



Dipartimento DICATECH

*Laurea Triennale in Ingegneria Civile e Ambientale
Tesi di Laurea in Idraulica*

Rischi e metodi di difesa dall'inquinamento salino negli
acquiferi costieri

Relatore:

Prof. Ing. Giancarlo Chiaia

Candidato:

Federico Draetta

Matr: 565646

Anno Accademico 2017-2018

Indice

	Pagina
1 Abstract	6
2 Introduzione alle falde sotterranee	7
2.1 Filtrazione: esperienza di Darcy	8
2.2 Estensione tridimensionale di Darcy	9
2.3 Acquiiferi costieri e continentali	10
3 Caratterizzazione degli acquiiferi	12
3.1 L'equazione di Ghyben - Herzberg	12
3.1.1 Il sovrasfruttamento di falda sotteranea	12
3.1.2 La ricarica di falda sotteranea	13
4 Il caso studio della Puglia: il Salento e la Murgia	15
4.1 Caratterizzazione del sottosuolo salentino	16
4.2 Modellizzazione concettuale delle faglie	17
4.2.1 Faglia come barriera al flusso	18
4.2.2 Faglia come condotto naturale	18
4.3 Stima della conduttività idraulica	18
4.3.1 Analisi del transitorio di pressione (PTA)	18
4.4 Indagini idrogeologiche	20
5 Indagini geofisiche	23
5.1 Conclusioni dell'indagine	24
6 I cambiamenti climatici sull'intrusione salina	25
6.1 Conclusioni	26
7 Il contenuto salino e le attività antropiche	28
7.1 Il caso studio: la Piana di Sitges	28
7.2 Il caso studio: Agua Amarga	29
8 Modellazione matematica dell'intrusione salina	33
8.1 Conclusioni	37
9 Tecniche di salvaguardia degli acquiiferi costieri	38
9.1 Metodi di bonifica e contrasto alla salinizzazione	38
9.2 Principali metodi di difesa	39
9.3 Problematiche relative alle barriere di ricarica	41
Bibliografia	42

Elenco delle figure

2.1	Acquifero freatico e artesiano	7
2.2	Colonna di Darcy, moto di filtrazione	8
2.3	Carico piezometrico reale e alla Ghyben Herzberg	10
3.1	Volumi occupati dalla ricarica annuale [1]	13
3.2	Volumi occupati dalla ricarica annuale [1]	14
4.1	Distribuzione contenuto salino [1]	16
4.2	Sezioni Geologiche [2]	17
4.3	Posizione pozzi monitorati	21
4.4	Risultati del monitoraggio nel pozzo CBU 28	22
5.1	Modelli 2D resistività e capacità ricarica	24
6.1	Correlazione cloruri - precipitazioni	26
7.1	Sezione idrogeologica Piana di Sitges	28
7.2	Evoluzione livelli piezometrici, portate e precipitazioni	31
7.3	Mappa dei limiti di carico piezometrico (Gen. 2009)	32
8.1	Distribuzione concentrazione salina in Scenario 1	34
8.2	Simulazione alterazione di concentrazione cloruri, Scenario 2	36
9.1	Tipologie di barriera idraulica	39

Elenco delle tabelle

4.1	Trasmissività e spessore di ogni litotipo nella zona filtrante	19
4.2	Hydraulic conductivity for each unit [3]	20
7.1	Caratteristiche idrogeologiche Agua Amarga	30
8.1	Sintesi delle condizioni a contorno su flusso e trasporto di acqua salata	35

Abstract

In un contesto di crescente rischiesta di risorsa idrica a livello mondiale, e al contempo progressiva riduzione delle fonti d'acqua disponibili, la comprensione dei processi di salinizzazione è cruciale nell'ottica di gestire al meglio le risorse fruibili, specialmente di tipo sotterraneo, in ambienti costieri.

Due to the higher and higher water demand in the world, and because of the progressive reduction of the available water sources, it is fundamental to understand the salt-water intrusion in order to optimize the water resources management, especially the groundwater ones, in coastal environments.

Introduzione alle falde sotterranee

In primo luogo si delinea la macro suddivisione dei tipi di falde, soffermandosi sulle caratteristiche idrogeologiche dell'acquifero che le ospita.

Forniamo però innanzitutto una definizione generale del concetto di falda: essa rappresenta un volume fisico costituito da rocce permeabili in cui è presente acqua in grado di fluire per gravità.

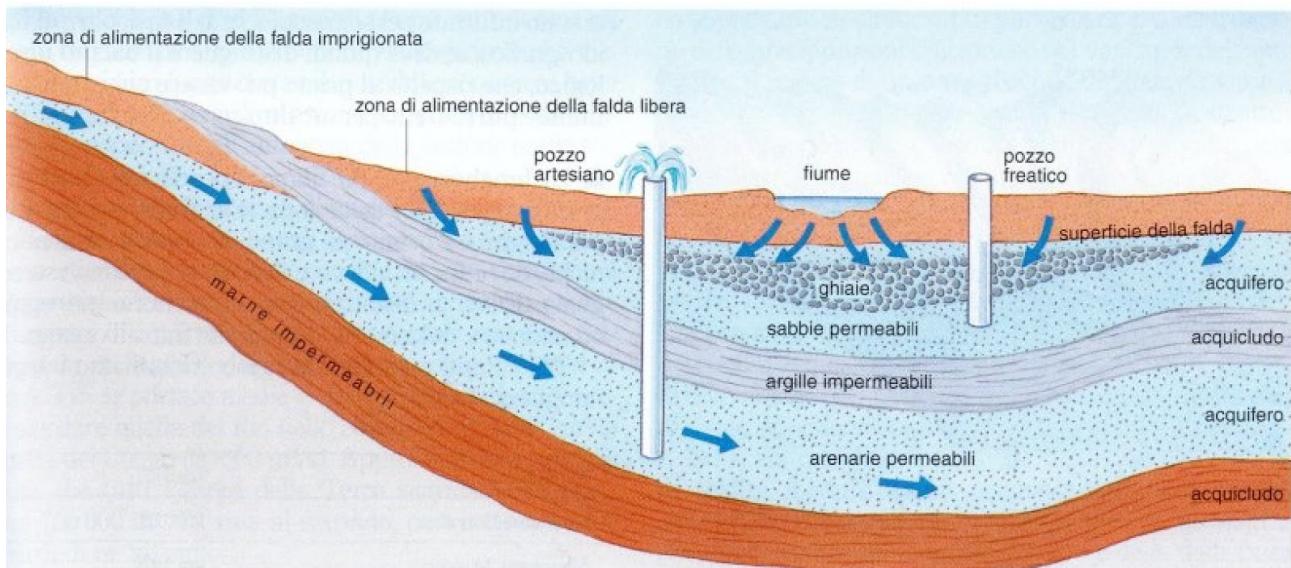


Figura 2.1: Acquifero freatico e artesiano

- Acquifero freatico: contenuto in formazioni permeabili che di norma raggiungono la superficie del suolo. L'acqua è confinata inferiormente da una formazione impermeabile chiamata "*letto*" della falda. In ogni falda freatica esiste una superficie sulla quale la pressione equivale a quella atmosferica, definita superficie piezometrica. Si noti che tale superficie non è esattamente sovrapponibile con l'interfaccia di separazione acqua/aria: i meati del deposito permeabile infatti fungono da condotti capillari all'interno dei quali il livello d'acqua si porta a quota tanto maggiore rispetto alla superficie piezometrica quanto minori sono le dimensioni trasversali degli stessi, ossia quanto minori sono le dimensioni delle particelle solide costituenti il sistema.

La regione di spazio occupata da liquido, al di sopra del livello piezometrico, è definita come "*frangia capillare*".

- Acquifero artesiano: caratterizzate dal fatto che l'acqua risulta essere confinata sia inferiormente che superiormente da una formazione impermeabile (rispettivamente "*letto*", "*tetto*" di falda) nonché dal fatto che in questo caso l'acqua occupa tutto il volume permeabile a disposizione, a differenza del caso precedente.

Naturalmente in caso di falda artesiana la superficie piezometrica, individuata ad ogni modo dal livello misurato da ciascuna canna piezometrica teoricamente inserita in falda, non appartiene a quest'ultima [4].

Lo studio delle falde acquifere deve necessariamente essere preceduto da una compiuta analisi del fenomeno della filtrazione, in particolare in formazioni alluvionali di matrice sabbiosa o ghiaiosa, ossia tipologie di terreni definiti permeabili e dunque spontaneamente attraversati da acqua. Inoltre occorrerebbe anche considerare i complessi meccanismi di interazione acqua/matrice solida che presiedono al consistente miglioramento qualitativo della risorsa idrica, che subisce una depurazione naturale nell'attraversamento del mezzo permeabile.

In prima istanza è necessario chiarire che in un moto di filtrazione è assai complesso, nonché irrilevante ai fini pratici, effettuare uno studio dettagliato di velocità e direzioni intraprese dal liquido nel mezzo. Ciò che invece assume un peso non trascurabile in ottica analitica è la conoscenza della portata " Q " che filtra attraverso una assegnata superficie " A " normale alla direzione generale del moto.

Definiamo la velocità di filtrazione " V " come:

$$V = \frac{Q}{A}$$

2.1 Filtrazione: esperienza di Darcy

Per studiare il fenomeno in esame concentriamo la nostra attenzione su un filtro artificiale, costituito da un tubo di lunghezza " L " e sezione trasversale " A " riempito di sabbia. Colleghiamo due serbatoi a pelo libero alle due estremità di tale tubo, fra i quali manteniamo un gradiente piezometrico costante Δh . L'acqua, nella situazione esplicitata, attraverserà la sabbia proprio con portata " Q ".¹

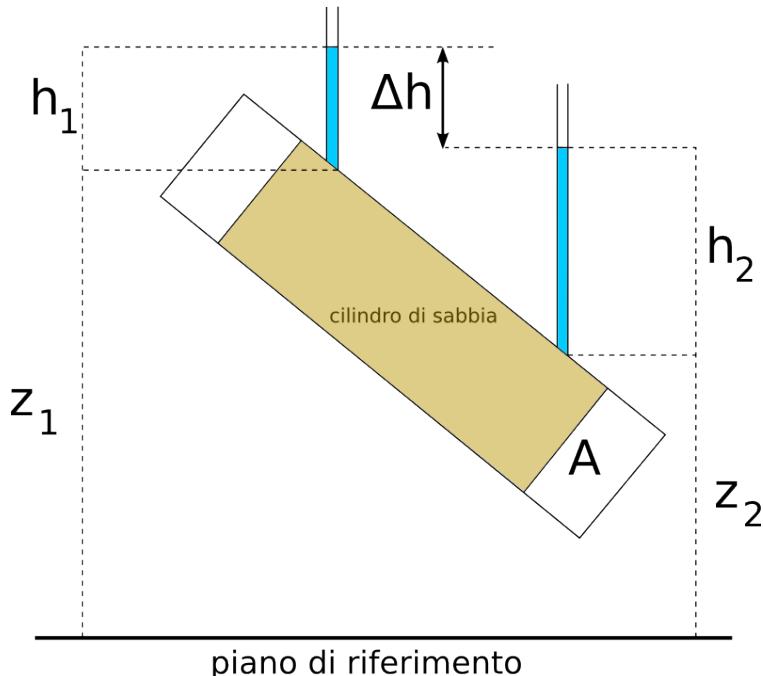


Figura 2.2: Colonna di Darcy, moto di filtrazione

¹per ipotesi manteniamo il regime di moto in condizione laminare, e la densità dell'acqua è costante

In questa particolare situazione il rapporto:

$$J = \frac{\Delta h}{L}$$

ossia la cadente piezometrica, può in effetti essere definita anche "cadente di filtrazione", cioè l'abbassamento della quota piezometrica fra due punti di una linea di flusso del moto di filtrazione posti a distanza unitaria.

Sperimentalmente si è osservato che la velocità di filtrazione, in regime laminare, è legata alla cadente "J" secondo proporzionalità diretta tramite coefficiente "K", definito *conducibilità idraulica* del mezzo filtrante.

$$V = K \cdot J$$

ove:

1. $V = [\text{m/s}]$
2. $J = [/]$
3. $K = [\text{m/s}]$ per coerenza dimensionale

una spiegazione concettuale di tale relazione va ricercata nel fatto che, a causa delle moderate dimensioni dei canali attraversati e le ridotte velocità effettive, il moto di filtrazione è a tutti gli effetti un moto in regime viscoso, per il quale appunto si ha proporzionalità diretta fra cadente e velocità. Tale relazione non risulta più verificata nel caso di moto caratterizzato da velocità sostenute provocate da forti cadenti "J", o ancora quando il mezzo filtrante ha granulometria grossolana.

In generale, in un moto tridimensionale, il vettore velocità \mathbf{V} è esprimibile come:

$$\mathbf{V} = -K \cdot \Delta h$$

con

$$h = z + \frac{P}{\gamma}$$

dunque risulta che \mathbf{V} , in ogni punto, è ortogonale alla superficie isopiezometrica definita da

$$z + \frac{P}{\gamma} = \text{cost}$$

2.2 Estensione tridimensionale di Darcy

Volendo scomporre il vettore velocità lungo le tre componenti avremmo:

$$\begin{cases} V_x = -K_{xx} \frac{\delta h}{\delta x} - K_{xy} \frac{\delta h}{\delta y} - K_{xz} \frac{\delta h}{\delta z} \\ V_y = -K_{yx} \frac{\delta h}{\delta x} - K_{yy} \frac{\delta h}{\delta y} - K_{yz} \frac{\delta h}{\delta z} \\ V_z = -K_{zx} \frac{\delta h}{\delta x} - K_{zy} \frac{\delta h}{\delta y} - K_{zz} \frac{\delta h}{\delta z} \end{cases}$$

ed esplicitando il tensore di permeabilità \mathbf{K} , rappresentato sottoforma di matrice:

$$\mathbf{K} = \begin{bmatrix} K_{xx} & K_{xy} & K_{xz} \\ K_{yx} & K_{yy} & K_{yz} \\ K_{zx} & K_{zy} & K_{zz} \end{bmatrix}$$

Per semplicità, considerando come sistema di riferimento quello coincidente con le direzioni principali del mezzo anisotropo in questione, il tensore di permeabilità prima citato può essere semplificato come:

$$\mathbf{K} = \begin{bmatrix} K_{xx} & 0 & 0 \\ 0 & K_{yy} & 0 \\ 0 & 0 & K_{zz} \end{bmatrix}$$

Attesa l'eterogeneità dimensionale e direzionale dei meati percorribili nel mezzo poroso non è possibile acquisire informazioni deterministiche in merito alle caratteristiche del flusso, bensì unicamente una rappresentazione statistica di quest'ultimo. Ne deriva che:

- La velocità V è in vero una velocità media apparente, poichè la quantità di flusso studiata è relativa alla sezione complessiva A , che è superiore alla reale superficie totale attraversata da liquido, definita come sommatoria delle n sezioni di meati (dunque la velocità reale è in realtà superiore a quella calcolata);
- si tiene intrinsecamente conto degli effetti di viscosità e attrito interno, permettendo quindi di trattare il fenomeno della filtrazione indipendentemente da essi.

