



**AGENZIA REGIONALE PER LA PROTEZIONE DELL'AMBIENTE DELLA SARDEGNA
ARPAS**

Direzione Tecnico scientifica

Ufficio Progettazione, ricerca e sviluppo

**Progetto pilota di lotta alla desertificazione nelle
cinque regioni italiane maggiormente a rischio: Regione Sardegna**

RELAZIONE CONCLUSIVA

Luglio 2009

Indice

1.	AGGIORNAMENTO E COMPLETAMENTO DELLA CARTOGRAFIA IN SCALA 1:100'000 DELLA SARDEGNA ATTRAVERSO LA REALIZZAZIONE DELLE CARTE DELLE AREE SENSIBILI ALLA DESERTIFICAZIONE	5
1.1.	Premessa	5
1.2.	La metodologia ESAs	5
1.2.1.	Indice di qualità del suolo (SQI)	7
1.2.2.	Indice di qualità del clima (CQI)	13
1.2.3.	Indice di qualità della vegetazione (VQI)	18
1.2.4.	Indice di Qualità della Gestione (MQI)	23
1.2.5.	Indice finale delle Aree Sensibile alla desertificazione (ESAI)	28
2.	PROGRAMMA COORDINATO DELLE ATTIVITÀ, INTERVENTI, EMANAZIONE DI PROTOCOLLI OPERATIVI, SISTEMI INNOVATIVI DI RILEVAMENTO E DI NORME TECNICHE PER LA PREVENZIONE E/O DEFINIZIONE DEI PROCESSI DI DEGRADO DELLE RISORSE IDRICHE SOTTERRANEE ED IN PARTICOLARE DA INQUINAMENTO DA NITRATI NELL'AREA PILOTA (NURRA DI ALGHERO SARDEGNA NO)	33
2.1.	Premessa	33
2.2.	Inquinamento delle acque sotterranee	36
2.2.1.	Le acque sotterranee: definizioni	36
2.2.2.	Sistematizzazione tipologica dei fenomeni di degrado delle risorse idriche	36
2.2.3.	Inquinamento da nitrati	38
2.2.4.	Origine e processi di formazione e/o produzione di nitrati	39
2.2.4.1.	Fonti naturali di nitrati	39
2.2.4.2.	Fonti antropiche di nitrati	40
2.2.5.	Denitrificazione	43
2.3.	Quadro legislativo europeo e nazionale	44
2.3.1.	La Direttiva nitrati 676/91	44
2.3.2.	La Direttiva quadro in materia di acque 60/2000	45
2.3.3.	La Direttiva 2006/118/CE relativa alla protezione dall'inquinamento e dal degrado delle acque sotterranee	46
2.3.4.	Il D.Lgs. 31/2001 relativo alla qualità delle acque destinate al consumo umano	46
2.3.5.	Il D.Lgs. 152/2006 recante norme in materia ambientale (parte terza norme in materia di difesa del suolo e lotta alla desertificazione, di tutela delle acque dall'inquinamento e di gestione delle risorse idriche)	46
2.3.5.1.	Programma ZVN nel D.Lgs. 152/06	48
2.3.6.	Decreto Legislativo 16 marzo 2009, n. 30	52
2.4.	Il Piano di Tutela delle acque nella Regione Sardegna	63
2.4.1.	Vulnerabilità intrinseca ed integrata degli acquiferi all'inquinamento e Centri di Pericolo della Sardegna	64
2.4.1.1.	Attività Agricole	64
2.4.1.2.	Attività Zootecniche	65



