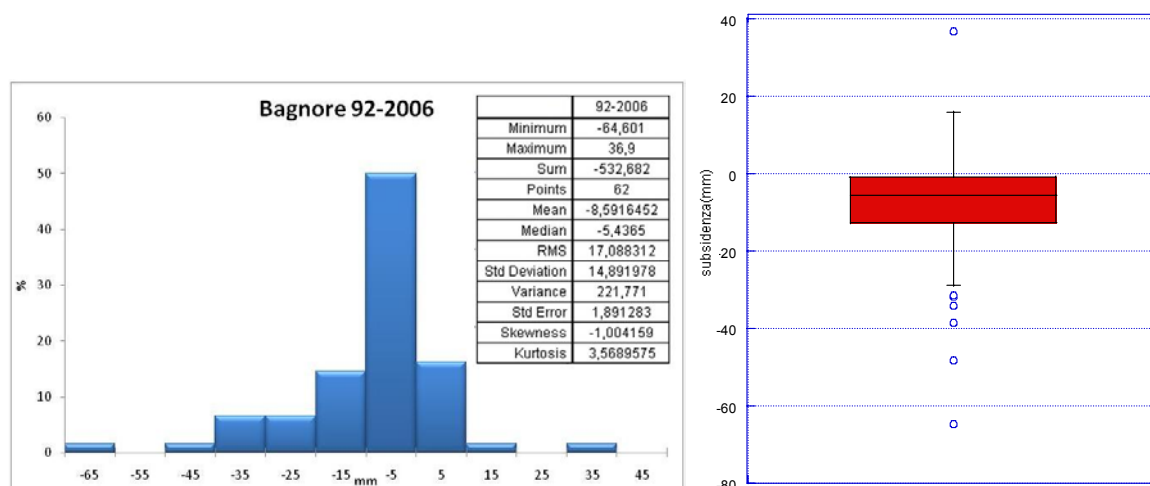


Figura 30: Rete di Bagnore – Analisi statistica dei dati di livellazione.

L'analisi statistica effettuata sui dati di livellazione indica un valore medio di subsidenza nei 14 anni pari a 8,6 mm (Figura 30). Il 50% dei dati presenta valori comunque negativi; com'è possibile apprezzare dal *box plot* riportato in figura, i valori contenuti tra il primo e terzo quartile hanno valori di subsidenza oscillanti tra 0 e -20 mm circa. Il baffo superiore raggiunge valori positivi fino a 18 mm mentre quello inferiore valori negativi con un massimo di -30 mm. Sono stati esclusi dal calcolo alcuni *outliers*, i cui valori di deformazione oscillano tra -30 e -70mm, comunque rappresentati di colore blu scuro nella mappa di Figura 29. E' presente un *outlier* positivo ubicato in corrispondenza della centrale Bagnore3 vicino Santa Fiora (triangolino rosso

in Figura 29). La Figura 31 mostra l'andamento delle isovariazioni di quota calcolate da Enel nel periodo 1992-2006. Le differenze tra questa e la Figura 29, calcolate in questo lavoro, sono imputabili all'eliminazione da parte di Enel di alcuni capisaldi nell'interpolazione geostatistica ed al differente tipo di algoritmo selezionato (in questo lavoro l'interpolazione è stata effettuata secondo il Metodo IDW – *InverseDistance Weighted*, Shepard, 1968).

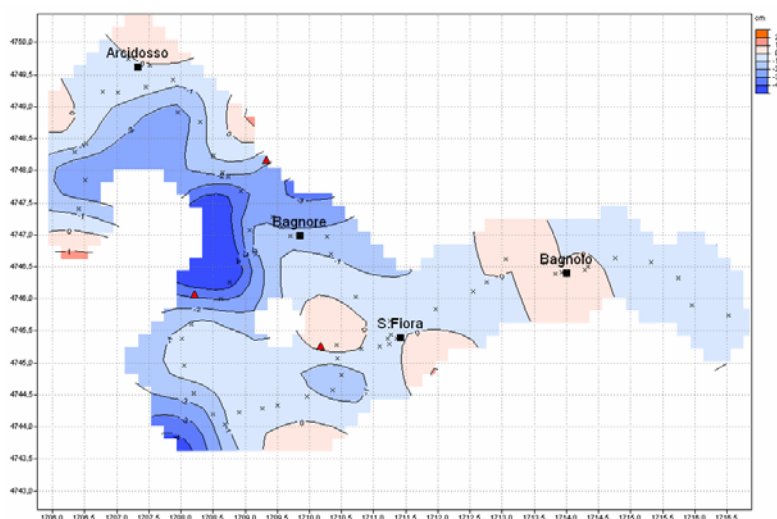


Figura 31: Rete di Bagnore – Andamento delle isovariazioni di quota nel periodo 1992-2006 (da Enel, 2006).

I motivi dell'eliminazione da parte di Enel di alcuni capisaldi nel calcolo non sono noti, anche se è ipotizzabile l'inattendibilità del caposaldo per motivi di stabilità imputabili al suo stato di conservazione o alla sua insistenza su corpi franosi.

3.3.2 Rete di Piancastagnaio

Quest'area è caratterizzata da franosità diffusa ciò ha fatto sì che il caposaldo originario (n°1 posto in località Montieri) fosse sostituito nel 2006 da un nuovo riferimento che risultasse sufficientemente lontano dai pozzi produttivi e, al contempo, presentasse variazioni altimetriche coerenti con l'ipotesi avanzata sulla sostanziale instabilità del vecchio riferimento. Il nuovo caposaldo prescelto è il n. 14 ubicato nell'abitato di Abbadia S. Salvatore. La stabilità di questo nuovo caposaldo potrà essere verificata con il collegamento delle reti di Piancastagnaio e Bagnore alla rete altimetrica di riferimento nazionale dell'IGM. La Figura 32 mostra la Rete di Piancastagnaio (da Enel, 2006). Il trattamento statistico dei dati ha previsto lo studio tramite istogrammi di frequenza e *box plot* dei trend sui 18 anni nel tentativo di comprendere le dinamiche della rete e apprezzarne i valori più rappresentativi

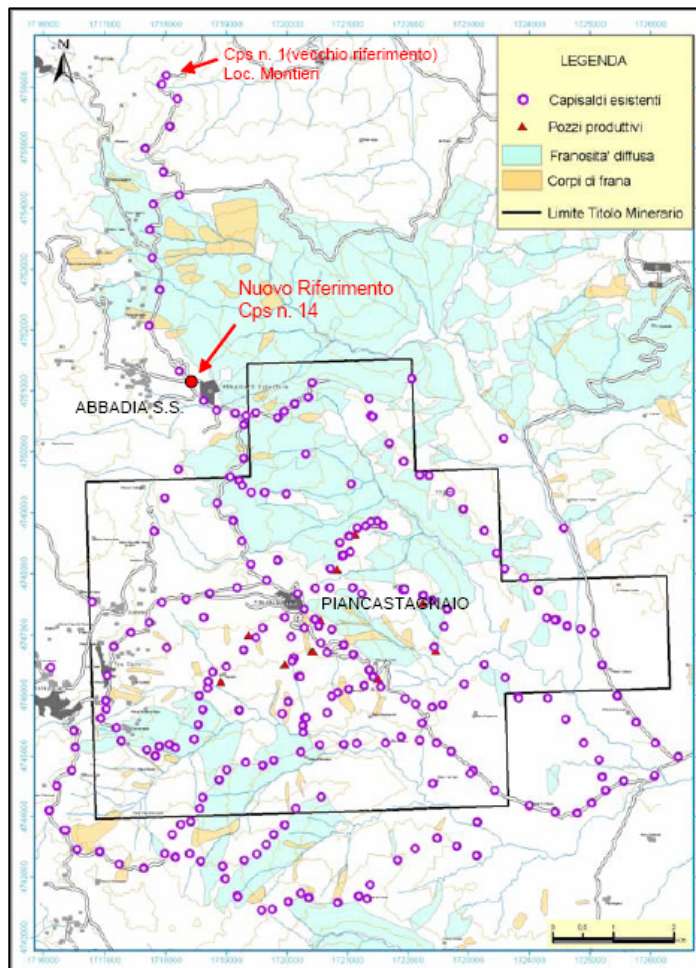


Figura 32: Rete di Piancastagnaio – configurazione 2006 (da Enel, 2006).