2.3 Acquiiferi costieri e continentali

Dopo questa brevissima introduzione di carattere generale, nei capitoli successivi si entrerà nel merito dell'argomento specifico della presente Tesi, ovvero lo studio delle problematiche specifiche sottese dagli acquiiferi costieri.

Di seguito si vanno a tracciare le principali differenze fra acquiiferi costieri, oggetto della presente trattazione, e acquiiferi continentali, al fine di inquadrare al meglio l'argomento studiato in tale sede.

In primis è d'obbligo ricordare che nel caso di un acquiifero costiero, a differenza di uno continentale, l'elemento inferiore confinante con l'acqua dolce non è uno strato solido di deposito impermeabile, bensì altra acqua, di differente densità (superiore) poichè salata. Negli anni, da un approccio classico secondo cui si considerava l'acqua salata e quella dolce non miscelate fra loro, e nettamente separate da un'interfaccia con inclinazione più o meno marcata, si è passati ad uno più moderno non chè realistico, in cui le due fasi sono fra loro non distinguibili immediatamente [5].

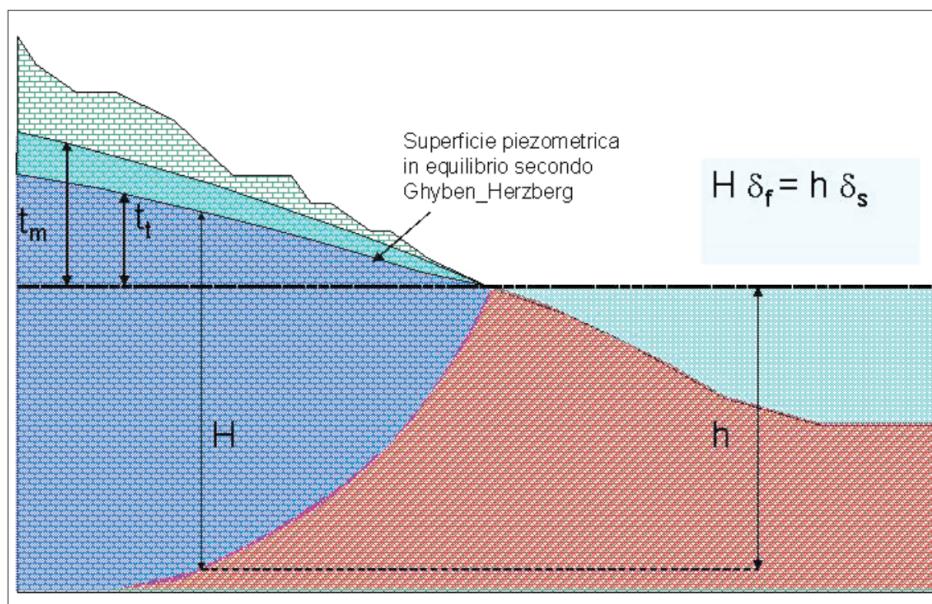


Figura 2.3: Carico piezometrico reale e alla Ghyben Herzberg

A tal proposito si ricorda l'equazione di *Ghyben - Herzberg* sulla regolazione dell'altezza d'acqua dolce e dell'intrusione salina in falda rispetto al livello del mare.

Caratterizzazione degli acquiferi

3.1 L'equazione di Ghyben - Herzberg

L'equazione di *Ghyben - Herzberg* è un potente strumento per lo studio della variazione di altezza di acqua dolce negli acquiferi costieri in relazione all'intrusione di acqua salata:

$$z = \frac{\rho_f \cdot h}{\rho_s - \rho_f}$$

ove:

- z = spessore di acqua dolce al di sotto del livello medio del mare
- h = spessore di zona satura di acqua dolce a ldi sopra del livello medio del mare
- ρ_f = densità di acqua dolce, $\approx 1 \text{ g/cm}^3$
- ρ_s = densità di acqua salata, $\approx 1,025 \text{ g/cm}^3$

con questi valori, è possibile semplificare la relazione in:

$$z = 40 \cdot h$$

dunque se il livello di falda di acqua dolce è ad 1 m s.l.m.¹, essa si estende per altri 40 m al di sotto dello stesso. D'altra parte, se un emungimento incontrollato provoca una depressione della superficie piezometrica di 1 m, l'interfaccia acqua dolce - acqua salata risalirà di conseguenza di 40 m.

Il problema della salinizzazione degli acquiferi pugliesi è tangibile, a causa del progressivo aumento della concentrazione salina registrata nelle acque sotterranee. Di seguito vengono esaltate le differenze tra acquiferi continentali e costieri rispetto a sovrasfruttamento e ricarica al fine di indirizzare la discussione su questi ultimi.

3.1.1 Il sovrasfruttamento di falda sotterranea

- Nel caso di acquiferi costieri è esclusivamente legato al processo di progressiva salinizzazione delle acque sotterranee. Il limite di utilizzo dell'acquifero è legato a fattori tecnici come la tipologia di opera di presa, ma anche il volume totale e la totale distribuzione areale dei volumi alimentanti;
- nel caso di acquiferi continentali le conseguenze legate al sovrasfruttamento sono principalmente connesse all'abbassamento della superficie piezometrica (ben noto caso del Tavoliere in Puglia) nonché alla progressiva riduzione del deflusso sorgentizio.

¹sul livello del mare

3.1.2 La ricarica di falda sotterranea

- Nel caso di acquiferi costieri man mano che la ricarica procede la colonna d'acqua dolce al di sopra dell'acqua salata si espande e affonda allo stesso tempo: la variazione di profondità che ne deriva, rispetto alla quota originale, calcolata dalla base della colonna d'acqua dolce, è in teoria pari all'altezza d'acqua infiltrata nell'acquifero moltiplicata per il valore del rapporto tra densità di acqua dolce e salata. L'effetto della ricarica è quindi trascurabile in termini di variazioni di superficie piezometrica, allo stesso tempo la variazione di quota e spessore della zona di transizione tra i due liquidi è ben più rilevante;

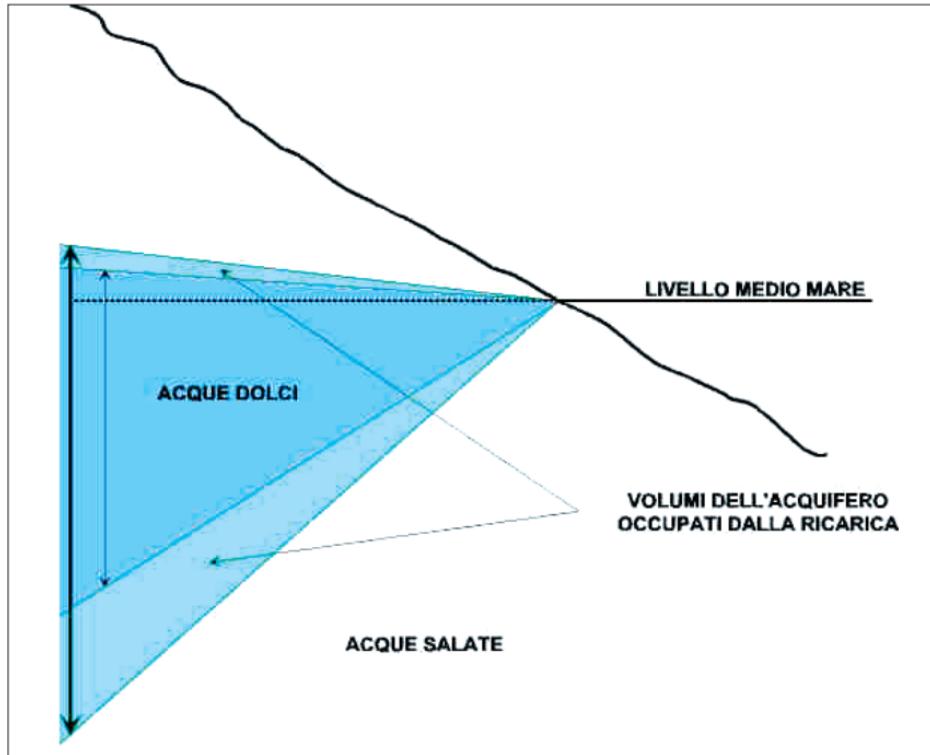


Figura 3.1: Volumi occupati dalla ricarica annuale [1]

- nel caso di acquiferi continentali la ricarica determina un innalzamento della superficie piezometrica la cui entità, in teoria, trascurando il continuo deflusso alle sorgenti, è pari al rapporto tra l'altezza di pioggia efficace e la porosità dinamica media della matrice rocciosa.

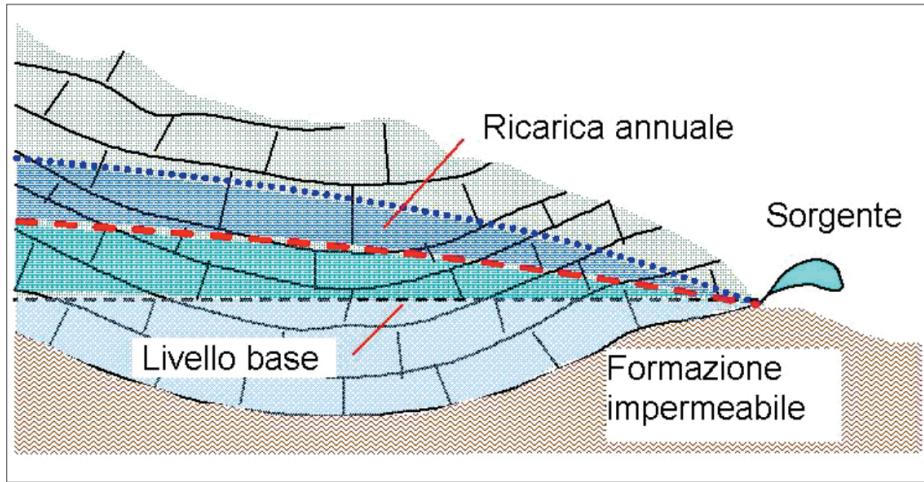


Figura 3.2: Volumi occupati dalla ricarica annuale [1]

Le macro cause del peggioramento del livello quali-quantitativo degli acquiferi costieri di Murgia e Salento sono prevalentemente due:

1. il sovrasfruttamento delle falde sotterranee
2. i cambiamenti subiti dal regime climatico delle aree in esame, che hanno portato ad una concreta alterazione dei regimi naturali di flusso

i precedenti fattori hanno sicuramente provocato alcuni rilevanti e non trascurabili fenomeni:

- mobilizzazione delle acque in precedenza isolate rispetto al deflusso attivo;
- attivazione di cortocircuiti nel trasporto di inquinanti;
- modifica della qualità del trasporto verso i mari.

Gli acquiferi della Murgia e del Salento soffrono proprio dei sopraccitati problemi, con sensibili ripercussioni sul benessere delle popolazioni autoctone in termini di scarsità complessiva della risorsa idrica e peggioramento globale del clima. La notevole importanza di tali acquiferi è provata dal loro ruolo vitale di fonte di soddisfacimento del fabbisogno idropotabile.

Il caso studio della Puglia: il Salento e la Murgia

Ancor prima di elencare ed esaminare possibili tecniche operative di salvaguardia delle falde sotterranee andiamo a richiamare alcuni principi basilari volti al raggiungimento e alla preservazione di stadi di equilibrio dinamico fra acqua salata e acqua dolce:

- riduzione dei prelievi per unità idrogeologica fino ad un massimo definito come portata di sicurezza, calcolata sulla base di un corretto bilancio idrologico;
- pianificazione strategica del posizionamento sul territorio delle opere di presa, preferendo come criterio decisionale le caratteristiche idrogeologiche dell'area in esame invece che la domanda di risorsa idrica;
- realizzazione, ove possibile, di opere di presa a sviluppo orizzontale;
- costante monitoraggio degli equilibri acqua dolce - acqua salata tramite analisi dei prelievi.

Purtroppo, pur rappresentando la struttura portante del Piano di Tutela delle Acque della Regione Puglia, tali misure sono state completamente disattese in fase attuativa, a favore di scelte gestionali indolori per gli utenti fruitori.

In tutto il Salento e nelle zone costiere della Murgia le acque sotterranee circolano su acque saline di natura marina. Come si è detto, tra acqua dolce e salata si presume l'esistenza di un limite di separazione, detto interfaccia, sebbene la miscibilità tra le due fasi non permetta che questa sia netta. Ciò che realmente esiste è una zona di miscelamento, detta zona di transizione. I principali fenomeni che determinano lo spessore della zona di transizione sono la diffusione e la dispersione.

Di seguito viene riportata la distribuzione del contenuto salino nelle acque prelevate da pozzi in pompaggio dislocati su tutto il territorio pugliese. In particolare, confrontando la presente tavola con elaborato prodotti durante precedenti monitoraggi, è evidente un incremento dell'inquinamento salino sviluppatisi lungo la fascia costiera della Murgia e in tutto il Salento.

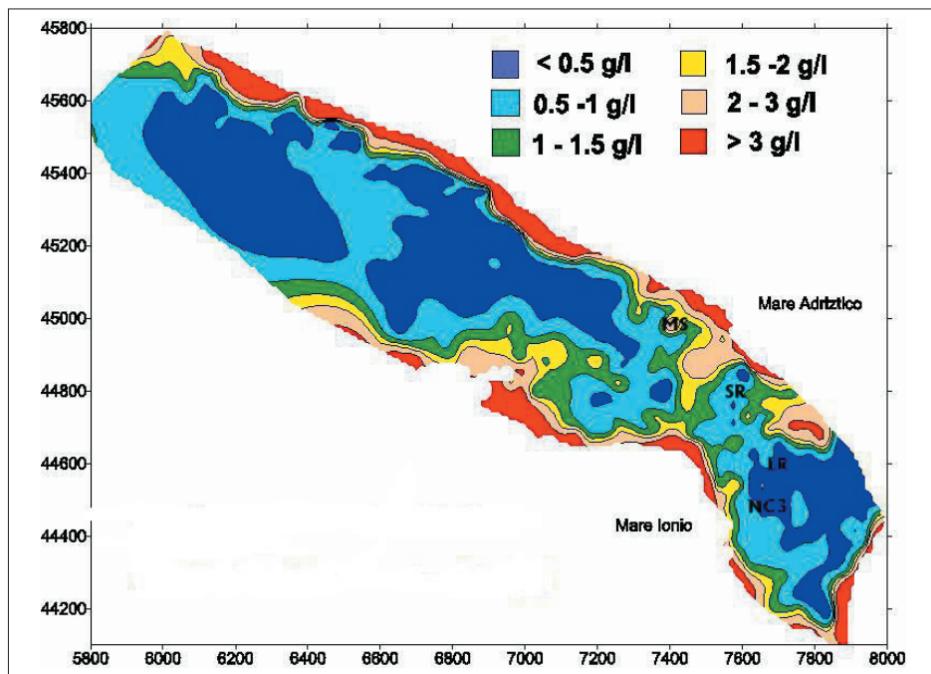


Figura 4.1: Distribuzione contenuto salino [1]

4.1 Caratterizzazione del sottosuolo salentino

In primis si ricorda che il territorio salentino è caratterizzato da due principali acquiferi:

1. il primo, più vicino alla superficie, costituito da sedimenti accumulati durante il Pleistocene, e dalla geometria spesso difficile da determinare, visti gli strati di rocce permeabili che intervallano un più vasto deposito impermeabile
2. un acquifero posizionato in profondità costituito da formazioni carbonatiche risalenti al Mesozoico

grazie alla ricca letteratura dedicata all'argomento siamo in grado di sostenere con certezza che le acque sotterranee contenute nell'acquifero più profondo giacciono interamente su acqua marina di invasione continentale, e grazie agli studi condotti in loco (Bossio et al. 1998, 1999; Margiotta, 1999; Margiotta, Richetti, 2002; Margiotta, Varola, 2004) è possibile ricordare le seguenti formazioni litostratigrafiche, dalla più antica alla più recente:

- calcare di Altamura (Cretaceo Superiore)
- formazione di Galatone (Oligocene Superiore)
- formazione Leccese (Oligocene Superiore - Miocene Inferiore)
- pietra Leccese (Miocene Inferiore - Miocene Superiore)
- calcarenite di Andrano (Miocene Superiore)
- formazione di Leuca (Pliocene Inferiore)
- formazione di Uggiano la Chiesa (Pliocene Inferiore e Superiore)
- calcarenite di Gravina (Pleistocene)

Il fenomeno del carsismo si è prevalentemente sviluppato a causa dei naturali movimenti tettonici subiti dal calcare durante il Cretaceo, seguendo un asse orientato in direzione *NNW - SSE*.