2.4.1.3. Attività antropiche	65
2.4.2. Classificazione dei punti d'acqua della Regione Sardegna secondo il D.Lgs. 152/99	65
2.5. Quadro di riferimento concettuale dei fenomeni di degrado delle risorse idriche e dei processi di desertificazione	68
2.6. Impiego di isotopi ambientali in idrogeologia applicata	69
2.6.1. Cenni sui fondamenti teorici	69
2.6.2. Gli isotopi stabili ossigeno-18 (^{18}O) ed il deuterio (^2H o D)	70
2.6.3. Il tritio (^3H)	71
2.6.4. Uso dell'analisi isotopica per la determinazione di fonti d'inquinamento da nitrati nelle acque sotterranee. Gli isotopi $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{18}\text{O}$ in NO_3	71
2.6.4.1. Esempi di valori di $\delta^{15}\text{N}$ rilevati in differenti condizioni (Roadcap et al. 2002)	73
2.6.4.2. Disponibilità di $\delta^{18}\text{O}$ misurati nelle acque sotterranee	74
2.7. L'area pilota della Nurra di Alghero. Assetto territoriale, criticità e studi pregressi	75
2.7.1. Caratterizzazione area pilota	75
2.7.2. Inquadramento geologico	77
2.7.3. L'assetto strutturale	80
2.7.3.1. Tettonica varisca	80
2.7.3.2. Tettonica Mesozoica	80
2.7.3.3. Tettonica Cenozoica	80
2.7.4. Inquadramento idrogeologico: Unità e complessi idrogeologici. Il bacino idrogeologico	81
2.7.4.1. Unità idrogeologica del Paleozoico	82
2.7.4.2. Unità idrogeologica del Mesozoico	82
2.7.4.3. Unità idrogeologica delle vulcaniti terziarie	83
2.7.4.4. Unità idrogeologica del Miocene	83
2.7.4.5. Unità idrogeologica del Quaternario	83
2.7.4.6. Isopiezometriche degli acquiferi	84
2.8. Materiali e metodi	86
2.8.1. Rilievi idrogeologici ed idrochimici eseguiti in situ	88
2.8.2. Analisi chimico-fisiche eseguite in laboratorio: metodiche analitiche	91
2.8.2.1. Conducibilità elettrica	91
2.8.2.2. NH_4^+ , Nitriti	91
2.8.2.3. Ione bicarbonato	91
2.8.2.4. Cationi principali: calcio, magnesio, sodio, potassio	91
2.8.2.5. Cationi minori: Zinco, Ferro, Litio, Manganese, Cadmio, Piombo, Nichel e Rame	92
2.8.2.6. Anioni: fluoruri, cloruri, bromuri, nitrati, fosfati, solfati	92
2.8.2.7. Silice	92
2.8.2.8. Residuo Fisso a 110 °C e a 180 °C	92
2.8.3. Indagine isotopica nell'area in studio	104
2.8.3.1. Isotopi stabili e Tritio	104
2.8.3.2. Specifiche per determinazioni isotopiche di $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{18}\text{O}$ in NO_3^-	106
2.9. Interpretazione e discussione dei risultati	108

2.9.1.	L'interpretazione idrogeochimica	108
2.9.2.	L'interpretazione isotopica	109
2.9.2.1.	Isotopi stabili (^{18}O e ^2H)	109
2.9.2.2.	Il tritio	111
2.9.2.3.	$\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{18}\text{O}$. Indicatori di contaminazione da nitrati	111
2.9.3.	La risposta globale degli acquiferi della Nurra	114
2.9.4.	Definizione delle aree vulnerabili all'inquinamento degli acquiferi	130
2.10.	Conclusioni	134
3.	RIVEGETAZIONE E BONIFICA DI SITI CONTAMINATI DA ATTIVITÀ ESTRATTIVE CON APPLICAZIONI DI ZEOLITI NATURALI E BIOFERTILIZZANTI SU SPECIE VEGETALI RESISTENTI IN CONDIZIONI GEOPEDOLOGICHE E AMBIENTALI ESTREME.	137
3.1.	Premessa	137
3.2.	Monitoraggio	139
3.2.1.	Sviluppo spontaneo di piante nelle parcelle	141
3.3.	CARATTERIZZAZIONE DELLE PIANTE E DEI TERRENI	145
3.3.1.	Metodiche di analisi di piante e terreni	148
3.3.2.	Caratterizzazione delle piante	148
3.3.3.	Caratterizzazione dei terreni	153
3.3.4.	Metallo biodisponibile nel terreno e relazione con la concentrazione del metallo nelle foglie	154
3.4.	CONCLUSIONI	155
3.4.1.	Considerazioni conclusive sulla rivegetazione	155
3.4.2.	Considerazioni conclusive sugli aspetti di phytoremediation	155
4.	BIBLIOGRAFIA	156