Le elaborazioni statistiche del set di dati completi disponibili denotano un trend di abbassamento dal 1988 al 2006 con valori medi pari a -28 mm (Figura 33). La distribuzione è “destra” con valori quasi tutti negativi. Il primo e il terzo quartile si attestano tra 0 e -48 mm. Rispetto al caposaldo di riferimento, circa il 20% dei punti ha un innalzamento compreso tra 0 e 40 mm; esempi sono localizzati a Poggio Ginestra, Poggio Colle Lucciole nella zona Est e a Sud-Est di Piancastagnaio. Sussistono però degli *outliers* negativi di qualche decina di centimetri non sempre posti in aree interessate da frane ed ubicati entro 500 m da pozzi produttivi o centrali (Figure 34 e 35); esempi sono riscontrabili presso la località Stalle di Roncena (zona Sud-Ovest dell’area amiatina) e a nord della località P. Venti.

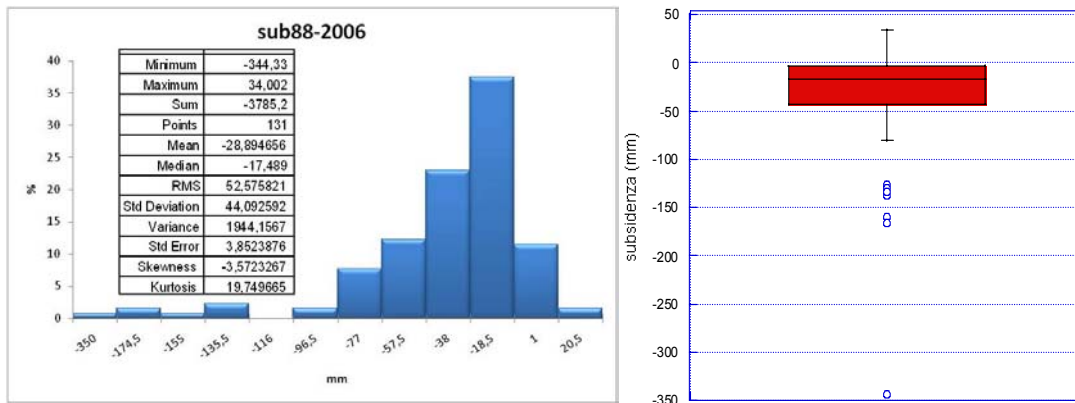


Figura 33: Rete di Piancastagnaio – Analisi statistica dei dati di livellazione.

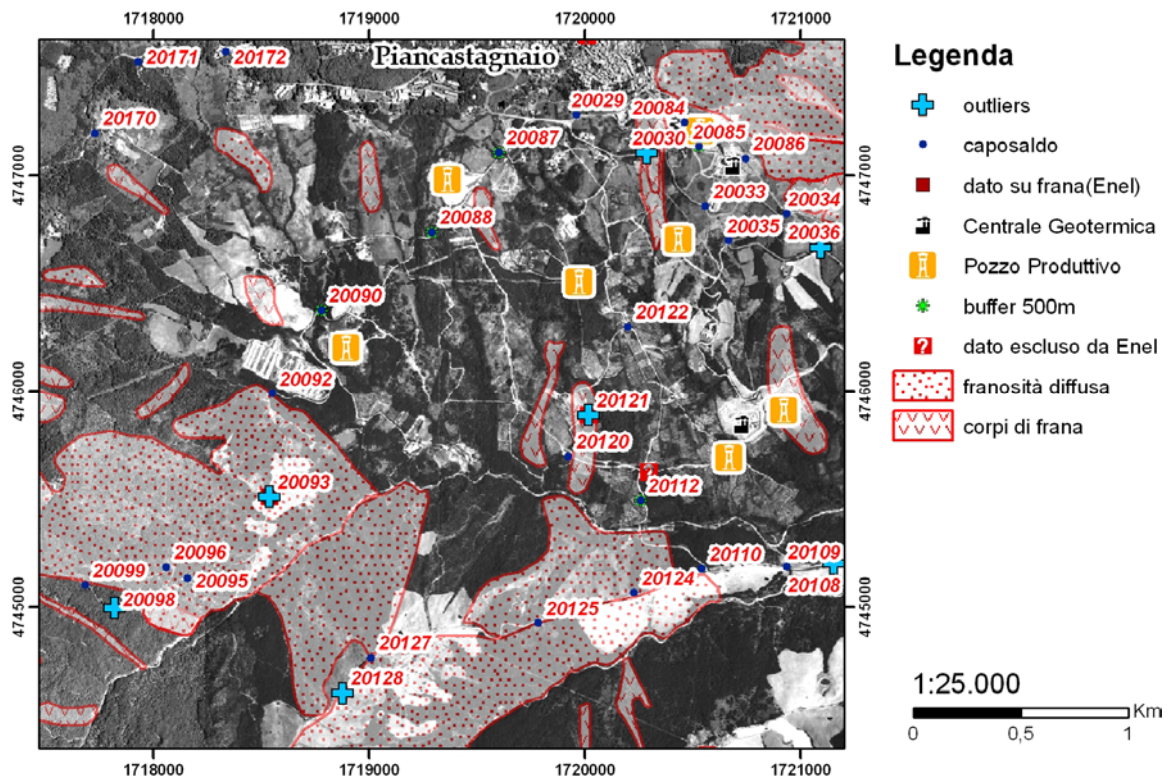


Figura 34: Area di Piancastagnaio – sono evidenziati in azzurro gli *outliers* posti al di fuori di aree interessate da fenomeni franosi.

La Figura 35 mostra le interpolazioni effettuate a partire dai dati grezzi in questo lavoro, mentre la Figura 36 rappresenta l'andamento delle isovariazioni di quota calcolate da Enel nel periodo 1988-2006. Le differenze osservabili tra le figure sono ascrivibili, oltre ai succitati differenti metodi di interpolazione, a n. 20 capisaldi che Enel, molto probabilmente per motivi di inattendibilità della misura a causa del cattivo stato di conservazione del caposaldo o del suo interessamento all'interno di un copro franoso, ha escluso nell'interpolazione.

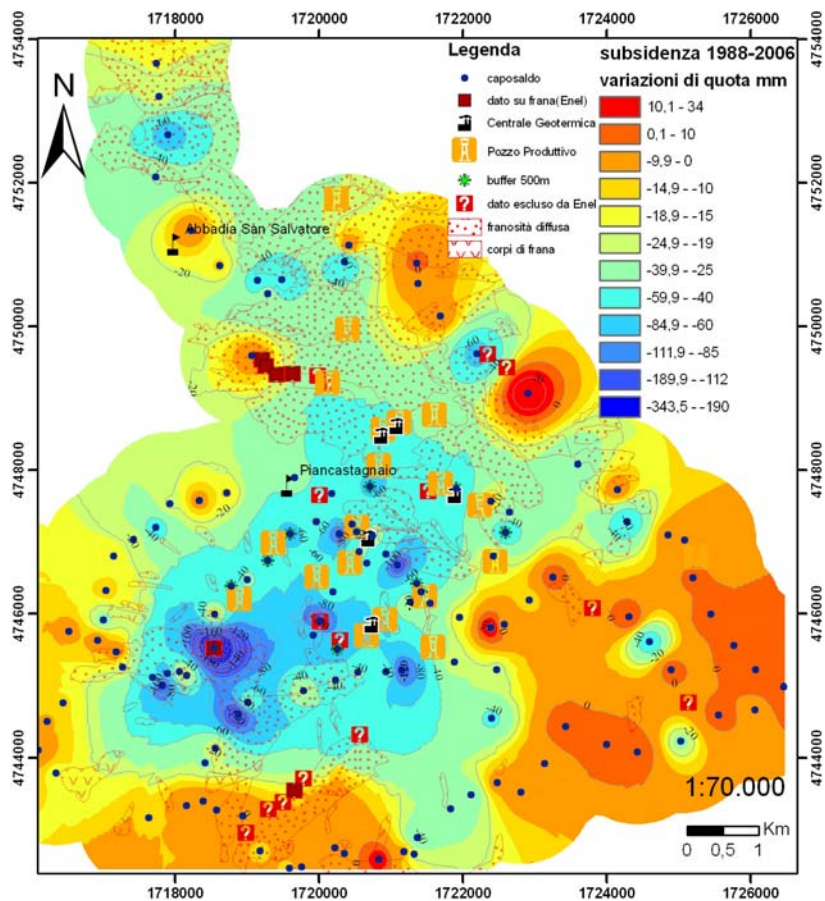


Figura 35: Rete di Piancastagnaio – Andamento delle isovariazioni di quota nel periodo 1988-2006 calcolate in questo lavoro.