Tali processi geologici hanno provocato la nascita di alcune faglie, che nel tempo hanno costituito *horst* e *grabens*.

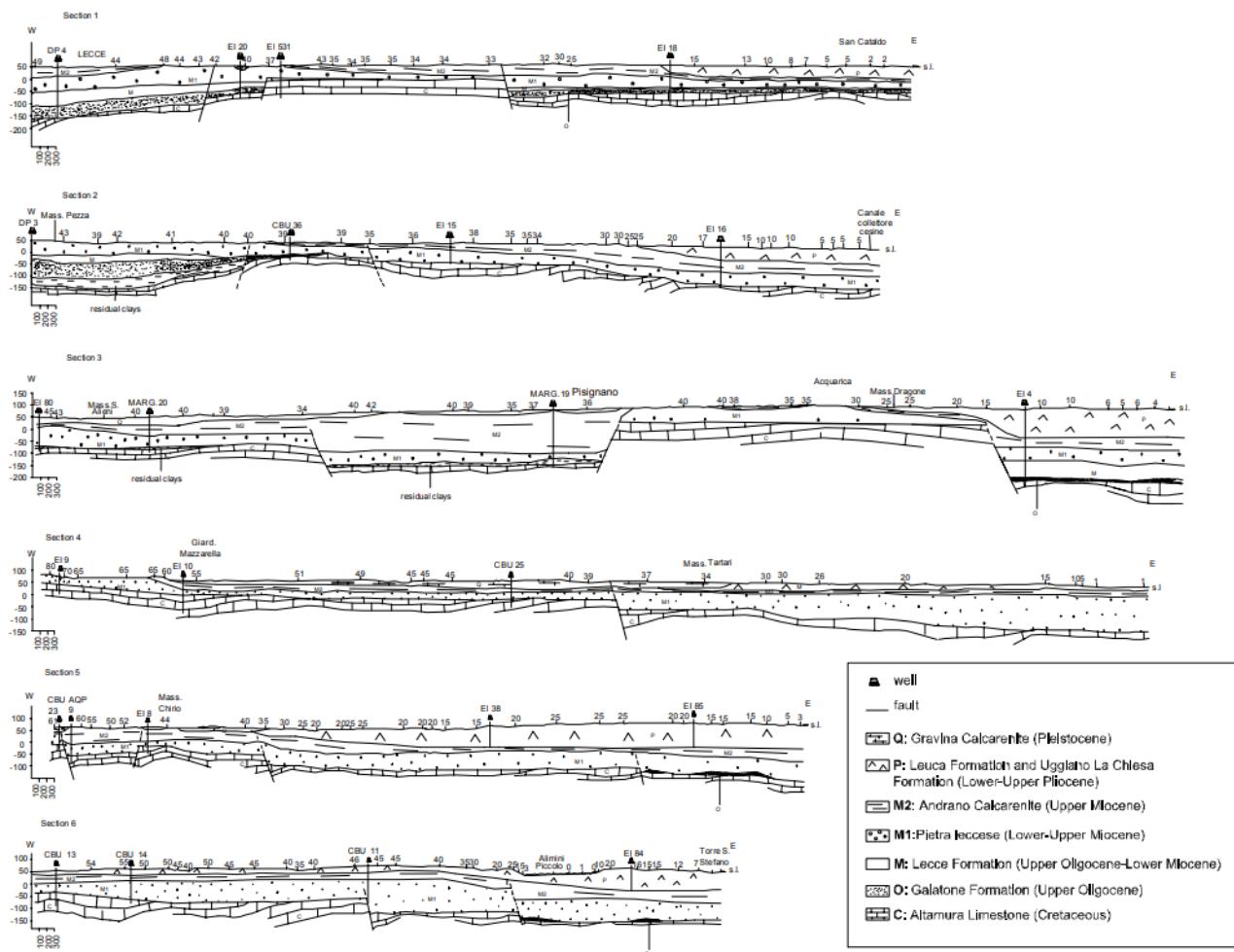


Figura 4.2: Sezioni Geologiche [2]

Il fenomeno del carsismo si è sviluppato proprio lungo queste superfici di debolezza [2].

4.2 Modellizzazione concettuale delle faglie

È stato realizzato un modello 3D idrodinamico basato sulla misura della densità, fondato sui dati ottenuti dalla ricostruzione litostratigrafica effettuata. Affrontiamo uno alla volta i differenti aspetti del modello rappresentativo ricavato.

Nell'area in esame tutte le faglie sono a carattere dilatante. La prevalente orientazione delle stesse è subparallela alla costa (Caine, 1999). Caine introdusse un modello concettuale per studiare la permeabilità in relazione alle zone di faglia. Prove sul campo dimostrano come il carico idraulico può cambiare significativamente in corrispondenza delle faglie (Delinom, 2009), inoltre è emerso un effetto barriera scaturito dalla presenza delle stesse negli acquiferi carbonatici pugliesi (Celico et al., 2006), che come diretta conseguenza ha implicato una compartimentazione delle portate e delle concentrazioni di soluti. Per ricavare la conduttività idraulica di un volume contenente una faglia possiamo effettuare una media armonica fra le zone centrali, quelle danneggiate e il valore di conduttività idraulica originale (Aydin, 2000). Generalmente i valori misurati oscillano

fra i due e i quattro ordini di grandezza rispetto a quelli relativi alla roccia madre; invece misurando la conduttività idraulica in direzione parallela al piano di faglia si osserva una forte dipendenza dal comportamento estensivo della stessa e i valori ottenuti possono risultare considerevolmente superiori rispetto ai primi.

Per le ragioni appena esposte non è difficile intuire come la presenza di una faglia possa implicare due differenti effetti sui flussi idraulici sotterranei: quello di barriera oppure di condotto naturale.

4.2.1 Faglia come barriera al flusso

Al fine di esaminare il primo dei due possibili ruoli di una faglia, usiamo una modellazione virtuale costituita da una serie di barriere di flusso orizzontali che disegnano la faglia all'interno del sistema a griglia. A tal scopo si è adoperato il *HFB - Horizontal Flow Barrier Package* per ottenere una rappresentazione incorporata nei codici numerici MODFLOW - 2000 (Harbaraugh et al., 2000) e SEAWAT (Langevin et al., 2008).

Il ruolo dell' *HFB - Horizontal Flow Barrier Package* è quello di regolare la conduttanza fra celle adiacenti introducendo una barriera di conduttanza addizionale in serie con il valore originale.

4.2.2 Faglia come condotto naturale

L'effetto di condotto è modellato tramite l'utilizzo di un metodo presentato da Svensson (2001) e Reeves (2008). La conduttività idraulica della zona fratturata è determinata valutando l'orientazione della faglia:

$$K_{reticolo} = K_f \cdot (|\sin(\theta)| + |\cos(\theta)|)$$

con:

- θ = angolo misurato rispetto all'asse X
- K_f = conduttività idraulica della zona fratturata dalla faglia
- $K_{reticolo}$ = conduttività idraulica del modello numerico

È bene ricordare che il comportamento di una faglia non è noto a priori, nella seguente sezione andremo ad analizzare un metodo con il quale intuire il comportamento predominante. Si vanno di seguito ad esaminare alcuni metodi di modellazione matematica utili allo studio dei moti idraulici sotterranei, in particolare al fine di ottenere una misura della conduttività del suolo salentino, nonché caratterizzarne il profilo termosalinometrico e geofisico.

4.3 Stima della conduttività idraulica

4.3.1 Analisi del transitorio di pressione (PTA)

Questo tipo di prova fornisce risultati utili a ottenere una stima iniziale delle conduttività idrauliche sotterranee e del prevalente comportamento delle strutture tettoniche, dedotti da una funzione basata sulla seguente relazione:

$$s = (A_1 + A_2) \cdot Q + B \cdot Q^2 \quad (4.1)$$

con:

- s = abbattimento totale di pressione
- A_1 = coefficiente lineare di perdita dell'acquifero

- A_2, B = coefficiente lineare e non lineare di perdita del pozzo

la precedente curva 4.1 rappresenta l'equazione di flusso alla sorgente in funzione della riduzione di pressione, che può essere esplicitata in funzione dei parametri T, S, T_{skin} - rispettivamente Trasmissività e Storatività, e un termine non lineare β .

$$s = \left[\frac{2.3}{4\pi T} \log \left(\frac{2.25 \cdot T \cdot t}{r^2 \cdot S} \right) + \frac{1}{2\pi} \left(\frac{1}{T_{skin}} - \frac{1}{T} \right) \cdot \ln \left(\frac{r_{skin}}{r_w} \right) \right] \cdot Q + \left[\frac{\beta}{4\pi^2} \left(\frac{1}{r_w} - \frac{1}{R} \right) \right] \cdot Q^2$$

Risultati sperimentali circa il transitorio di pressione, in termini di riduzione di quota piezometrica, sono riportati in tabella seguente, per differenti pozzi:

Name	E[m]	N[m]	T[m ² /s]	s2 [m]	s3 [m]	s4 [m]	s5 [m]	s6 [m]	s7 [m]	s [m]
P11	2802575.81	4462207.46	6.00E-02							83.72
P9	2807075.00	4461844.00	1.00E-02		10.50		78.00			88.50
P8	2806105.00	4460473.00	2.50E-02				43.18	17.00	15.01	75.19
P1	2808736.07	4447954.28	3.00E-02						83.72	83.72
P2	2808731.33	4449060.43	5.00E-03						60.14	60.14
P3	2808487.25	4448484.50	2.00E-01						79.63	79.63
P5	2806628.23	4454691.53	6.00E-03					30.33	56.23	86.56
P7	2808157.00	4455926.00	1.00E-01				31.00	16.24		47.24
P12	2801603.31	4462667.48	6.00E-02				36.16			36.16
P14	2798364.00	4464277.00	6.00E-03				25.84	9.95	18.39	54.17
P15	2799323.00	4466101.00	8.00E-02				38.32			38.32
P21	2810205.40	4446501.26	2.00E-01						15.32	15.32
P22	2798196.17	4466583.28	2.50E-01				42.90			42.90
P24	2802225.01	4468864.47	3.00E-01					7.90	49.00	56.90
P26	2805717.51	4468409.60	5.00E-03		10.65	1.10	32.70			44.45
P27	2797139.91	4461232.39	1.00E-03						18.00	18.00
P30	2805418.93	4461943.05	1.10E-02	55.05			29.50	77.90	20.05	182.50
P31	2807178.64	4464758.92	1.10E-01		16.64					16.64
P33	2807034.56	4459286.43	1.50E-02	3.47			23.89	55.35		82.70
P36	2810238.73	4459069.36	1.50E-02		11.00					11.00
P39	2810563.04	4456796.17	8.00E-03		25.00					25.00
P40	2813106.05	4457172.53	3.00E-03		11.79	42.80				54.59
P41	2812117.96	4456392.89	1.00E-02		20.90					20.90
P42	2811755.29	4455359.56	1.70E-02		19.22					19.22
P45	2812933.33	4454910.97	3.00E-02		13.00					13.00
P49	2814711.73	4453651.97	2.00E-02		16.90					16.90
P51	2814443.78	4450799.75	9.00E-03		22.00					22.0

Tabella 4.1: Trasmissività e spessore di ogni litotipo nella zona filtrante

La conduttività idraulica di ogni unità e il comportamento prevalente del sistema di faglie sono stati stimati tramite il sistema iperdeterminato:

$$\sum_{j=1}^m f_i \cdot K_i \cdot b_{ij} = T_i$$

con: f_i = effetto della faglia sulle dinamiche di flusso di ciascun litotipo (minori o maggiori valori di questo coefficiente correttivo corrispondono rispettivamente a un comportamento prevalentemente di barriera o di condotto naturale). $f_i = 1$ se l'i-esimo pozzo intercetta la faglia, $f_i = 0$ se il pozzo è distante dalla struttura della faglia. I risultati di questi calcoli sono riassunti nella tabella e mostrano che per alcuni litotipi $K_f > K_l$ ¹, dunque

¹ K_l = conduttività idraulica dell'i-esimo litotipo

le faglie presentano in questo caso un prevalente comportamento di condotto naturale.

<i>Lithotype</i>	K_l [m^2/s]	K_f [m^2/s]
2	2.4188E-05	9.9996E-03
3	7.3181E-04	9.9996E-03
4	2.3148E-09	2.3148E-03
5	9.6525E-06	9.6525E-06
6	9.2593E-07	8.5553E-06
7	4.6309E-04	2.6985E-03

Tabella 4.2: Hydraulic conductivity for each unit [3]

con:

1. K_l = conduttività idraulica dell'i-esimo litotipo
2. K_f = conduttività idraulica del litotipo in corrispondenza della faglia

4.4 Indagini idrogeologiche

Sono state condotte quindici differenti misurazioni multiparametriche in pozzi intercettanti le acque sotterranee ricadenti nell'area gestita dal *CBU - Consorzio di Bonifica Ugento li Foggi*.

In particolare sono stati portati a termine due cicli di misurazioni, il primo nel Maggio 2003, periodo di massima ricarica degli acquiferi, e il secondo a Settembre, al termine del periodo di irrigazione e prima delle piogge invernali. Naturalmente durante le indagini sono stati analizzati anche i livelli piezometrici.