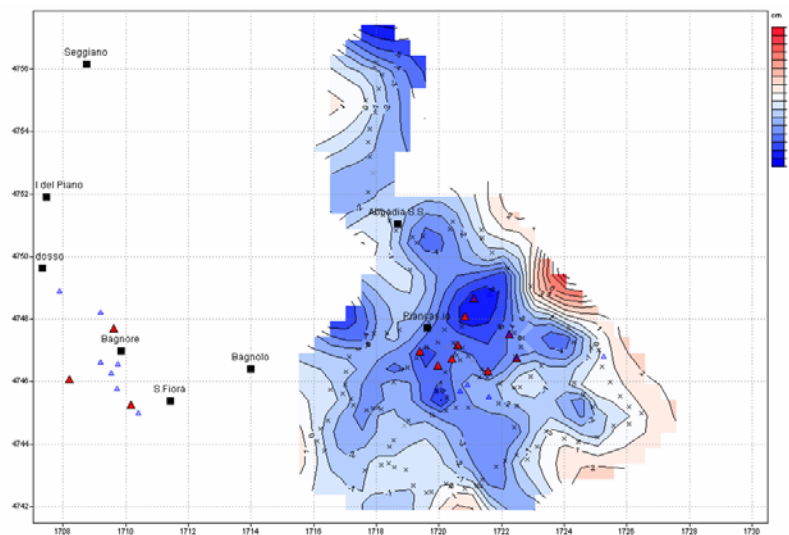


Figura 36: Rete di Piancastagnaio – Andamento delle isovariazioni di quota nel periodo 1988-2006 (da Enel, 2006).

3.4. Conclusioni e raccomandazioni

L'analisi interferometrica non è divenuta uno strumento operativo molto diffuso di analisi e monitoraggio per i vari effetti che ne riducono (o addirittura compromettono) la qualità dei risultati.

In primo luogo i fenomeni di de-correlazione temporale che sono causati dalla variazione delle proprietà elettromagnetiche (riflettività) dei bersagli radar nel tempo: in questo caso l'ipotesi che il contributo di riflettività si elida generando l'interferogramma non è più verificata.

Questi fenomeni risultano più marcati al crescere dell'intervallo di tempo tra le due acquisizioni utilizzate.

Le zone coperte da vegetazione, facilmente influenzabili dal vento e di diverso aspetto a seconda della stagione, sono fonte di de-correlazione, mentre i centri urbani e le rocce esposte rimangono maggiormente stabili nel tempo (cambiamenti possono essere causati anche da altri eventi atmosferici quali pioggia o neve).

La qualità dell'interferogramma dipende anche dalla distanza tra le due orbite effettivamente percorse dal sensore durante l'acquisizione delle due immagini. Si può dimostrare che maggiore è il valore assoluto della *baseline*, minore è la banda comune tra i due segnali e quindi minore è il rapporto segnale-rumore relativo all'interferogramma da esse generato. Questo disturbo genera la cosiddetta "de-correlazione geometrica".

L'interpretazione dei dati interferometrici può essere ulteriormente complicata dalla variazione delle condizioni atmosferiche durante le due acquisizioni che si possono tradurre in un ulteriore termine di fase difficile da discriminare dal contributo relativo a eventuali fenomeni di movimento.

Un'attenta analisi bibliografica porta comunque alla conclusione che, con l'interferometria SAR tradizionale, si possono stimare movimenti dell'ordine del centimetro, ma in genere non è possibile effettuare stime puntuali, solo analisi d'insieme per identificare fenomeni macroscopici in essere (estensione $> 0.2 \text{ km}^2$).

Si aggiunga a questo possibili imprecisioni nelle posizioni orbitali e, nel caso specifico, un numero ridotto di scene disponibili (minimo consigliato 25-30); ciò a riguardo, va sottolineato che la scelta di un numero ridotto di scene elaborate è stata fatta non tanto per problemi economici ma per la consapevolezza delle difficoltà che la tecnica tradizionale disponibile avrebbe incontrato in questa zona caratterizzata da ampia copertura vegetale e morfologie acclivi che rendono la coerenza molto bassa.

In considerazione dei limiti della tecnica utilizzata e della de-correlazione del dataset disponibile, si è allora preso in esame il lavoro effettuato nel 2003 da T.R.E. s.r.l. (Tele-Rilevamento

Europa) dal titolo “Analisi dell'area del comune di Piancastagnaio (SI) e zone limitrofe con tecnica dei *Permanent Scatterers (Permanent Scatterers Technique)* geometria ascendente”.

I punti di forza della tecnica *Permanent Scatterers (PS)*, di cui T.R.E. detiene il brevetto, rispetto all'analisi interferometrica convenzionale, sono rappresentati principalmente dalla possibilità di ottenere stime puntuali, da una maggiore accuratezza (sino al millimetro su singole misure) e dalla stima e rimozione dei contributi atmosferici. I vantaggi nell'utilizzo della tecnica PS si possono schematicamente riassumere nella disponibilità di accedere gratuitamente a tutto l'archivio storico di dati SAR (a partire dal 1992), nell'elevata accuratezza delle misure differenziali [sul trend di deformazione: velocità media PS: fino a 0,1 (mm/anno); sulla singola misura: spostamento verticale PS: fino a 1 mm, spostamento Est-Ovest PS: fino a 1 cm] e nella quantità di informazioni trattabili (in area urbana fino a ~400 PS/Km²).

La tecnica PS applicata all'area amiatina, come riportato nella relazione di T.R.E. (2003) non ha comunque evidenziato fenomeni di subsidenza in atto. Le deformazioni rilevate mostrano al contrario per le aree di Piancastagnaio e Abbadia San Salvatore un moto in direzione Est ascrivibile ai succitati fenomeni di instabilità dei versanti.

In conclusione, qualora si intendesse procedere con un sistema di monitoraggio delle deformazioni al suolo in continuo per l'area del Monte Amiata, viste le problematiche presentate dall'interferometria differenziale sia tradizionale sia con i PS data la peculiarità della zona, si suggerisce l'installazione di una rete di sensori integrata (GPS e stazione totale robotizzata di altissima precisione con dispositivo automatico di collimazione *target*) la quale, alimentata e collegata a PC dotato di sistema software e connesso ad una linea telefonica dedicata, è gestibile anche da remoto. Il sistema permette, con precisioni millimetriche, la produzione di grafici *real time* “tempo-spostamenti” utile nella valutazione dei fenomeni in atto e, d'accordo con le autorità locali, possono essere stabilite le soglie da inserire via software di gestione per i valori di allerta, pre-allarme ed allarme. Le varie soglie vengono utilizzate per l'invio automatico da parte del sistema di SMS ai cellulari degli incaricati scelti come riferimento.

4. CONCLUSIONI SULLE RISULTANZE DELL'INTERFEROMETRIA DIFFERENZIALE PER LO STUDIO DELLA PRESENZA DI EVENTUALI MECCANISMI DI SUBSIDENZA

Gli interferogrammi prodotti in questo lavoro si riferiscono ad un intervallo di tempo variabile dal 1992 al 2007. I risultati della tecnica interferometrica differenziale, pur evidenziando gravi problemi nella coerenza tra le immagini, imputabile alla presenza di ampia copertura vegetale e morfologie acclivi, hanno mostrato variazioni altimetriche al suolo trascurabili (dell'ordine

mediamente di 1-2 mm con valori massimi di 4-5 mm/anno solo per l'area di Piancastagnaio). Il risultato ottenuto è stato confrontato con i dati di livellazione topografica di precisione resi disponibili da Enel per l'intervallo 1988-2006. Parallelamente il confronto è stato effettuato anche con il lavoro effettuato nel 2003 da T.R.E. s.r.l. (Tele-Rilevamento Europa) dal titolo "Analisi dell'area del comune di Piancastagnaio (SI) e zone limitrofe con tecnica dei Permanent Scatterers (*Permanent Scatterers Technique*) geometria ascendente".

Il confronto tra tutte le tecniche non ha, comunque, evidenziato fenomeni di subsidenza in atto. Le deformazioni rilevate mostrano al contrario una notevole relazione con i fenomeni di instabilità dei versanti presenti su tutta l'area date le caratteristiche geologiche dei terreni. Questo dato è stato confermato ulteriormente dall'analisi dell'Inventario dei Fenomeni Franosi IFFI della Regione Toscana (2006), della cartografia geologica in scala 1:10.000 relativa al Progetto Regionale CARG (2008) e della cartografia geomorfologica in scala 1:25.000 relativa alla Provincia di Siena (ad oggi inedita, resa disponibile per gentile concessione dal Prof. M. Coltorti dell'Università di Siena direttore del rilevamento).

BIBLIOGRAFIA

- ALTAMIRA INFORMATION (2008). User's Guide, Diapason Version 3, Issue 2 – English.
- DE CASTRO C. (1914). Le miniere di mercurio del monte Amiata. Memorie Descrittive della Carta Geologica d'Italia, 16, 203.
- ENEL (2006). Monitoraggio Altimetrico delle aree geotermiche italiane – Aggiornamento 2006". Relazione tecnica. 55 pp.
- HANSEN, R.F. (2001). Radar Interferometry: Data Interpretation and Error Analysis, 328 pp.
- LOTTI B. (1910). Geologia della Toscana. Memorie Descrittive della Carta Geologica d'Italia, 13, pp. 482.
- MASSONNET, D. AND FEIGL K.L. (1998). Radar interferometry and its application to changes in the earth's surface, Review of Geophysics, 36, 4, 441-500.
- T.R.E. TELE-RILEVAMENTO EUROPA (2003), Analisi dell'area del comune di Piancastagnaio (SI) e zone limitrofe con tecnica dei permanent scatterers (Permanent Scatterers Technique) geometria ascendente. Rapporto finale. 30 pp.
- SHEPARD D. (1968). A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data. Proceedings of the 1968 ACM National Conference, 517–524.

CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Sulla base di quanto illustrato in questa relazione, e procedendo secondo l'ordine espositivo seguito nella medesima, si possono trarre, su solide basi conoscitive, le seguenti considerazioni conclusive.

1) Lo studio geologico strutturale, condotto con una fitta campagna di rilevamenti sul campo e supportato dalle informazioni acquisite con un approfondito lavoro di foto-interpretazione, porta ad affermare che non vi sono i requisiti geologici che consentano di ipotizzare fenomeni di collasso gravitativo del vulcano (*volcanic spreading*). Infatti, molti dei lineamenti geologici chiamati a conforto di questa ipotesi o non esistono o sono altrimenti interpretabili.

A tal proposito si riportano di seguito le conclusioni già esposte nella Sezione 1: Studio geostrutturale dell'apparato vulcanico amiatino:

- le faglie esistono in numero significativamente minore di quanto atteso;
- di conseguenza si può decisamente porre in discussione esistenza ed importanza dei *graben* sommitale ed inferiori e degli *horst*, nonché degli ipotizzati fenomeni di collasso gravitativo (*volcanic spreading*) di cui essi sarebbero espressione in superficie;
- non esistono sufficienti evidenze né di strutture diapiriche, né di megapieghe anticlinali da associare, in ipotesi, a strutture di fagliamento inverso a carico delle formazioni liguri, subliguri e toscane circostanti e sottostanti alle vulcaniti;
- quanto poi al fatto che la “..... vulcano-tettonica gravitativa potrebbe essere tuttora attiva”, se per vulcano-tettonica si intendono fenomeni deformativi a carico di un apparato vulcanico durante la sua attività magmatica, questo non è il caso delle faglie e fratture associate che sono state rilevate in questo studio;
- infatti, le faglie e fratture associate sono strutture che richiedono che la roccia interessata si rompa, quindi sia già definitivamente solida e abbastanza fredda al momento nel quale viene sottoposta a stress tettonico;
- di conseguenza, si può affermare che faglie e fratture sono successive alla messa in posto e solidificazione delle vulcaniti costituenti il “Complesso a Duomi e Colate di Lava” di Ferrari *et al.* (1996);

- la considerazione precedente induce a parlare, più correttamente, di tettonica post-vulcanica realizzatasi dopo la cessazione dell'attività eruttiva dell'Amiata;
- le evidenze rilevate fanno ritenere che queste strutture siano da riferire alla deformazione fragile pleistocenica superiore, a cinematica trascorrente, che ha interessato l'intera regione compresa tra la dorsale del M. Cetona ad oriente e le vaste aree ad occidente del vulcano;
- quest'ultimo è stato parzialmente interessato da queste deformazioni fragili, come dimostrano le tracce di mineralizzazioni a cinabro in ganga quarzoso-calcitica lungo alcune piccole faglie negli spessori orientali delle vulcaniti basali;
- risulta invece quasi trascurabile, o per lo meno non documentata, la ipotizzata azione deformativa unicamente guidata da gravità, che richiede delle faglie con dominanti movimenti secondo la massima inclinazione dei piani di faglia (cinematica *dip-slip*).

Le precedenti argomentazioni portano quindi ad affermare che, se da un lato non si può asserire che la tettonica a faglie e fratture realmente esistenti sia terminata, dall'altro si può sostenere che essa è regionale e non peculiare dell'area amiatina, e non è quindi attribuibile ad un'evoluzione gravitativa confinata al solo vulcano ed al suo substrato. Quanto sopra riportato confuta inequivocabilmente le argomentazioni contenute nello studio della Società EDRA del novembre 2006, evidenziate dai numeri da 1 a 4 nella premessa del presente lavoro.

- 2) Una approfondita analisi idrogeologica, che ha attentamente considerato tutti i dati ad oggi disponibili, non ravvisa anomalie legate a fatti esotici che intervengano in qualche modo a turbare le normali dinamiche dell'acquifero. Una analisi critica di calcoli e correlazioni basati su ipotesi di segno opposto si sono rivelati privi di consistenza.

In base a quanto emerso nel presente studio (Sezione 2: Studio idrogeologico dell'apparato vulcanico amiatino) sono riportate di seguito le risposte ed i commenti ad alcune argomentazioni della Società EDRA, contenute nello studio datato 16 novembre 2006 dal titolo "Rilievo geostrutturale preliminare dell'apparato vulcanico del Monte Amiata" (argomentazioni 5 e 6 riportate in premessa) e nella lettera successiva, inviata al DG Dr Grassi, del 17 marzo 07 (argomentazioni di cui alle lettere a e b riportate in premessa).

5) *“L’acquifero freatico del Vulcano Amiata, a causa dei forti gradienti topografici nel basamento subvulcanico e dell’alta permeabilità delle lave risulta essere particolarmente fragile tendendo a “svuotarsi” facilmente qualora non si alimentato in modo sufficiente dalla ricarica o qualora sia artificialmente estratta acqua da esso”.*

COMMENTO - Al di là del fatto che non si conosce il reale andamento della morfologia del substrato, questa, comunque, può indurre direzioni preferenziali del deflusso sotterraneo, ma non condizionare, in generale, il regime delle sorgenti e della falda che le alimenta. Tale regime è invece fortemente correlato alla morfologia della superficie piezometrica (in particolare dal gradiente idraulico della medesima), che è a sua volta “condizionata” dalle modalità e dalle entità dell’infiltrazione che alimenta la falda.