Entrando nel merito dei rilevamenti si sono raccolti dati riguardo a: O_2 , pH, temperatura, salinità (*TDS*), conduttività idraulica. Lo strumento utilizzato è un *Hydrolab Mini Sonde 4 - MS4*. Dai risultati di tali misurazioni è emerso che:

- in molti pozzi oggetto di analisi il livello piezometrico è effettivamente più basso rispetto allo stesso misurato nel 1987, ad eccezione dei pozzi 21, 26 e 28, in cui non si è registrata significativa differenza (abbassamento di livello piezometrico compreso fra 0.3 e 1.45 m);
- dal punto di vista termico non si sono registrati significativi cambiamenti
- in molti pozzi (11, 15, 21, 22, 27, 28, 34, 37, 40) il livello di salinità ricavato da *TDS* è risultato essere fra 0.2 e 0.5 g/L più alto rispetto a quello misurato nel 1987, e in altri (26, 31, 32, 36) addirittura 1-2 g/L superiore;
- i valori di ossigeno dissolto in acqua misurati nel 2003 sono risultati essere inferiori rispetto al 1987;
- si è osservato un leggero aumento del pH in molti pozzi di indagine, fino a pH = 8.

Questi risultati mostrano evidentemente una generalizzata riduzione del volume di acqua dolce disponibile nell'area in esame. L'abbassamento dei livelli piezometrici unitamente all'innalzamento della salinità implicano un deterioramento quali-quantitativo in termini

di risorsa idrica fruibile, causato prevalentemente dal sofrasfruttamento e da contaminazione salina. Inoltre la riduzione di ossigeno disiolto in acqua e l'innalzamento del pH ci portano a pensare ad inquinamento proveniente dal suolo.

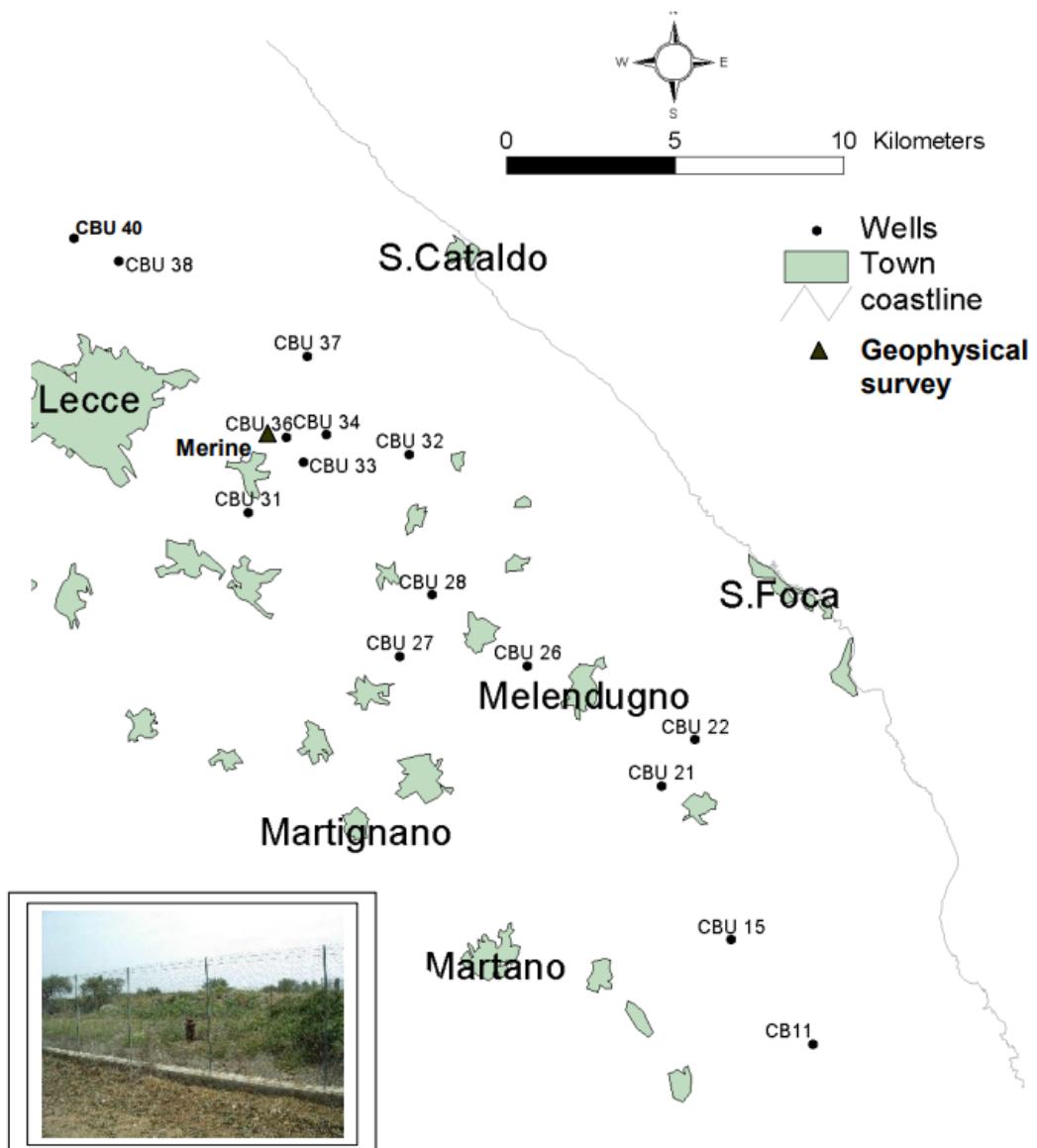


Figura 4.3: Posizione pozzi monitorati

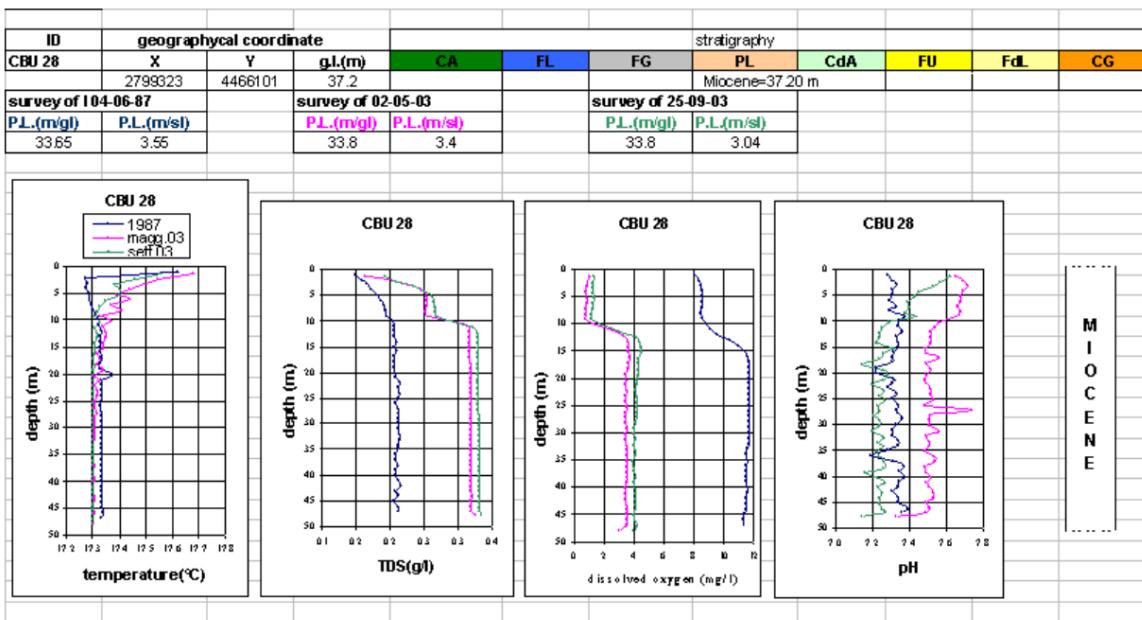


Figura 4.4: Risultati del monitoraggio nel pozzo CBU 28

Indagini geofisiche

Sono state condotte indagini geofisiche nell'area limitrofa al pozzo 36 del *CBU* (unitamente a misurazioni termo-salinometriche). In particolare l'area prima citata è stata selezionata come sito in cui testare l'effettiva utilità di alcuni metodi di monitoraggio (tomografia elettrica, polarizzazione indotta) idrogeologico.

I seguenti metodi sono stati adottati per lo studio della resistività: dipolo - dipolo, Wenner, Wenner - Schlumberger. In particolare sono stati utilizzati 48 elettrodi, a passo costante di 5 m. Fra tutti il sistema Wenner è risultato essere il più adatto ai nostri scopi, in quanto si è verificato essere quello che meglio identifica differenti superfici delle formazioni geologiche. Tuttavia il metodo Wenner - Schlumberger è stato adoperato per la rappresentazione grafica dei risultati ottenuti in modelli 2D, mentre il dipolo - dipolo è servito per le profondità maggiori.

Al fine di ottenere i modelli 2D di resistività i dati sperimentali ricavati sono stati processati tramite il software RES2DINV (Loke, 1999). L'utilizzo del metodo dipolo - dipolo mostra quattro differenti layer:

1. un primo layer esteso tra 0 - 13 m e valori di resistività tra 60 e 110 ohm.m;
2. un layer esteso tra 13 - 40 m e valori di resistività tra 200 - 300 ohm.m;
3. un layer esteso tra 40 - 50 m e valori di resistività tra 110 - 220 ohm.m;
4. un layer esteso tra 50 - 63 m e valori di resistività tra 50 - 100 ohm.m;

considerando la stratigrafia riportata in figura sottostante, i layer 1, 2 corrispondono alle formazioni risalenti al Miocene: i valori di resistività del primo layer sono più bassi a causa di infiltrazione di acqua piovana, mentre valori più alti di resistività registrati per il secondo ci suggeriscono che questo sia impermeabile, formando dunque il letto di un corpo idrico sotterraneo superficiale.

Il terzo layer corrisponde rispettivamente alla formazione di Galatone e all'acquifero formato da calcare del Cretaceo.

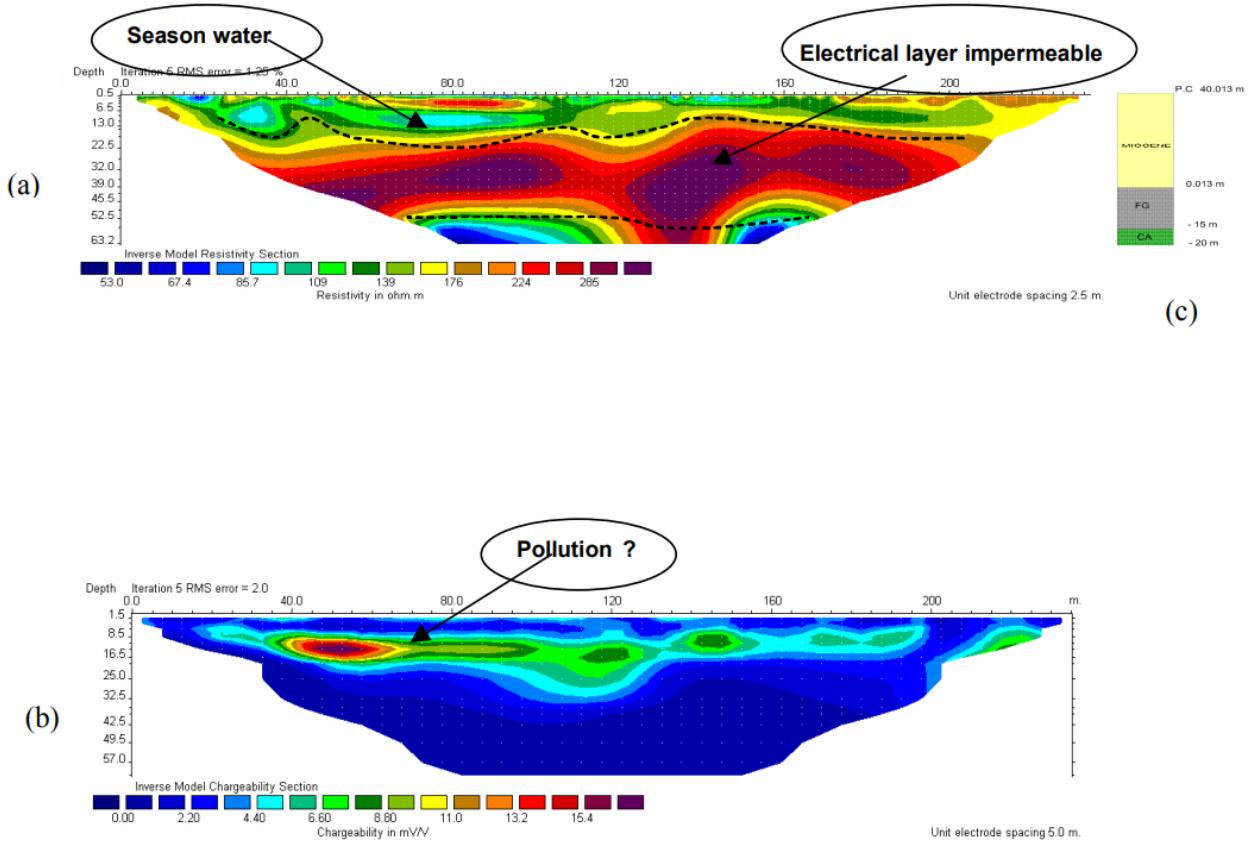


Figura 5.1: Modelli 2D resistività e capacità ricarica

I modelli 2D di resistività ottenuti tramite il metodo Wenner - Wenner - Schlumberger mostrano più chiaramente la significativa differenza fra i valori di resistività tra il primo e il secondo layer. I risultati della tomografia elettrica indicano qualitativamente la permeabilità dei vari layer e mostrano il livello piezometrico dell’acquifero più profondo (circa 55 metri al di sotto della superficie). Inoltre i valori di resistività (50 - 100 ohm.m) indicano che l’acqua sotterranea ha alterati valori di salinità, coerentemente con le misurazioni effettuate direttamente dal pozzo 36 del CBU; e sempre in linea con le misurazioni dirette si è confermata la presenza di aree possibilmente affette da inquinamento, per il quale si è visto un aumento del pH (circa 8) e una riduzione dell’ossigeno dissolto (rispetto ai valori del 1987).

5.1 Conclusioni dell’indagine

Le indagini condotte nel presente studio hanno contribuito a caratterizzare le acque sotterranee contenute nell’acquifero situato nel territorio salentino orientale. Si è evidenziato un crollo del livello piezometrico nel periodo compreso fra il 1987 e il 2003 di un valore medio di 0.50 m (massimo crollo: 1.50 m) particolarmente nell’area NORD - EST del Lecce, che riflette una riduzione di parecchi metri dell’altezza totale del corpo idrico sotterraneo. Quest’ultimo dato è di fondamentale importanza, poiché il monitoraggio eseguito ha effettivamente portato alla luce la presenza di una faglia nel calcare del Cretaceo e nelle calcareniti del Miocene, con una discontinuità di 40 - 70 m localizzata vicino le aree edificate di Pisignano e Strudà a SUD di Lecce.

Tale faglia probabilmente costituisce una via preferenziale di drenaggio per l’acqua meteorica e favorisce la ricarica locale dell’acquifero nell’area meridionale salentina [2].

I cambiamenti climatici sull'intrusione salina

Alcune indagini condotte su acquiferi appartenenti al contesto Mediterraneo hanno portato alla luce importanti risultati circa l'esistenza di una effettiva relazione fra cambiamenti climatici e principi di mineralizzazione delle falde sotterranee.

Di seguito si riferisce dei risultati di uno studio di un acquifero, situato nella regione Pirenaica settentrionale, che ha evidenziato come contrariamente alle attese la salinità dell'acqua analizzata aumenti all'aumentare delle precipitazioni. I ricercatori hanno rilevato valori del rapporto $\frac{Sr_{87}}{Sr_{86}}$ compresi fra 0.7085 e 0.7090, in contrasto con i valori della matrice dell'acquifero costituita da carbonati di origine mesozoica ed evaporiti soggiacenti. Inoltre questi rapporti sono decisamente più alti di quelli registrati in acque sotterranee affette da intrusioni di natura marina su scala regionale. I picchi di concentrazione di stronzio potrebbero essere interpretati come una crescente dissoluzione di minerali ricchi di Sr_{87} , quali per esempio depositi di argilla triassica ad alte concentrazioni saline situati in profondità, e la buona correlazione fra TDS (residuo fisso) e rapporto $\frac{Sr_{87}}{Sr_{86}}$ corrobora in vero questa ipotesi. I risultati raccolti da questo studio ci permettono di predire l'evoluzione del processo di mineralizzazione in rapporto alle evoluzioni climatiche.

I campioni d'acqua raccolti sono stati filtrati tramite membrana con apertura di 0.45 μm su di un supporto da filtro in policarbonato, per essere poi immagazzinati ad una temperatura inferiore ai 4°C in bottiglie di polietilene ad alta densità da 60 ml pre-lavate con HNO_3 al 10% in volume e acqua deionizzata.

I valori di $\frac{Sr_{87}}{Sr_{86}}$ sono stati ricavati nel laboratorio GIS usando uno spettrometro di massa tarato su una normalizzazione interna per il frazionamento degli isotopi ad un rapporto $\frac{Sr_{87}}{Sr_{86}}$ pari a 0.1194. Le concentrazioni di cloruri sono state ricavate da database nazionale, mentre i registri di precipitazioni sono stati ottenuti dal servizio meteorologico nazionale.

Gli esiti delle indagini portate a termine mostrano una temperatura dell'acqua sensibilmente più alta (dai 2 ai 4°C) rispetto ai valori medi annuali. La concentrazione di sali minerali, oscillando fra gli 800 e i 1200 mg/L, è anch'essa superiore al tenore medio locale: nello specifico la concentrazione di cloruri è compresa fra 135 e 351 mg/L. I dati raccolti sorprendono in quanto si è desunta una mineralizzazione minore nei periodi di secca, e la variabilità di concentrazione può essere letta da grafici di cui sotto sia ad intervalli interannuali che stagionali.

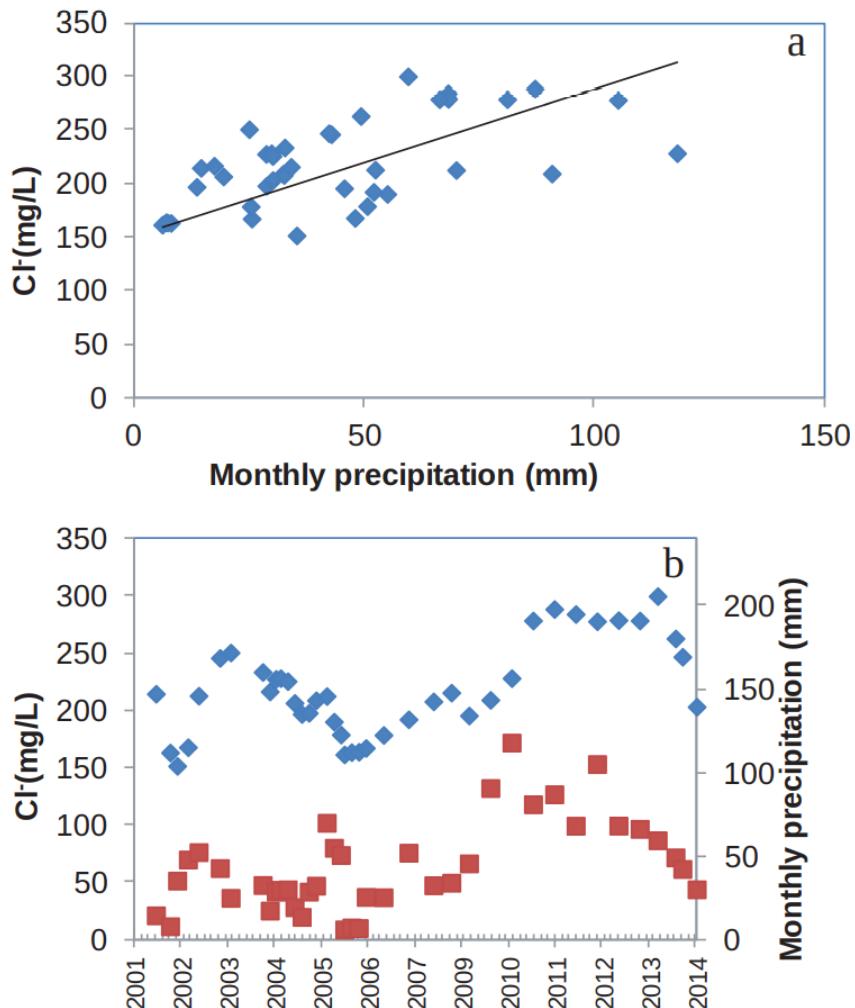


Figura 6.1: Correlazione cloruri - precipitazioni

I picchi minimi di presenza di sali minerali sono da associare ad un basso rapporto $\frac{Sr_{87}}{Sr_{86}}$, mentre le punte massime sono riconducibili ad interazioni acqua/roccia di lungo termine con depositi argillosi triassici. A conferma di ciò sono state condotte prove sperimentali su campioni di depositi triassici, e si è osservato che all'aumentare della temperatura il rapporto $\frac{Sr_{87}}{Sr_{86}}$ aumentava, in particolare da 0.7082 a 25°C a 0.7092 a 150°C. Questo importante risultato potrebbe suggerire il rilascio di Sr_{87} da k-feldspati o miche contenute nelle formazioni triassiche; ad ogni modo i risultati di laboratorio sono coerenti con quanto rilevato in situ.

La simultanea variazione di sali minerali (come Cl) e mole di precipitazioni registrata rende lecito pensare che esista un significativo meccanismo di mineralizzazione delle acque sotterranee: le crescenti concentrazioni di cloruri e rapporti $\frac{Sr_{87}}{Sr_{86}}$ all'aumentare dei volumi d'acqua (della ricarica quindi) suggeriscono la mobilitazione di acque salate dai livelli più profondi dell'acquifero.

6.1 Conclusioni

Nel sistema acquifero studiato i valori di residuo fisso (*TDS*) aumentano sperimentalmente all'aumentare delle precipitazioni e mostrano una tendenza di crescita lineare del rapporto

$\frac{Sr_{87}}{Sr_{86}}$. La dissoluzione dei depositi argillosi triassici sotto alte temperature è risultata essere il contributo maggioritario nel processo di mineralizzazione. Infine, la linearità che intercorre tra quantità di precipitazioni e mineralizzazione sotterranea consentirà una stima della diminuzione di concentrazione di sali minerali nello stesso acquifero come conseguenza della attesa riduzione di fenomeni meteorici nei prossimi 50 anni [6].

Il contenuto salino e le attività antropiche

7.1 Il caso studio: la Piana di Sitges

È importante ricordare che i meccanismi di intrusione salina nelle acque dolci sotterranee si sviluppano in tempi abbastanza dilatati, che possono arrivare all'ordine dei decenni, rendendo così difficile, specie per gli utenti della risorsa idrica, relazionare causa ed effetti del problema. In alcuni casi poi, il fenomeno dell'intrusione marina cresce in parallelo con il grado di sovrasfruttamento degli acquiferi (per acquiferi piccoli e/o molto permeabili), mentre in alcuni casi i primi segnali del processo sono riscontrabili solo dopo molti anni (acquiferi confinati, aperti al mare o semiconfinati di notevoli dimensioni e/o mediamente permeabili).

Dall'analisi di alcuni casi di studio si sono osservati effettivi benefici dall'utilizzo di diversi tipi di fonti d'acqua per la ricerca, come acque dei fiumi, acque reflue depurate o di raffreddamento: interessante è quello della *Piana Sitges - Sant Pere de Ribes*, a Sud di Barcellona: l'affluente di Vilafranca fa scorrere le acque reflue in esso scaricate per circa 20 Km. Durante questo percorso ha luogo una moderata auto depurazione: l'acqua fluente permette la ricarica mediante bacini artificiali. In due anni e mezzo questa ricarica ha migliorato (ridotto) la salinità delle acque sotterranee nelle zone interessate gravemente dall'intrusione salina (Custodio e Galofrè, 1977).

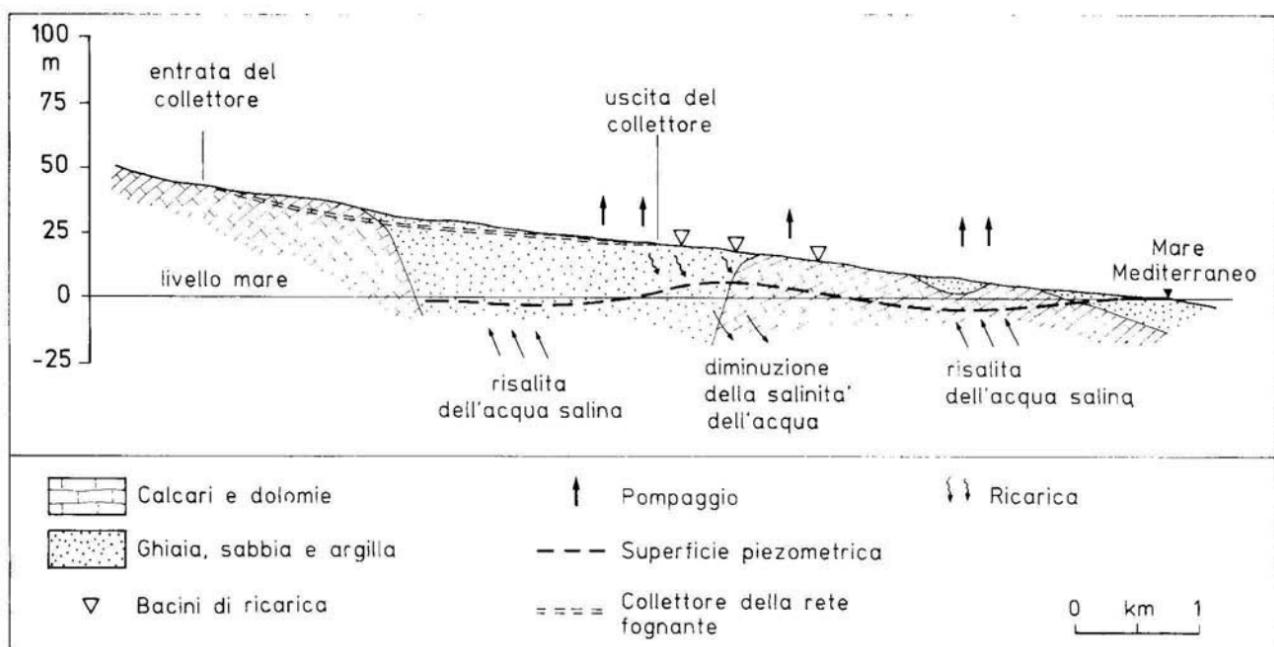


Figura 7.1: Sezione idrogeologica Piana di Sitges

L'inquinamento per intrusione marina delle acque sotterranee dipende spesso dalle attività antropiche; si vanno ad elencare alcune di queste cause:

- estrazione annua dall'acquifero di un volume idrico superiore o non commisurato alla ricarica totale;
- localizzazione della concentrazione di punti di emungimento, in particolare vicino alla costa, superando il valore critico della portata per cui l'acqua salina irrompe nella porzione dolce della falda idrica;
- studi geologici approssimativi, che non individuano strati orizzontali impermeabili - che potrebbero limitare la salinizzazione - o che non considerano le discontinuità verticali permeabili, come faglie, giunti aperti o filoni eruttivi che potrebbero favorire l'inquinamento salino;
- sottovalutare l'influenza delle oscillazioni di marea, nel caso di acquiferi altamente permeabili, sulle variazioni della salinità dell'acqua;
- modificazioni della linea di costa, tramite la creazione di nuovi porti, l'allargamento o il dragaggio di quelli esistenti, le opere a mare quali frangiflutti o banchine costiere e l'estrazione di ghiaia e sabbia dalle spiagge e dai canali fluviali;
- la canalizzazione di fiumi e loro affluenti, con lo scopo di evitare o diminuire le piene e le esondazioni, annullando l'infiltrazione delle acque esondate.

Spesso, poi, gli acquiferi compromessi possono essere multistrato oppure più acquiferi sovrapposti: a causa delle attività estrattive possono innescarsi effetti secondari, dovuti a connessioni o cortocircuiti tra strati o acquiferi. Per esempio l'intenso sfruttamento di un acquifero profondo crea un gradiente verso il basso che permette all'acqua salata, salmastra o comunque inquinata, derivante da un acquifero sovrastante di penetrare nell'acquifero profondo attraverso i tratti finestrati dei riverstimenti dei pozzi o lungo le discontinuità tra pareti delle perforazioni e i tubi dei pozzi, mal costruiti o rifiniti, inquinando le risorse idriche più pregiate[7].

7.2 Il caso studio: Agua Amarga

Analizziamo un altro caso significativo al fine di evidenziare l'esistenza di una concreta relazione fra pressione antropica e intrusione salina.

Agua Amarga è un acquifero costiero multistrato situato nel contesto geologico della Cordigliera Betica. L'acquifero è costituito da sedimenti orogenici provenienti dal Quaternario nella parte superiore, mentre la base comprende materiali risalenti al Pliocene. *Agua Amarga* è in realtà costituito da due acquiferi differenti, fra cui possiamo distinguere uno più profondo, confinato ed inserito fra strati di rocce arenarie e calcareo-arenarie, da cui risulta impossibile attingere acqua a causa dell'alta concentrazione salina, ed uno superficiale, che ha subito le pressioni antropiche prima menzionate.

Quest'ultimo garantisce la disponibilità al prelievo di risorsa idrica grazie all'interconnessione idraulica fra i vari strati, dovuta alla eterogeneità dei materiali che lo compongono e alla presenza di alcune faglie, che incanalano l'acqua sotterranea secondo vie preferenziali.

Tramite prospetto idrogeologico durato dal 2001 al 2003 si è desunta la tabella di cui sotto, grazie ad un elevato numero di prove di pompaggio atte a determinare la fattibilità di eventuali sfruttamenti di falda. Inoltre i risultati dei test di pompaggio lungo costa e dei test di infiltrazione sono stati adoperati per stabilire la conducibilità idraulica e la porosità del modello prodotto.