In assenza di dati certi sulla piezometria si può far riferimento ad una analisi dei cicli di esaurimento delle sorgenti misurate, tramite la quale individuare tempi e coefficienti di esaurimento. In sintesi, dette analisi su Ermicciolo e Fiora (galleria nuova) individuano:

- per la sorgente Fiora : tempo di esaurimento medio pari a 852 gg, cioè ca. 2.4 anni con un minimo di 791 gg (2.2 anni) ed un massimo di 973 gg (2.7 anni);
- per la sorgente Ermicciolo: tempo di esaurimento medio pari a 212 gg, cioè >7 mesi con un minimo di 60-90 gg (2-3 mesi) ed un massimo di 531 gg (ca. 18 mesi o 1.5 anni)

Questi dati indicano, contrariamente a quanto ipotizzato, un lento svuotamento; in pratica sono necessari tempi lunghi, ed a volte lunghissimi (circa tre anni) perchè le sorgenti alimentate dall’acquifero esauriscano l’input di ricarica per infiltrazione.

6) *“La superficie di falda rappresentata dal modello numerico rispecchia quella pubblicata nel lavoro di Calamai et al. (1970), ma è molto diversa dalla superficie recentemente misurata con metodi di geoelettrica e magnetotellurica (Manzella 2006). Quest’ultima superficie è caratterizzata da una serie di depressioni della falda che implicano un abbassamento della stessa di circa 500 m rispetto a quella originaria misurata prima dello sfruttamento dell’energia geotermica. Tale abbassamento registra la ricarica del campo geotermico da parte dell’acquifero superficiale. Esso è talmente spinto da costituire una situazione di rischio effettivo di inquinamento della*

falda acquifera idropotabile superficiale, particolarmente rispetto alle sorgenti del Fiora”.

COMMENTO - Le affermazioni sopra riportate destano molta perplessità, o meglio non appaiono fondate su dati reali o elementi oggettivi. Ora se prendiamo a riferimento (come fa EDRA) i dati di Calamai *et al.* (1970), troviamo:

- che la quota media della base dell’acquifero risulta intorno ai 740 m s.l.m.
- che la quota media della superficie piezometrica risulta intorno ai 940 m s.l.m.

Ciò significa che lo spessore saturo dell’acquifero deducibile da queste valutazioni indirette è di circa 200 m; quindi supporre, come ipotizzato, un abbassamento di 500 m è per i valori medi inammissibile.

Quanto detto diventa inammissibile anche se prendessimo a riferimento il valore massimo di detta piezometria (1200 m s.l.m.), che con l’abbassamento ipotizzato verrebbe ad essere di 700 m, cioè circa 40 metri sotto la quota media del substrato impermeabile indicato da Calamai *et al.* (1970). Ora se valesse questa ipotesi la sorgente Ermicciolo (980 m s.l.m.) dovrebbe essere a secco e il Fiora (680 m s.l.m.) quasi; ma così non è.

Analizzando invece i dati di Manzella (2006) si rilevano i dati sotto riportati:

m slm	Manzella 1	Manzella 2	Manzella 3	Manzella 4	Manzella 5	Manzella 6	CALAMAI 75
Piezometria media	915	930	930	973	972	944	942
Substrato medio	783	798	830	855	828	847	740
Spessore saturo medio	132	132	100	118	144	97	202

Come si può notare, tali prospezioni individuano spessori saturi che sono circa la metà di quello indicato da Calamai *et al.* (1970), ed ancora una volta viene da domandarsi dove siano ubicabili i 500 m di abbassamento piezometrico.

Premesso che i dati derivanti da prospezioni geofisiche sono sempre e comunque da prendersi con moltissima cautela (l’errore di queste è stimabile in circa il 10% della profondità investigata), e che non sono quindi idonei per effettuare valutazioni quantitative, viene da chiedersi come sia possibile trarre da siffatti dati conseguenze così precise. Come si può notare nelle misure di Manzella (2006), non solo la piezometria è variabile da prospezione a prospezione (cosa teoricamente possibile anche se non di quella entità: si può ragionevolmente dire che l’entità della ricarica media annua, valutata ca. $50 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, indurrebbe una variazione media della superficie piezometrica di ca. 6-7 m), ma anche il substrato impermeabile varia notevolmente da una prospezione all’altra ed è a quote maggiori, anche di oltre 100 m, rispetto a quelle

indicate da Calamai *et al.* (1970).

La realtà è che, in assenza di prospezioni e misure dirette, non si conosce né la reale morfologia del substrato né la reale morfologia della superficie piezometrica, e quindi tutto ciò che si dice in proposito è del tutto ipotetico; non appare quindi corretto utilizzare dati estremamente variabili ed incerti per basarvi precise valutazioni quantitative.

Se infatti applichiamo le teorie idrodinamiche in regime transitorio alle ipotesi degli abbassamenti ipotizzati da EDRA, ricaviamo i seguenti risultati:

Valutazioni idrodinamiche sulle ipotesi di impatto della geotermia sull'acquifero superficiale supposte da EDRA			Ipotetico Drenaggio Geotermia	ricarica calcolata Infiltrazione	saldo Infiltr.-Dren.Geot.	IMPATTI
Parametri idrodinamici			m ³ *10 ⁶ /anno			impatto in 1 anno
Q (m ³ /s)	2,25	anni 20	71,0	40	-31	nell'ipotesi di uscita 0 da sorgenti considerando la reale uscita 40m ³ *10 ⁶ da sorg.
T (m ² /s)	0,01				-71	
S	0,10		m ³ *10 ⁶			impatto in 20 anni
t (sec)	630720000		1419		-619	nell'ipotesi di uscita 0 da sorg. considerando la reale uscita 40 da sorg.
x (m)	0,01				-1419	
Δh (m)	500	h saturo (m)	200			volume immagazzinato nell'acquifero secondo dati Calamai et Al.: Situazione di partenza
Valutazioni in regime transitorio (parametri idrodinamici medi da letteratura per quella tipologia di roccia)			S	0,1		
			Sup (kmq)	80,5		
			Volume acqua immagazzinata		1610	
			Saldo Infiltr.-Dren.Geot. (m ³ *10 ⁶)		191	
			h saturo residuo (m)		24	Ipotetica situazione ad oggi

Da queste valutazioni si evince che per creare l'ipotetico cono di depressione con Δh 500 m, l'acquifero geotermico dovrebbe drenare dall'acquifero superficiale una portata di 2.25 m³/s (2250 l/s) ininterrottamente per 20 anni, inducendo con ciò una diminuzione dell'acqua immagazzinata nell'acquifero pari a circa -70 · 10⁶ m³/anno che, alla fine dei 20 anni, assommerebbe a circa -1400 · 10⁶ m³.

Dato che, in relazione ai dati desumibili da Calamai *et al.* (1970), nell'acquifero superficiale erano inizialmente immagazzinati circa 1600 · 10⁶ m³, questo avrebbe fatto sì che oggi dovremmo trovare nell'acquifero solo circa 191 · 10⁶ m³, i quali

Valutazione del Raggio del cono di depressione indotto nell'acquifero superficiale dall'ipotetico impatto supposto da EDRA			
Q (m ³ /s)	2,25		
T (m ² /s)	0,01		
S	0,10	anni	
t (sec)	630720000	20	
x (m)	11900	= raggio del cono di depressione ipotetico	
Δh (m)	0,04		

corrisponderebbero ad uno spessore saturo di appena 24 m. Inoltre, il cono di depressione causato da questo ipotetico impatto, non sarebbe stato circoscritto ma avrebbe avuto un raggio di circa 12 km, di 2 km maggiore

del diametro medio dell'Amiata.