<i>Layer no.</i>	<i>Lithology</i>	<i>Period</i>	<i>Nature</i>	<i>Thickness</i>	<i>Parameter</i>
1 & 1'	<i>Clayed mud with gypsum, salt and fine sand. Silt and sand dunes</i>	<i>Holocene</i>	<i>Semi-pervious; unconfined</i>	0.6-2.0 m	K (m/d) 8.640 - 0.075
2	<i>Calcareous sandstone</i>	<i>Thyrrenien</i>	<i>Pervious; unconfined</i>	10-60 m	K (m/d) 16-150 T (m^2/d) 800 - 5000 n_e 0.18
3	<i>Continental silt, sand, gravel</i>	<i>Pliocene, Pleistocene</i>	<i>Semi-pervious; unconfined</i>	10-20 m	K (m/d) 0.800 - 0.003
4	<i>Calcareous sandstone</i>	<i>Upper Pliocene</i>	<i>Pervious; semi - confined</i>	20 - 70 m	T (m^2/d) 500 - 9000
5	<i>Marls</i>	<i>Lower Pliocene</i>	<i>Impervious</i>	20 - 50 m	K (m/d) 10^{-5}

Tabella 7.1: Caratteristiche idrogeologiche Agua Amarga

Agua Amarga ha subito nel corso degli anni una serie di interventi antropici, quali:

1. l'installazione di una salina nel 1925, a causa delle caratteristiche topografiche del territorio e della geomorfologia pseudo lagunare. L'infiltrazione di acqua di mare dalle vasche di evaporazione causò la contaminazione salina non soltanto del sottosuolo, ma anche dell'acqua di falda, effetti confermati da studi condotti fra il 2003 e il 2010 sottoforma di misurazioni piezometriche e idrochimiche;
2. nel 1975 la salina fu chiusa, ed il sito potè assumere la forma del suo primitivo ecosistema, ossia una palude salina, inclusa nel catalogo delle "wetland" della Comunità Autonoma di Valencia. Il secondo intervento antropico ebbe luogo nel momento in cui furono messi in funzione i pozzi di rifornimento idrico per l'impianto di desalinizzazione *Alicante I*: la rete di pompaggio era costituita da 33 pozzi posizionati lungo la costa NORD - EST dell'acquifero con un emungimento di $45 \text{ hm}^3/y$ d'acqua, generando così un progressivo abbassamento del livello piezometrico. Inoltre dal 2008 si aggiunse il contributo dell'impianto *Alicante II*, che naturalmente agevolò il sopraccitato processo;
3. infine bisogna menzionare il tentativo di preservare l'ecosistema palustre e la sua zona di influenza da parte della "*Mancomunidad de los Canales del Taibilla*", l'agenzia responsabile dello sfruttamento degli impianti per la desalinizzazione di cui prima. L'intervento consistette nello sversare acqua salata sulla superficie della palude.

Dal 2008 al 2010 sono stati condotti sondaggi idrochimici e piezometrici in 20 diversi punti di monitoraggio, e i risultati raccolti sottolineano gli effetti della presenza antropica, così come mostrato qui di seguito:

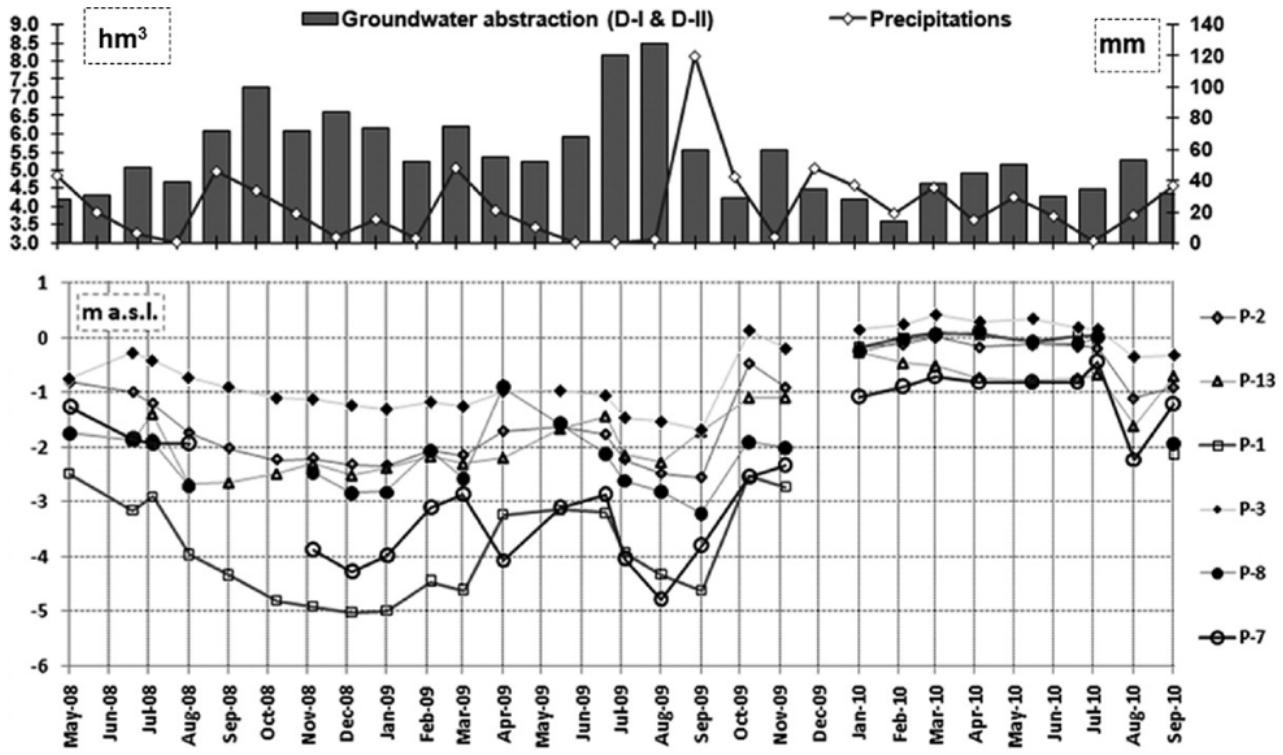


Figura 7.2: Evoluzione livelli piezometrici, portate e precipitazioni

I livelli piezometrici al di sotto della palude, che erano comunque già al di sotto del livello del mare a causa del prelievo tramite impianto *D-I*, sono crollati ulteriormente quando il *D-II* fu aperto nel 2008. IN seguito al programma di sversamento di acqua marina, si può osservare invece un recupero di livelli piezometrici - anche favorito da una ricarica naturale dell'acquifero, durante il 2009 - subito però succeduto da un nuovo abbassamento dei carichi. Inoltre la carta seguente mostra come, nel Gennaio 2009, le acque sotterranee mutano il loro originale scarico naturale verso il mare e deviano verso i pozzi di pompaggio dell'impianto *D-I*, causando intrusione di acqua marina lungo la falda acquifera.

Il limite piezometrico attorno al piezometro P-8 è interpretabile come un movimento ascendente dell'acqua sotterranea dovuto alla presenza di salamoie profonde, che fungono da cuneo impedendo all'acqua di attraversare lo spazio a concentrazione salina relativamente più alta soggiacente la palude salina. La profondità di questo cono di depressione è all'incirca di 13.5 m s.l.m. .

Per quanto concerne la distribuzione di salinità, possiamo osservare, tramite la lettura di P-1, P-6, P-8 fra il 2009 e il 2010 l'esistenza delle salamoie profonde (da 18 a quasi 300 g/L negli ultimi due piezometri) come conseguenza diretta della presenza della salina, e, dal 2010, un generale abbassamento di concentrazione di cloruri. Tale riduzione di salinità è da ricollegare da una parte all'effetto di diluizione scaturito dal già citato sversamento di acqua di mare portato avanti dallo stesso anno, con cui si è passati da 200 a 80 g/L e da 150 a 40 g/L in P-8 e P-1, e dall'altra all'immagazzinamento di acqua dolce dall'entroterra ad OVEST della salina.

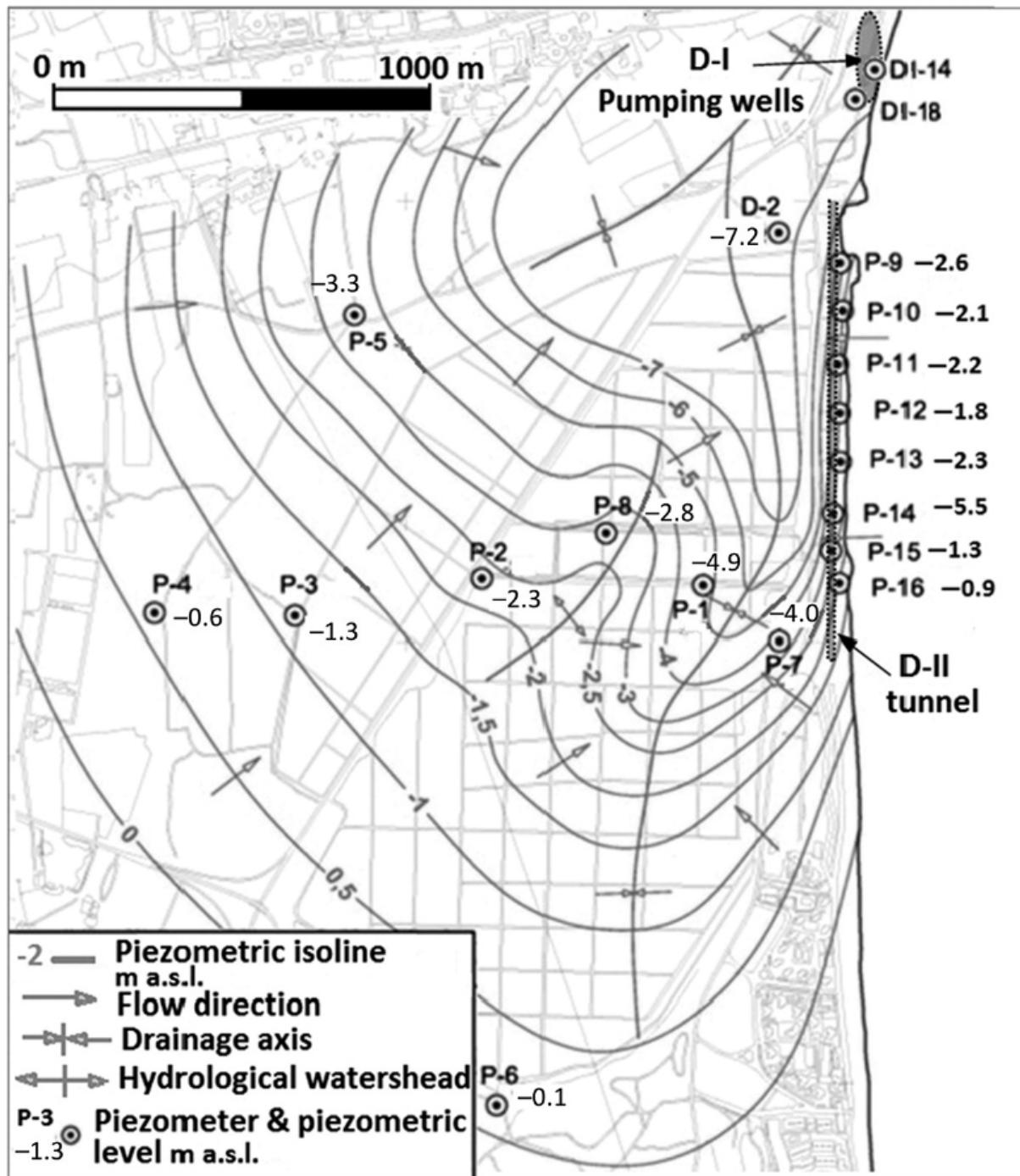


Figura 7.3: Mappa dei limiti di carico piezometrico (Gen. 2009)

Modellazione matematica dell'intrusione salina

Di seguito si riportano le equazioni con cui modellare l'intrusione salina attraverso il mezzo poroso all'interno degli acquiferi costieri:

1. equatione del moto:

$$\nabla \left[\rho K \left(\nabla h + \frac{\rho}{\rho_f} \nabla z \right) \right] = \rho S_f \frac{\delta h}{\delta t} + \varepsilon \frac{\delta p \delta c}{\delta c \delta t} + \rho_s q_s \quad (8.1)$$

2. legge di dispersione meccanica e diffusione molecolare dei cloruri (*ADE*¹):

$$\frac{\delta c}{\delta t} = \nabla(D \cdot \nabla c) = -\nabla(vc) - \frac{q_s \cdot c_s}{\varepsilon} \quad (8.2)$$

con:

- $\rho [Kg/m^3]$ = densità della soluzione acqua + cloruri
- $K [m/s]$ = conducibilità idraulica = $k \cdot p_f \cdot g/\mu$
- $k [m^2]$ = permeabilità intrinseca
- $g [m/s^2]$ = accelerazione gravitazionale
- $\rho_f [Kg/m^3]$ = densità dell'acqua dolce - *freshwater*
- $\rho_s [Kg/m^3]$ = densità dell'acqua in ingresso e in uscita dall'acquifero
- $\mu [Pa \cdot s]$ = viscosità dinamica
- $h [m]$ = carico equivalente d'acqua dolce
- ∇z = versore verticale orientato verso l'alto
- $S_f [m^{-1}]$ = coefficiente di immagazzinamento specifico
- $c [Kg/m^3]$ = concentrazione di soluto
- $q_s [m^3/s]$, $q_w [m^3/s]$ = rapporto volumetrico di flusso relativi a zone di ingresso e uscita d'acqua
- $D [m^2/s]$ = tensore di dispersione idrodinamica
- $v [m/s]$ = velocità di infiltrazione dell'acqua sotterranea
- $c_s [Kg/m^3]$ = concentrazione di soluto dell'acqua in ingresso e in uscita dall'acquifero
- ε = porosità efficace

Nell'equazione 8.1 assumiamo sovrapponibili i coefficienti di compressibilità di acqua dolce e salata. Il modello viene applicato in cinque diversi scenari, ciascuno dei quali è relativo ad un dato set di interventi antropici.

¹Advection Dispersion Equation

- **Scenario 1:** Esso considera un intervallo di tempo sufficientemente esteso da permettere all'acqua di ritornare a regime stazionario, rappresenta la formazione del cuneo di intrusione iniziale, utilizzato come dato di ingresso (condizione iniziale) per lo Scenario 2. Analogamente le condizioni iniziali degli Scenari 3, 4, 5 coincidono con gli schemi finali delle modellazioni precedenti.

Di seguito è rappresentato il cuneo di intrusione salina che fungerà da base per lo sviluppo degli scenari successivi. Esso penetra per 200 m nella regione centrale e per 300 m nell'angolo settentrionale, dove il flusso d'acqua continentale è più basso.