Tutto quanto sopra esposto dimostra, pur con i limiti derivanti dall'assenza di dati idrodinamici certi, che l'ipotesi avanzata non è in alcun modo compatibile con la realtà idrogeologica amiatina perchè, se fosse stata reale, avrebbe in pratica portato allo svuotamento pressoché completo dell'acquifero superficiale e le sorgenti, che da esso

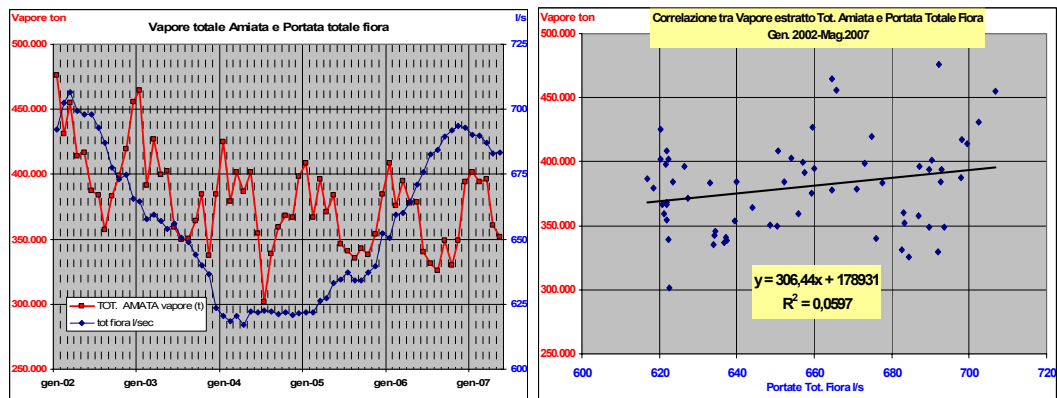
si alimentano, oggi non dovrebbero più esistere.

Ma queste continuano ad esistere (come le misure di portata dimostrano) e quindi esiste anche l'acquifero la cui falda, se eroga meno acqua oggi che in passato, è semplicemente perché è diminuita, di circa il 25%, la ricarica naturale per infiltrazione a causa della diminuzione delle piogge sull'area di alimentazione dell'acquifero amiatino.

Nella lettera del 17 marzo 2007 trasmessa al DG della Regione Toscana Dr Grassi, EDRA conclude:

a) Esiste una correlazione inversa tra portate di vapore geotermico estratto e portata delle sorgenti del Fiora; cioè, tutte le volte che la portata di vapore aumenta, la portata delle sorgenti diminuisce e viceversa.

COMMENTO - Le analisi effettuate mettono in evidenza che non è riscontrabile nessun grado di correlazione, né qualitativa né tanto meno matematico-statistica (vedi le figure seguenti), tra il regime delle portate delle sorgenti del Fiora (peraltro assai stabile con variazione massima, nel periodo 1990-2007, di circa $\pm 5\%$ intorno al valore medio) e l'entità di vapore geotermico estratto singolarmente o complessivamente dai campi geotermici amiatini.



Difatti il coefficiente di correlazione statistica tra queste 2 variabili è bassissimo ($r^2 = 0.06$). Comunque sia, la pessima correlazione rilevata non mostra una pendenza negativa (aumento vapore estratto = diminuzione portate delle sorgenti del Fiora), ma positiva il che significa, in generale, che tale non-correlazione è semmai diretta (aumento vapore estratto = aumento portate Fiora) e non inversa come, invece, ipotizzato da EDRA.

b) I dati indicano che a Bagnore ad 1 Kg/s di vapore estratto corrispondono 7,5/15 l/s di portata mancante alle sorgenti del Fiora. Ne consegue che, qualora non siano sopraggiunti o sopraggiungano elementi di isteresi ed irreversibilità nell'interrelazione tra acquifero geotermico ed acquifero freatico, la portata originaria delle sorgenti del Fiora, pari a circa 900/1300 l/s, potrebbe con probabilità essere recuperata riducendo adeguatamente lo sfruttamento del campo geotermico.

COMMENTO - Come è possibile desumere dalla tabella sotto riportata, una tale ipotesi non è in alcun modo sostenibile sulla base dei dati relativi alle piogge efficaci alimentanti l'acquifero. Infatti, nel periodo analizzabile, sulla base dei dati disponibili, gli impatti medi previsti indurrebbero volumi di acqua in uscita dall'acquifero notevolmente maggiori delle piogge efficaci (ca 46 Mmc/anno), ma anche maggiori (tranne nel prevedere l'impatto solo del campo di Bagnore, dove bisognerebbe supporre che evapotraspirazione reale e ruscellamento incidano complessivamente per soli 16 Mmc/anno e non, come valutato con questo studio in 47 Mmc/anno, 42 inf.+ 5 rusc.) della pioggia totale media sulle vulcaniti amiatine.

Impatti ipotizzati da Borgia e confronti con bilancio idrogeologico amiatina A.I. 2002-2006							
Q Fiora mis	Impatti ipotesi Borgia	Qfiora senza impatti Bagnore	Qamia senza impatti Bagnore (Qfiora/0.45)	Qfiora senza impatti Piancastagn.	Qamia senza impatti Piancastagn. (Qfiora/0.45)	Qfiora senza impatti Geot. Amiata	Qamia senza impatti Geot. Amiata (Qfiora/0.45)
l/s	l/s	l/s	l/s	l/s	l/s	l/s	l/s
656,3	7,5	904	2010	1494	3319	1741	3870
	15	1152	2561	2331	5179	2827	6281
Mmc/anno		Mmc/anno	Mmc/anno	Mmc/anno	Mmc/anno	Mmc/anno	Mmc/anno
20,70	7,5	29	63	47	105	55	122
	15	36	81	74	163	89	198
Qamia Impatti medi			72		134		160
Bilancio Amiata		Mmc/anno	Differenze Ptot amiata - Qamia impatti medi				
Ptot med		88,0	16		-46		-72
Er med		42,4	Differenze PE amiata - Qamia impatti medi				
PE med		45,6	-26,5		-88,4		-114,5

Da queste valutazioni e dal confronto con i dati di bilancio, si può concludere che gli impatti previsti (quelli medi), anche qualora fossero limitati solo all'interferenza del campo Bagnore, non sono sostenibili in quanto sarebbero necessarie entità di afflusso meteorico pari a oltre il 130% di quelle stimate. Se invece più correttamente confrontiamo i volumi in uscita dall'Amiata, nelle ipotesi degli impatti previsti da EDRA, con i valori di pioggia efficace (PE, che alimenta, per circa il 90% del suo valore, l'infiltrazione e quindi la ricarica naturale dell'acquifero), si ricava che in nessuna ipotesi di impatto vi sarebbe un realistico valore di infiltrazione in grado di

offrire una quantità di alimentazione atta a sostenerle.

Quanto emerso nello studio condotto ci porta infine a concludere che un'analisi risolutiva circa i rapporti tra geotermia e acquifero superficiale avrebbe dovuto svolgersi attraverso un accurato studio idrogeologico con il quale arrivare alla definizione spaziale dell'acquifero, del campo di moto dell'acqua, con misure reali della superficie piezometrica (in pozzi e piezometri), e delle sue fluttuazioni nel tempo, nonché delle caratteristiche idrodinamiche dell'acquifero (conducibilità idraulica, trasmissività e coefficiente di immagazzinamento, da ricavarsi attraverso prove *in situ*).