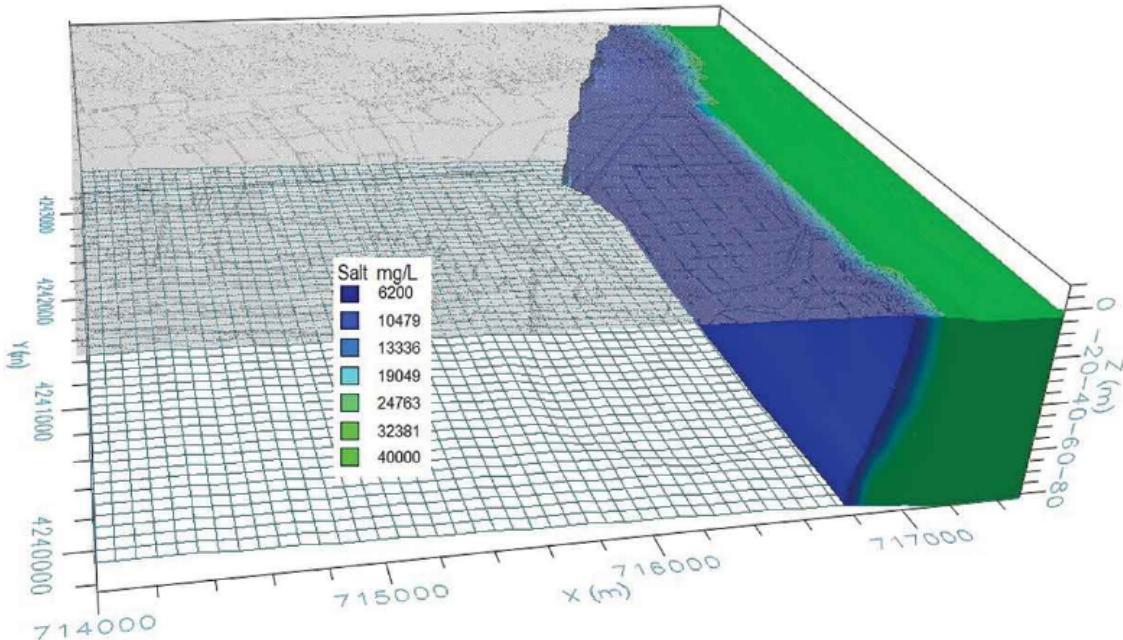


Figura 8.1: Distribuzione concentrazione salina in Scenario 1

Il dominio fisico di esistenza dell'acquifero in esame impiega un'area di 8.75 Km^2 . Per sottolineare il carattere costiero del sistema analizzato si considera una superficie eccedente di 0.9 Km^2 lungo la linea di costa orientale.

Si è ricavato, poste le precedenti condizioni, un piano costituito da celle di dimensione $50 \times 70 \text{ m}$, disposte lungo 40 righe e 50 colonne. Lo spessore verticale, di 80 m in media, è stato invece separato in 6 strati differenti, per un totale di 11370 celle, permettendo così di sovrapporre in maniera realistica l'insieme di dati raccolti sulla distribuzione della conduttività idraulica ai dati di matrice geologica. La discretizzazione appena descritta è risultata un giusto compromesso anche alla luce del tempo richiesto per ogni simulazione - circa 2h. Il substrato impermeabile è costituito da materiali marnosi appartenenti al Basso Pliocene.

È stata assunta una frontiera di carico costante dal lato rivolto al mare, trascurando qualsiasi effetto dovuto ai moti ondosi². Ad OVEST è stata riscontrata interconnessione idraulica fra i materiali risalenti al Quaternario in corrispondenza di "Campo de Elche". Il contributo alla ricarica laterale dovuto a tale conducibilità è stato stimato tramite legge di *Darcy*, applicata alla sezione N - S dell'acquifero, in corrispondenza della quale è noto l'andamento piezometrico.

²l'oscillazione massima è di 0.2 m nella zona di Alicante

Il resto delle condizioni a contorno è stato generato tramite misurazioni dirette e stime reali (condizioni riguardanti infiltrazione, prelievo, salinità). Una dettagliata descrizione di tali parametri è raccolta nella tabella di cui sotto³.

Boundary condition	Description	Value	Application domain	Period	Scenario
<i>Flow</i>					
1a (Neumann)	<i>Inf. rec.</i>	q_s 60 mm/y	<i>Aquifer surface</i>	<i>Constant</i>	All
1b (Neumann)	<i>Inf. rec.</i>	q_s 651 mm/y	<i>Aquifer surface</i>	<i>September 2009</i>	4
2 (well)	<i>Lat. rec.</i>	q_w 7.12 hm ³ /y	<i>W boundary column</i>	<i>Constant</i>	All
3 (Dirichlet)	<i>Constant head</i>	$h = 0$ m a.s.l.	<i>Seabed cells and eastern boundary columns</i>	<i>Constant</i>	All
4 (Cauchy)	<i>Saltworks activity recharge effect</i>	$h_c = 0.4$ m $K = 0.5$ m/d $M = 0.5$ m	<i>Salt marsh surface cells</i> (1.3×10^6 m ²)	50 y 1925-1975	2
5 (Neumann)	<i>Seawater pouring programme</i>	$q_s = 249$ mm/month	<i>Seawater pouring surface</i> ($370'000$ m ²)	240 d <i>Dec. 2009 - Jul. 2010</i>	5
6 (Well)	<i>Abstraction DA-I</i>	q_w 45.90 hm ³ /y	<i>Northeast aquifer boundary, coastline</i>	7.33 years <i>Sep. 2003 - Aug. 2010</i>	4 and 5
7a (Well)	<i>Abstraction DA-II</i>	q_w 29.21 hm ³ /y	<i>Between the salt marsh and the coast line</i>	1.23 years <i>Sep. 2008 - Dec. 2009</i>	4
7b (Well)	<i>Abstraction DA-II</i>	q_w 8.736 hm ³ /y	<i>Between the salt marsh and the coast line Aquifer bottom</i>	1.068 years <i>Dec. 2009 - Aug. 2010</i>	5
8 (Neumann)	<i>No - flow boundary</i>	q_s 0 hm ³ /y	<i>(top layer no. 5) and north and south boundary</i>	<i>Constant</i>	All
<i>Transport</i>					
9 (Dirichlet)	<i>Constant concentration</i>	$c = 40$ g/L	<i>Seabed cells and eastern boundary column</i>	<i>Constant</i>	All
10 (Dirichlet)	<i>Constant concentration</i>	$c = 6.2$ g/L	<i>West boundary column</i>	<i>Constant</i>	All
11 (Dirichlet)	<i>Constant concentration</i>	$c = 80$ g/L	<i>Salt marsh surface cells</i>	<i>84 years from 1925 to Dec. 2009</i>	2, 3 and 4
12 (Dirichlet)	<i>Condition for poured water (seawater)</i>	$c_s = 40$ g/L $(\rho_s = 1040$ g/L)	<i>Seawater pouring cells</i>	<i>240 days (Dec. 2009 - Aug. 2010)</i>	5
13 (Dirichlet)	<i>Condition for rainwater</i>	$c = 0$ g/L	<i>Aquifer surface</i>	<i>Constant</i>	All

Tabella 8.1: Sintesi delle condizioni a contorno su flusso e trasporto di acqua salata

Per quanto concerne le condizioni a contorno relative al grado di salinità si sono in vero riscontrati alcuni problemi, legati al fatto che i fattori che influenzano tale fenomeno, come ad esempio la densità di cloruri nelle vasche delle saline, la quantità di cloruri che raggiunge la falda sotterranea, dedotta da permeabilità e tempo di contatto acqua - sale, sono interdipendenti e parecchio complessi da analizzare. Per questo motivo i risultati ricavati vanno letti in senso qualitativo più che quantitativo. È d'obbligo poi ricordare che sono state effettuate alcune assunzioni per far fronte all'incertezza legata ad alcuni dati di input: ricarica laterale costante proveniente dall'acquifero risalente al Quaternario di "Elche Basin"; connessione di tipo non-idraulico con il deposito risalente al Messiniano Superiore confinato semipermeabile; una quantità di sale costante proveniente dalle saline.

Il parametro calibrato è stata la conduttività idraulica e la sua distribuzione spaziale.

- **Scenario 2:** in questa fase della trattazione si implementano le condizioni 4 ed 11 della tabella precedente, assumendo quindi uno spessore costante di 0.4 m di acqua salata su uno strato di spessore 0.5 m costituito da sedimenti del Quaternario con conducibilità idraulica $K = 0.5$ m/d - valore ottenuto tramite test di infiltrazione. Il lago salato ricopre un'area di $1'300'000$ m², il che implica che secondo *Darcy* vi sia un regime di ricarica per infiltrazione di $18'250$ mm/y. Tenendo presente la distribuzione e variazione di acqua salata in una salina tipo, è stato attribuito un valor medio di circa 80 g/L al contributo di ricarica proveniente dalle vasche costituenti le saline.

³Inf. rec. = infiltration recharge

Poste queste condizioni, al termine del periodo temporale associato allo Scenario 2 la regione sottostante la salina è completamente contaminata dai cloruri, come possiamo osservare nella figura di cui sotto.

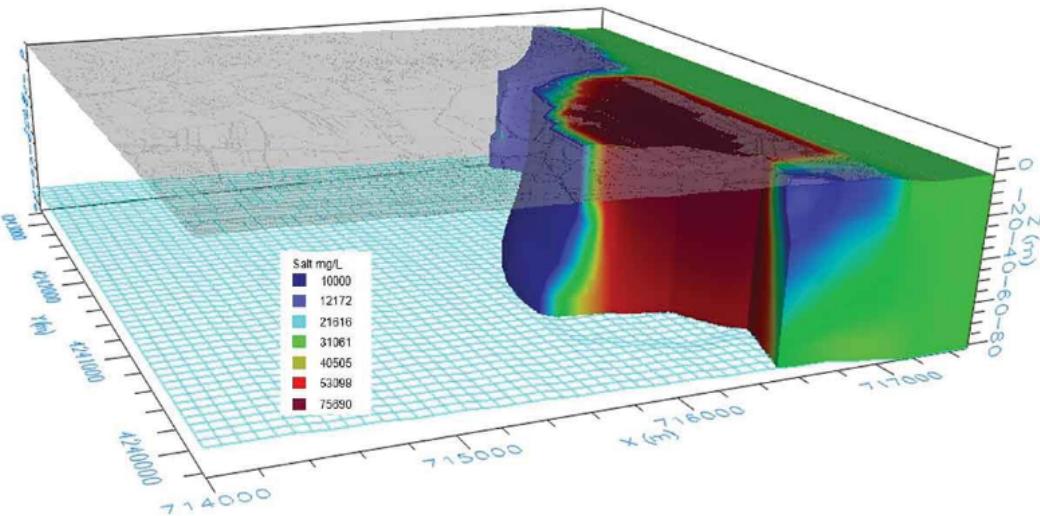


Figura 8.2: Simulazione alterazione di concentrazione cloruri, Scenario 2

Dunque il cuneo di intrusione salina iniziale subisce sperimentalmente delle variazioni dovute agli alti tenori di salinità dell'acqua di ricarica, inoltre emerge una interfaccia di contaminazione al di sotto del limite OVEST della salina - a 600 m verso l'entroterra rispetto alla fascia costiera. In aggiunta un cuneo di intrusione invertita si genera al di sotto della linea di costa, e il carico idraulico e la concentrazione di cloruri al di sotto della salina fungono da barriera, impedendo ad eventuali linee di flusso continentali di attraversare la zona.

- **Scenario 3:** essendo terminate a questo punto le attività commerciali legate alla salina (1975 - 2003), la condizione 4 nella tabella precedente viene meno. Di conseguenza l'infiltrazione di acqua salata dalle vasche nel sottosuolo non ha luogo e la contaminazione salina non si diffonde in un'area pari a quella studiata nello Scenario 2. Ad ogni modo la concentrazione di cloruri rimane come un effetto residuale delle attività produttive ormai abbandonate, contaminando comunque il flusso idrico sotterraneo. Ipotizziamo una concentrazione

$$c = 80 \text{ g/L}$$

relativa al flusso sotterraneo attraversante le celle superficiali; questo ci porta a pensare che si vadano a creare delle estroflessioni digitiformi che collegano la fonte di cloruri superficiale con le salamoie locate sul fondo dell'acquifero. La comparsa di vortici è tipica di queste configurazioni, in cui flussi ascendenti sono innescati da variazioni di densità al di sotto della salina. Al termine di questo intervallo di tempo possiamo osservare come il flusso d'acqua continentale spinga l'interfaccia di contaminazione verso il mare alla sua nuova posizione di 300 m dalla linea di costa.

- **Scenario 4:** la messa in funzione degli impianti *D-I*, *D-II* modifica naturalmente i livelli piezometrici dell'area studiata e provoca un cono di depressione nella zona attorno ai pozzi di pompaggio del *D-I*. Per quanto concerne l'interfaccia di contaminazione, essa si sposta di 200 m verso l'entroterra in direzione SUD, mentre a NORD,

vicino al primo impianto, la punta di intrusione si sposta verso il mare, mentre l'acqua salata si infiltra negli strati superiori. I cambiamenti di regime di contaminazione e interfaccia di intrusione sono connessi evidentemente all'abbassamento di pressione al di sopra di queste superfici di discontinuità, causato quest'ultimo dal lavoro di estrazione eseguito dall'impianto *D-I*.

- **Scenario 5:** in questo scenario si applica la condizione 12, mentre la 11 è rimossa. Il risultato è un innalzamento dei livelli piezometrici al di sotto della salina e un abbassamento generalizzato della salinità in corrispondenza degli strati superficiali dell'acquifero, così come verificato da indagini in situ. Le zone a concentrazione salina maggiori - le salamoie - sono limitate a punti superficiali di bassa permeabilità - *yellow spots* in superficie - e ad aree appartenenti agli strati più profondi, interessati a causa della gravità e di moti convettivi. È stato implementato lo sversamento d'acqua avvenuto nel Novembre 2009 considerando una infiltrazione di 249 mm/mese verso l'area NORD della salina per 8 mesi - l'equivalente di un volume di 0.737 hm^3 . Ne consegue che al contempo si ha un recupero dei livelli piezometrici laddove erano, precedentemente allo sversamento, più bassi, e la creazione di una barriera idraulica contro l'acqua proveniente dall'entroterra. A causa di questo secondo effetto si registra un incremento di livello piezometrico nelle zone più interne a SUD.

8.1 Conclusioni

L'acquifero di *Agua Amarga* è stato, nel corso degli anni, vittima di numerose pressioni antropiche, che hanno influenzato la concentrazione di cloruri delle falde sotterranee e portato ad un generale abbassamento dei livelli piezometrici - a partire dall'installazione degli impianti di desalinizzazione nel 2003. Questi effetti sono stati verificati tramite le misurazioni piezometriche e termosalinometriche portate a termine mensilmente con sondaggi in loco dal Maggio 2008 al Settembre 2010.

L'ultimo intervento antropogenico è consistito nello sversamento di acqua di mare sulla superficie dell'acquifero al fine di mitigare gli effetti dell'estrazione d'acqua da falda, e portando così ad un recupero dei livelli piezometrici, nonché quindi ad un abbassamento della concentrazione di cloruri.

Tecniche di salvaguardia degli acquiferi costieri

Al fine di comprendere a pieno gli effetti degli interventi antropogenici è stato utilizzato il modello *SEAWAT*, con cui tra l'altro è stato possibile interpretare i risultati sperimentali e mostrare l'evoluzione del cuneo di intrusione di acqua salata. Questo modello riproduce, in maniera quali-quantitativa, il processo di flusso e trasporto di cloruri dovuto ai vari interventi umani, e aiuta a raffigurare la distribuzione spaziale delle salamoie profonde causate dalle attività previste sulla salina sovrastante. Inoltre tramite *SEAWAT* si è in grado di stimare le potenziali variazioni di forma e dimensioni del cuneo di intrusione.