Quanto invece analizzato attraverso varie campagne di indagine indirette di tipo geofisico [da Calamai *et al.* (1970) fino a Manzella (2006)] non può considerarsi quantitativamente attendibile dal punto di vista idrogeologico, vuoi per l'imprecisione di tali valutazioni (spesso maggiori del 10% della profondità investigata, soprattutto in assenza di tarature basate su dati reali), vuoi per il fatto che comunque questo tipo di indagini possono evidenziare superfici di separazione aventi tutt'altra natura rispetto a quelle che si intende individuare, soprattutto in assenza di reali conoscenze dirette (stratigrafie, piezometrie) attraverso le quali "aggiustare" queste prospezioni indirette. E' forse opportuno ricordare che, almeno in parte, l'esigenza sopra ricordata era contenuta nei programmi del protocollo d'intesa tra Regione Toscana ed altri enti, siglato nel 2001, che doveva portare, in tempi brevi, a definire il bilancio idrico ed idrogeologico dell'acquifero amiatino. Ad oggi, tuttavia:

- non risultano misurate in continuo le portate di tutte le sorgenti amiatine, nemmeno di quelle captate per uso idropotabile (oltre 30);
- non sono stati predisposti apparati di misura delle portate dei torrenti legati al rilievo del monte Amiata, utili a definire l'entità delle portate relative alle sorgenti non captate;
- non sono state messe in opera centraline climatiche sul rilievo amiatino atte a fornire dati termo-pluvio reali su di esso, dati sino ad oggi assenti; anzi, a tal proposito, dal 2000 in poi sono state spostate le stazioni pluvio che erano utili allo scopo, interrompendo così la loro serie storica e rendendole inutilizzabili per almeno dieci anni fino appunto a quando non avremo una nuova serie storica statisticamente significativa;

- non sono stati realizzati piezometri;
- non sono stati eseguiti *test* idrodinamici diretti sull'acquifero.

Sono state invece, pur con assoluta competenza, effettuate indagini indirette che dovevano essere eseguite, semmai, dopo tutto quanto sopra detto, magari utilizzando tecniche di prospezione geofisica diverse da quelle usate e più adatte allo studio delle tipologie di rocce presenti nell'area amiatina. Queste indagini indirette non solo non hanno dato nessuna nuova certezza scientifica, ma non hanno aggiunto nulla al già modesto quadro conoscitivo in cui ci troviamo ad operare.

La situazione amiatina è paradigmatica nel dimostrare che la non conoscenza scientifica non genera tranquillità, ma incertezze; non genera consapevolezza delle scelte, ma casualità operativa, e, soprattutto, non offre strumenti adeguati per assicurare un corretto governo del territorio.

- 3) La geochimica comparata dei fluidi geotermici e delle acque di falda dell'acquifero idropotabile esclude che sussistano interferenze (fenomeni di *mixing*) tra i due sistemi idrogeologici. La presenza di arsenico in alcuni campioni di acqua di falda è palesemente legata alla storia metallogenetica di questa regione.

A tal proposito si riportano di seguito le conclusioni già esposte nel Capitolo B. Geochimica dei fluidi geotermici e delle acque di falda della Sezione 3:

- la geochimica comparata dei fluidi geotermici e delle acque di falda dell'acquifero idropotabile consente di affermare che non vi è traccia alcuna della esistenza di una interferenza di fluidi endogeni (geotermici) con le acque freatiche;
- i caratteri geochimici dei fluidi geotermici e delle acque di falda escludono, in modo categorico, che anche una frazione largamente minoritaria dell'arsenico presente in queste stesse acque possa aver avuto origine dalla interferenza dei fluidi geotermici con l'acquifero;
- la storia metallogenica del Monte Amiata ed i dati geochimici, mineralogici e giacimentologici concernenti l'arsenico, giustificano ampiamente le concentrazioni di questo elemento misurate nelle acque di falda.

- 4) Gli elementi mercurio, arsenico, antimonio, zolfo e boro collegabili alle emissioni delle centrali geotermoelettriche sono stati studiati nel suolo e nelle acque fluviali dell'area

amiatina. Solo alcuni campioni di suolo, nelle adiacenze delle centrali dell'area di Piancastagnaio, hanno rivelato degli arricchimenti, per lo più modesti, rispetto al fondo naturale. I valori più elevati di mercurio ed antimonio ricadono in aree non prossime alle centrali ENEL e recano le evidenze mineralogiche di essere legate all'utilizzo dei "rosticci". Le concentrazioni delle stesse specie chimiche nelle acque di deflusso superficiale ricadono nell'intervallo proprio delle acque fluviali non contaminate.

A tal proposito si riportano di seguito le conclusioni già esposte nel Capitolo C. Geochimica dei suoli e delle acque fluviali della Sezione 3:

- i contenuti di arsenico, boro e zolfo misurati nei suoli delle aree geotermiche di Bagnore e Piancastagnaio ricadono nel rispettivo intervallo di variabilità naturale che definisce il fondo geochimico locale dell'elemento in questa matrice;
- la distribuzione di arsenico, boro e zolfo nei suoli dell'area amiatina è controllata essenzialmente dalla natura del substrato roccioso da cui il suolo si è formato e dai processi pedogenetici connessi;
- non è rilevabile per arsenico, boro e zolfo una qualche influenza da parte delle emissioni in atmosfera delle centrali geotermoelettriche che operano nell'area di Bagnore e di Piancastagnaio;
- quanto detto per arsenico, boro e zolfo vale anche per la presenza di antimonio e mercurio nei suoli dell'area geotermica di Bagnore: i loro contenuti nel suolo rientrano nel rispettivo fondo geochimico locale;
- nell'area di Piancastagnaio le emissioni aerodisperse degli impianti geotermoelettrici influenzano l'abbondanza e la distribuzione di antimonio e mercurio nel suolo negli intorni delle centrali, determinando un arricchimento di questi 2 elementi, in ogni caso, quantitativamente limitato ($Sb < 3 \text{ mg/kg}$; $Hg < 2 \text{ mg/kg}$) e spazialmente circoscritto ($< 1000 \text{ m}$);
- picchi di concentrazione di antimonio (fino a 20 mg/kg) e di mercurio (fino a 11 mg/kg) sono stati individuati in alcuni suoli campionati nell'area geotermica di Piancastagnaio; si tratta di livelli anomali la cui origine, per tutta una serie di evidenze, è legata alla presenza sul territorio di materiali di risulta mineraria utilizzati per la realizzazione di opere ed infrastrutture pubbliche e private, tra cui alcuni piazzali dei pozzi geotermici e delle centrali geotermoelettriche;
- le concentrazioni di antimonio, arsenico, boro, mercurio e zolfo misurate nei campioni di acqua fluviale sono confrontabili con i livelli di presenza di questi elementi nelle acque superficiali non contaminate; tuttavia, va sottolineato che

nell'area in studio i tenori più elevati di antimonio, boro e zolfo contraddistinguono le *stream water* negli intorni delle centrali geotermoelettriche della zona di Piancastagnaio.

- 5) Per quanto riguarda la qualità dell'aria (vedi Capitolo D della Sezione 3), vengono di seguito riportate le relative conclusioni.

Lo studio condotto non ha avuto solo lo scopo di ottenere un'istantanea della situazione amiatina, per un utile confronto con dati pregressi, ma soprattutto, nei limiti del tempo a disposizione, di entrare in possesso di informazioni la cui elaborazione individuasse eventuali correttivi per la gestione delle emissioni per la salvaguardia del patrimonio naturale dell'area. Relativamente al Hg^0 i risultati confermano come le emissioni delle centrali siano sicuramente responsabili, almeno in parte, della presenza di Hg^0 come vapore nell'area di studio, come la deposizione di Hg segua i venti dominanti SW e NE e come l'area d'influenza della centrale di Bagnore presenti tenori di Hg più contenuti rispetto all'area compresa tra Piancastagnaio ed Abbadia S. Salvatore. È, tuttavia, altrettanto evidente, come esistano altre sorgenti di assoluto rilievo da non trascurare, dove sono state ritrovate le massime concentrazioni; ci si riferisce cioè all'area minero-metallurgica dismessa di Abbadia S. Salvatore, al sito minerario di Aiule ed ad un'altra area, non soggetta a coltivazione geotermica o mineraria, ovvero quella circostante Bagni San Filippo. I dati relativi ai livelli di Hg^0 , confermano come le concentrazioni di questo metallo in aria non siano pericolose per gli organismi viventi (Bacci *et al.*, 2000). Anche i livelli degli elementi in traccia non destano preoccupazione per la salvaguardia dell'ambiente, anche se è auspicabile diminuire i fenomeni di *drifting*.