Si è poi verificata la presenza di un cuneo di intrusione inversa al di sotto della costa e l'insorgere di una superficie di contaminazione ad OVEST della salina, entrambe conseguenze delle attività legate alla salina [8].

9.1 Metodi di bonifica e contrasto alla salinizzazione

Dobbiamo prima di tutto ricordare che l'inquinamento delle acque sotterranee e superficiali può scaturire da diverse fonti, anche se in questa sede ci si concentra su quello di tipo salino.

In effetti questo fenomeno può scaturire in generale da tre differenti cause:

- riduzione o inversione dei gradienti idraulici all'interno di una falda
- distribuzione di barriere naturali che separano l'acqua dolce da quella salata
- presenza di depositi sotto-superficie di acqua salata rimasta intrappolata nei sedimenti di origine marina durante la loro deposizione

generalmente il problema dell'intrusione marina interessa aree estese e per porne fine è necessario conoscere i meccanismi che hanno determinato la contaminazione dell'acqua dolce e ovviamente identificare precisamente la causa. Infatti i metodi di bonifica adoperabili sono fortemente dipendenti dal tipo di causa, dalla portata del fenomeno, dalla geologia locale, dall'uso dell'acqua in quella determinata zona e ovviamente da fattori economici. Dunque è fondamentale l'installazione di un efficace sistema di controllo e monitoraggio che renda possibile la conoscenza di condizioni iniziali, al contorno e dei parametri descrittivi del sistema.

Una prima soluzione potrebbe derivare, considerando che spesso l'intrusione salina è accompagnata da altre problematiche, quali il sovrasfruttamento della falda in prossimità della linea di costa, dallo spostamento dei pozzi di pompaggio verso l'entroterra, così da ristabilire un gradiente idraulico maggiore verso il mare.

Analogamente si potrebbe pensare di ridurre, nei pozzi esistenti, la portata di emungimento, ottenendo così gli stessi effetti. Ovviamente questi sono soltanto interventi iniziali, cui devono necessariamente seguire operazioni di bonifica più complesse, che vengono presentate di seguito [5].

9.2 Principali metodi di difesa

È comunque d'obbligo ricordare che, al fine di preservare l'equilibrio idrodinamico in un acquifero, evitando contaminazione salina, è frequente l'utilizzo di barriere idrauliche e ricariche artificiali tramite pompaggio di acqua marina o ricarica di acqua dolce puntuale o diffusa, garantendo in tal modo un carico idraulico di acqua dolce che controbilanci quello di acqua salata, impedendo in questa maniera la salinizzazione. Una quanto più precisa conoscenza della profondità e della natura dell'acquifero è naturalmente fondamentale per capire l'entità del carico da produrre: se infatti questo è freatico la barriera idraulica può essere costituita da canali costieri perdenti o zone in cui realizzare infiltrazione.

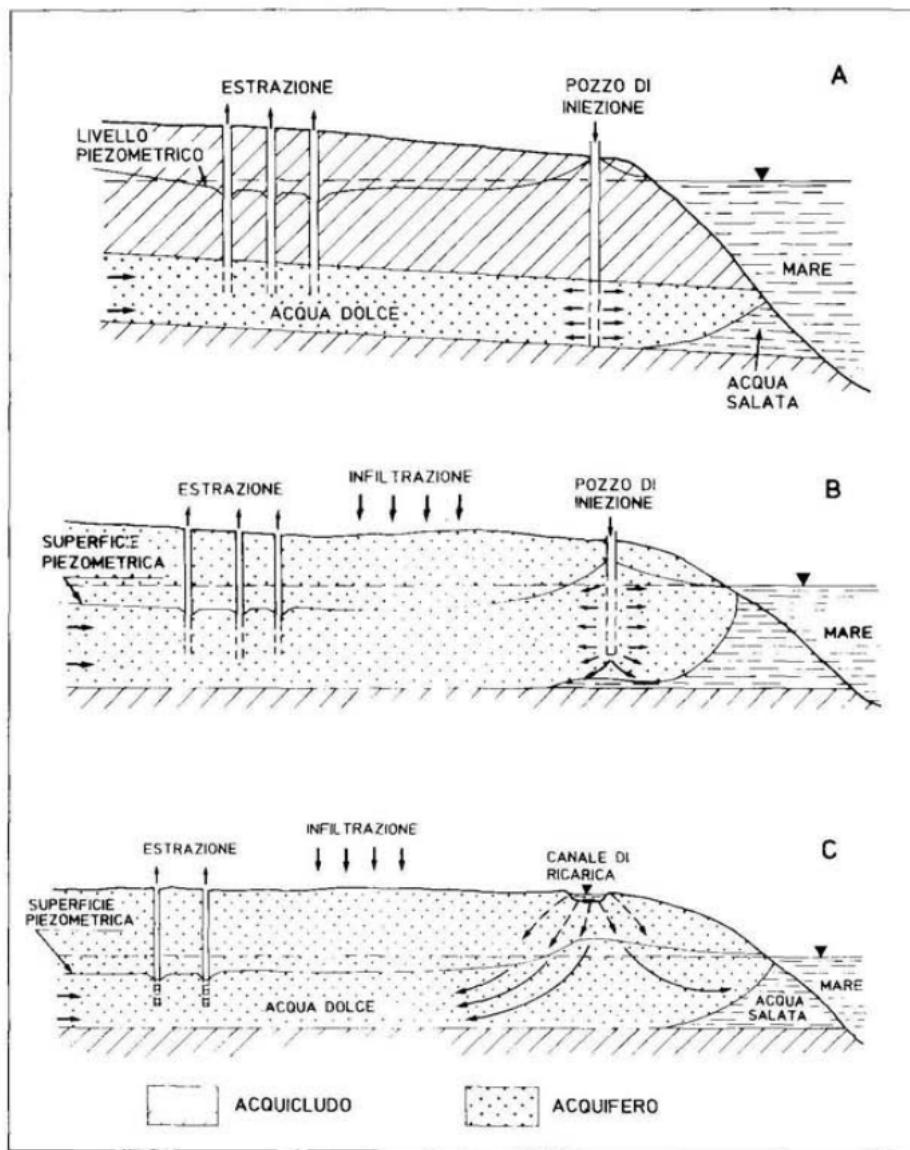


Figura 9.1: Tipologie di barriera idraulica

- Barriere di iniezione: questo metodo di bonifica è basato sulla ricarica artificiale della falda: infatti le barriere vengono realizzate tramite pozzi di ricarica localizzati lungo una linea parallela alla costa, non dissimili da quelli di emungimento. Questa tecnica è ampiamente usata per falde profonde o comunque nel caso in cui lo spazio disponibile non è sufficiente per realizzare veri bacini di ricarica. Una delle maggiori

criticità a cui fare attenzione è il potenziale intasamento della parte filtrante, che in generale può avere varie origini:

- meccanico, come accumulo dell'acquifero di materiale sospeso nell'acqua e dei gas inizialmente in soluzione e trapiantati dalla ricarica;
- chimico, legato cioè alle reazioni dell'acqua di alimentazione con il terreno o con l'acqua di falda;
- biologico, connesso allo sviluppo di batteri e alghe scaturito dalla presenza di sostanze organiche, con conseguente produzione di fanghi viscosi.

Al fine di risolvere i problemi di intasamento generalmente si ricorre all'utilizzo di prefiltrati disposti all'imboccatura del pozzo, sostituibili o rigenerabili a intervalli che dipendono dalla natura dell'acqua di alimentazione. In alternativa è possibile sostituire il terreno circostante il pozzo di iniezione con materiale filtrante di idonea composizione atto ad arrestare i materiali sospesi contenuti nell'acqua.

È poi fondamentale prendere dovute precauzioni nei confronti del possibile trascinamento di aria nell'acqua di iniezione - fenomeno frequente soprattutto quando l'acqua viene immessa a pelo libero. Ricordiamo, inoltre, che durante il processo di ricarica la permeabilità del mezzo riveste un ruolo fondamentale: se questa è bassa, l'innalzamento del piano piezometrico si propaga solo per una breve distanza dai pozzi, e di conseguenza nei punti intermedi, se i pozzi sono molto distanti fra loro, l'innalzamento della superficie d'acqua può essere trascurabile o addirittura nullo. In questa particolare situazione sarebbe auspicabile perforare più pozzi, ravvicinati fra loro.

- Bacini di ricarica: essi vengono adoperati esclusivamente nel caso di acquiferi superficiali e necessitano, per la loro realizzazione, di spazi molto ampi - che possono raggiungere l'ordine della decina di ettari. Queste strutture possono avere forme molto varie, e un fondo orizzontale o sagomato con leggera pendenza per favorire lo svuotamento.

È necessario che il fondo del bacino non intercetti mai la superficie della falda, così da permettere non solo le operazioni di pulizia, ma anche l'utilizzo di uno strato parzialmente saturo fondamentale nel processo di autodepurazione del terreno. Fra i vari tipi di bacini di ricarica si ricordano prevalentemente tre macro categorie:

- Bacini con fondo in terra: adoperati per installazioni provvisorie e nel momento in cui i requisiti di qualità delle acque trattate non sono troppo elevati. Essi presentano l'indubbio vantaggio della maggiore semplicità realizzativa e dei bassi costi di investimento;
 - bacini con fondo ricoperto da vegetazione: in questo caso è necessario tenere sotto controllo il tirante idrico e la torbidità, poiché valori alti di immersione e presenza di solidi sospesi potrebbero effettivamente danneggiare la flora, causando un intasamento del fondo e il conseguente inquinamento di tipo organico;
 - bacini con pareti ricoperte da filtro: sono le opere che generalmente richiedono maggiori investimenti in assoluto: lo strato filtrante ha la funzione di garantire depurazione meccanica e biologica dell'acqua di alimento, nonché di minimizzare i rischi di intasamento del deposito sottostante. Ovviamente gli effetti dell'autodepurazione sono tanto più marcati quanto è spesso il filtro. Una problematica relativa all'utilizzo di questo tipo di bacini è sicuramente la tendenza all'intasamento del filtro, motivo per cui è richiesta frequente manutenzione superficiale e profonda.
- Barriere sotterranee: questo tipo di opere è realizzato generalmente in malta argillosa, asfalto emulsionato, gel silicio, bentonite. Esse vengono posizionate parallela-

mente alla direzione di sviluppo longitudinale della costa e lungo l'intero spessore dell'acquifero, prevenendo l'ingresso di acqua salata al suo interno. Un aspetto negativo delle barriere sotterranee è l'alto costo di realizzazione, nonché la bassa resistenza alle sollecitazioni sismiche e ad erosioni di natura chimica.

- Ricarica indotta: nel caso di ricarica - artificiale - di tipo indotto sono inclusi pozzi, gallerie e trincee che incrementano l'alimentazione derivante da corsi d'acqua, ma anche le operazioni di dragaggio degli alvei e tutti gli interventi che possono favorire l'infiltrazione naturale dell'acqua nel sottosuolo come l'incremento della vegetazione.
- Barriera d'estrazione: questa tecnica si basa sul posizionamento di più pozzi limitrofi alla linea di costa, il cui pompaggio continuo costituisce una barriera di estrazione, la quale provoca una depressione piezometrica atta non solo a richiamare l'acqua salata verso i pozzi stessi, bensì ad aumentare il gradiente idraulico in falda ovviamente. Una volta estratta l'acqua dalla barriera, essendo questa ricca di cloruri, viene reimessa in mare. È poi necessario aggiungere che spesso le barriere di estrazione vengono realizzate in combinazione con una barriera di iniezione, in modo tale da ridurre sia le portate di estrazione che di iniezione. Nel caso in cui si scelga di effettuare questo tipo di combinazione ovviamente il numero di pozzi necessari aumenta sensibilmente [5].

9.3 Problematiche relative alle barriere di ricarica

L'impiego di barriere di ricarica come strumento per contrastare l'intrusione salina negli acquiferi presenta tuttavia alcuni aspetti svantaggiosi, quali, fra tutti, i costi sostenuti: è dunque per prima cosa fondamentale accertarsi che i benefici derivanti da questa procedura ripaghino le risorse impiegate. È, a tal proposito, necessario menzionare anche vincoli legati alla disponibilità di acqua dolce da usare per creare la barriera - generalmente si sfruttano le acque dei fiumi, le acque reflue depurate e quelle di raffreddamento - nonché l'eventuale distanza fra fonte di approvvigionamento e sito specifico, così come anche gli eventuali trattamenti a cui dovrà essere soggetta l'acqua prima di poter essere utilizzata a scopo civile.

Una problematica di carattere realizzativo legata alle barriere di ricarica è sicuramente il pericolo di ingresso d'aria durante l'iniezione di acqua dolce, fenomeno che porterebbe ad una riduzione dell'efficienza del pozzo fino ad arrivare a rottura dei dispositivi in pressione. È poi importante ricordare che durante l'impiego di questa tecnica in aree costiere si potrebbero verificare perdite in mare di acqua iniettata, e anche in questo caso è dunque fondamentale valutare se sia maggiore l'aumento della riserva artificiale creata o la percentuale di risorsa sprecata in mare - naturalmente se le perdite sono consistenti è ragionevole pensare di utilizzare risorsa idrica di qualità inferiore, sempre garantendo livelli minimi di legge e verificando la possibile presenza di inquinanti [7].

Bibliografia

- [1] M. D. Fidelibus and L. Tulipano, “Inquinamento salino ed antropico degli acquiferi costieri della murgia e del salento: azioni di salvaguardia,” *Geologi e Territorio*, pp. 95–104, 2004.
- [2] S. Margiotta and S. Negri, “Geophysical and stratigraphical research into deep groundwater and intruding seawater in the mediterranean area (the salento peninsula, italy),” *Natural Hazards and Earth System Sciences*, vol. 5, no. 1, pp. 127–136, 2005.
- [3] C. Cherubini and N. Pastore, “Critical stress scenarios for a coastal aquifer in southeastern italy,” *Natural Hazards and Earth System Sciences*, vol. 11, no. 5, pp. 1381–1393, 2011.
- [4] D. C. G. Noseda, *Idraulica*. 2015.
- [5] R. Coscarelli, “La bonifica di falde soggette ad intrusione marina: alcuni casi di studio,” 1996.
- [6] S. Khaska, C. Salle, and P. Verdoux, “Climate change impact on the mineralization of karst groundwater in a mediterranean context,” *Procedia Earth and Planetary Science*, vol. 17, pp. 976–979, 12 2017.
- [7] V. Cotecchia, M. Lattanzio, and M. Polemio, “Metodologie di studio e difesa dall’inquinamento salino degli acquiferi,” *VI Workshop del Progetto Strategico "Clima, Ambiente e Territorio nel Mezzogiorno"*, no. June, 1997.
- [8] I. A. Manteca, “Simulation and consequences of successive anthropogenic activity in the agua amarga coastal aquifer (southeast spain),” *Hydrological Sciences Journal*, vol. 58, no. 5, pp. 1072–1087, 2013.