Per quanto riguarda l' H_2S , invece, nonostante non sia mai stato superato il valore di $150 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, indicato dall'OMS (WHO, 1987) come concentrazione media giornaliera per la prevenzione dei rischi della salute *umana*, e nonostante il valore di concentrazione massima tollerabile ricavato di $42,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ sia stato superato solo nelle immediate vicinanze delle centrali PC-2, PC-4, PC-5 e in una stazione presso Bagni di S. Filippo, pur tuttavia i parametri ecofisiologici ricavati dai trapianti lichenici indicano come la suddetta concentrazione massima tollerabile, se può essere considerata accettabile, con tutti i limiti derivanti dalla scarsa letteratura internazionale disponibile, per la conservazione delle specie vegetali, per i mammiferi, per gli uccelli e alcuni insetti, non sembra esserlo per organismi molto sensibili alla contaminazione e, per questo, considerati degli indicatori precoci, ovvero le comunità licheniche. Quanto discusso, infatti, indica come la concentrazione media massima tollerabile di H_2S , ragionevolmente

corrispondente a nessun danno o nessun impatto, dovrebbe essere $< 12 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, concentrazione mai superata, in questo studio, esclusivamente nella area soggetta alle emissioni della centrale di Bagnore-3, salvo che in prossimità (250-500 m) di essa e comunque con valori al di sotto di $20,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. E' così un dato certo che il sistema di abbattimento AMIS contribuisce molto alla mitigazione delle emissioni. *È importante sottolineare ancora una volta che, pur necessitando il modello di ulteriori verifiche sperimentali, la concentrazione massima media tollerabile di H_2S , e per un'esposizione di 4 mesi, corrispondente a nessun danno o nessun impatto dovrebbe trovare nel valore di $< 12 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ il valore guida a cui tendere per una totale conservazione del patrimonio naturale più sensibile. Ovviamente nel tendere al raggiungimento di questo valore occorrerà tener conto che si è in presenza di un fondo naturale (da determinare) che è innalzato dall'esistenza di sorgenti naturali (e.g., Bagni San Filippo).*

Sarà, dunque, possibile raggiungere quanto sopra detto solo:

- 1. evitando accuratamente fuoriuscite del fluido geotermico accidentali o durante la manutenzione degli impianti;*
- 2. mantenendo nel tempo l'efficienza dei sistemi di abbattimento AMIS;*
- 3. chiudendo la centrale PC-2, a scarico diretto, poiché non dotata di AMIS e capace di mascherare, come visto precedentemente, l'effetto abbattente dell'AMIS di cui è dotata la centrale di PC-3.*

Così agendo, verrebbero ulteriormente abbassati anche i livelli di Hg^0 e si eviterebbe il rischio relativo alla SO_2 precedentemente discusso.

Le conclusioni di cui sopra valgono anche a commento di altri lavori aventi come riferimento quanto riportato dalla EDRA nel 2006 e da Manzella nel 2006.

SUGGERIMENTI PER IL PROSEGUIMENTO DELLA COLTIVAZIONE DEI CAMPI GEOTERMICI

Sulla base dei dati oggettivi raccolti in questi mesi, delle conoscenze scientifiche disponibili allo stato dell'arte e delle considerazioni svolte in questo studio, si può obiettivamente affermare che non emergono elementi tali da suggerire una incompatibilità tra le attività di coltivazione dei campi geotermici e lo stato complessivo dell'ambiente sul Monte Amiata. E', altresì, vero che l'attività di coltivazione geotermica, come del resto quasi tutte le attività industriali, ha delle inevitabili ripercussioni sull'ambiente. I riflessi sull'ambiente, derivanti dalla coltivazione dei campi geotermici, sono essenzialmente riconducibili alle emissioni degli impianti ed all'uso del territorio che, in questo tipo di attività, ha una indubbia rilevanza.

Rispondendo quindi, direttamente e succintamente, al quesito posto dalla Regione Toscana: *“indicare le eventuali limitazioni, fino all'opzione zero, da prescrivere qualora si rendessero necessarie, per l'attività di sfruttamento della risorsa geotermica sull'Amiata”*, si attesta che le attività portate avanti da ENEL possono, a parere motivato degli scriventi, proseguire con le prescrizioni qui di seguito esplicitate, da recepirsi al meglio delle possibilità tecnologiche disponibili.

- 1) Chiusura definitiva della centrale PC2 in tempi rapidi. Come è emerso dai dati del monitoraggio dell'aria (e in qualche misura del suolo) questa centrale contribuisce sostanzialmente alla contaminazione attribuibile alle emissioni degli impianti geotermoelettrici nell'area di Piancastagnaio. Poiché questa centrale non consente l'installazione del sistema AMIS deve essere necessariamente dismessa.
- 2) Miglioramento dei sistemi di abbattimento del *drift* delle torri per minimizzare l'*input* di boro nelle acque di deflusso. Come argomentato nella Sezione 3 al Capitolo C, i valori elevati di boro presenti nel tratto iniziale del Fosso Sereno sono da ricondurre al dilavamento dei piazzali delle centrali adiacenti.
- 3) Evitare accuratamente fuoriuscite del fluido geotermico accidentali o durante la manutenzione degli impianti.

E' altresì auspicabile, a parere degli scriventi, che la continuazione delle attività di sfruttamento dei campi geotermici preveda monitoraggi periodici della qualità dell'ambiente atti a verificare l'efficacia degli interventi necessari alla minimizzazione delle emissioni, ed una modalità di realizzazione delle opere necessarie per la coltivazione che sia risolutamente improntata ad un criterio di compatibilità d'insieme con il territorio. In questa prospettiva si ritengono utili i suggerimenti qui di seguito riportati:

- a) chiusura mineraria dei pozzi, siano essi produttivi che adibiti alla reiniezione, non più utilizzati.
- b) demolizione con bonifica (ove ciò si rendesse necessario) delle infrastrutture in disuso quali: vapordotti, acquedotti, separatori e/o silenziatori di piazzola relativi a pozzi chiusi minerariamente, ecc.;
- c) implementazione dell'efficacia dei sistemi di abbattimento AMIS, attraverso lo sviluppo di nuove tecniche in grado di abbattere i contaminanti residui che escono dalle torri con la corrente di processo aeriforme;
- d) continuazione del monitoraggio delle emissioni ENEL in atmosfera da parte di ARPAT, secondo il protocollo in uso che prevede, opportunamente, anche gli inquinanti non normati;
- e) continuazione del monitoraggio della qualità dell'aria da parte di ARPAT con stazioni di rilevamento automatico ubicate nei centri abitati in prossimità delle centrali geotermoelettriche ENEL;
- f) bio-monitoraggio ambientale (con matrici ambientali da stabilire), lungo le direttrici dei venti prevalenti, a partire dal confine delle centrali fino ai siti di massima ricaduta previsti dalla modellistica di trasporto degli inquinanti, per verificare l'efficienza dei sistemi di mitigazione;
- g) messa in opera di un monitoraggio stagionale dei *markers* geochimici delle attività geotermiche sia nelle acque di scorrimento superficiale che in quelle di falda, secondo un reticolo di stazioni di campionamento predeterminato e idoneo a tenere in debito conto le peculiarità geologiche e geochimiche del territorio;
- h) infine, per supplire alle carenze mostrate dall'interferometria, la messa in opera di un sistema di monitoraggio delle deformazioni del suolo in continuo tramite l'istallazione di una rete integrata di sensori (GPS e stazione totale robotizzata di altissima precisione con dispositivo automatico di collimazione *target*)

alimentata e collegata a PC dotato di sistema software e connesso ad una linea telefonica dedicata che consente la gestione da remoto.

Gruppo di lavoro:

Barazzuoli Piero

Baroni Fabio

Brogi Andrea

Di Lella Luigi Antonello

Fabbrini Lorenzo

Frau Ilaria

Gaggi Carlo

Gobbini Michele

Manzo Ciro

Meccheri Marco

Montauti Alessio

Munzi Silvana

Nannoni Francesco

Nicolardi Valentina

Pisani Anastasia

Protano Giuseppe

Riccobono Francesco

Rossi Sara

Salleolini Massimo

Salvini Riccardo

Scala Andrea