1. AGGIORNAMENTO E COMPLETAMENTO DELLA CARTOGRAFIA IN SCALA 1:100'000 DELLA SARDEGNA ATTRAVERSO LA REALIZZAZIONE DELLE CARTE DELLE AREE SENSIBILI ALLA DESERTIFICAZIONE

1.1. Premessa

La relazione riporta le attività di ricerca effettuate da ARPAS attraverso il Dipartimento Specialistico Regionale Idrometeorologico per le attività previste all'interno dell'Obiettivo Realizzativo 1 del progetto, denominato "Aggiornamento e completamento della cartografia in scala 1:100'000 della Sardegna attraverso la realizzazione delle carte delle aree sensibili alla desertificazione.

La Sardegna è sicuramente una delle regioni maggiormente studiate per i fenomeni di desertificazione, non solo perché una delle cinque regioni italiane a rischio, ma anche perché fattori diversi concorrono ad un progressivo impoverimento dei suoli e al degrado del territorio. Negli ultimi 40-50 anni, infatti, la Sardegna ha manifestato una riduzione delle precipitazioni fino al 2003 ed un intensificarsi di eventi estremi di precipitazione nell'ultimo decennio. Da un lato la scarsità di precipitazione ha portato a fenomeni di sofferenza e di sfruttamento delle risorse idriche, dall'altro l'intensità di alcuni fenomeni nella Sardegna meridionale e orientale ha provocato tragici fenomeni di dissesto ed esondazioni. Inoltre, alcune aree della Sardegna sono caratterizzate da agricoltura intensiva e sovrasfruttamento dei suoli, e il problema dell'inquinamento da nitrati è stato riscontrato e monitorato in diverse località. In alcune aree costiere vi è la presenza di infiltrazioni saline laddove l'emungimento delle falde, soprattutto per usi irrigui, insieme alle caratteristiche fisico-chimiche dei terreni, facilitano l'avanzamento del cuneo salino. In altre aree invece il carico di bestiame è spesso maggiore rispetto a quello che i pascoli presenti potrebbero sostenere, con problemi di calpestio e di eccessivo sfruttamento della cotica erbosa. La piaga degli incendi estivi è ancora un fenomeno che affligge i territori sardi costieri e dell'interno. Nonostante un trend decrescente negli ultimissimi anni, la percentuale di superficie bruciata/anno resta tra le più alte in Europa e i danni ambientali che ne derivano spesso irrecuperabili. Infine, dagli anni '70 in poi si è verificata l'abbandono delle campagne e la crescita demografica di alcune aree urbane (area vasta di Cagliari, Olbia e Sassari) con consumo di vaste porzioni del territorio perturbano e quindi degli orti, dei frutteti e degli oliveti che circondavano le città a vantaggio di nuovi insediamenti industriali e urbani, spesso parcellizzati.

Lo scopo di questo studio è quello di fornire una cartografia di riferimento sulle aree sensibili alla desertificazione in Sardegna. È molto difficile far confluire in una sola carta riassuntiva tutte le informazioni sulle fragilità ambientali presenti nella regione, con il forte rischio di sovrapporre troppi strati informativi che perderebbero così il loro significato originario. La cartografia prodotta nel 2004 (Motroni et al., 2004) con la metodologia ESAs dall'allora Consorzio SAR è già in uso presso gli assessorati e gli enti della Regione Sardegna. Oltre che nell'Atlante delle aree vulnerabili alla desertificazione, è stata inserita nel piano di tutela delle acque, nella carta forestale dell'Ente Foreste, è stata richiesta per differenti progetti (RIADE, CAMP, ecc.) come strato informativo di base e di riferimento per processi legati alla desertificazione. Lo studio è stato aggiornato e completato e ad oggi è l'unico esempio di cartografia completa in fogli in scala 1:100'000 d'Italia. Si è cercato per quanto più possibile di tenere la metodologia ESAs originale allo scopo di poter confrontare i risultati ottenuti con studi simili in altre regioni europee. Laddove si fossero fatte scelte leggermente diverse, queste verranno sottolineate e messe in risalto.

1.2. La metodologia ESAs

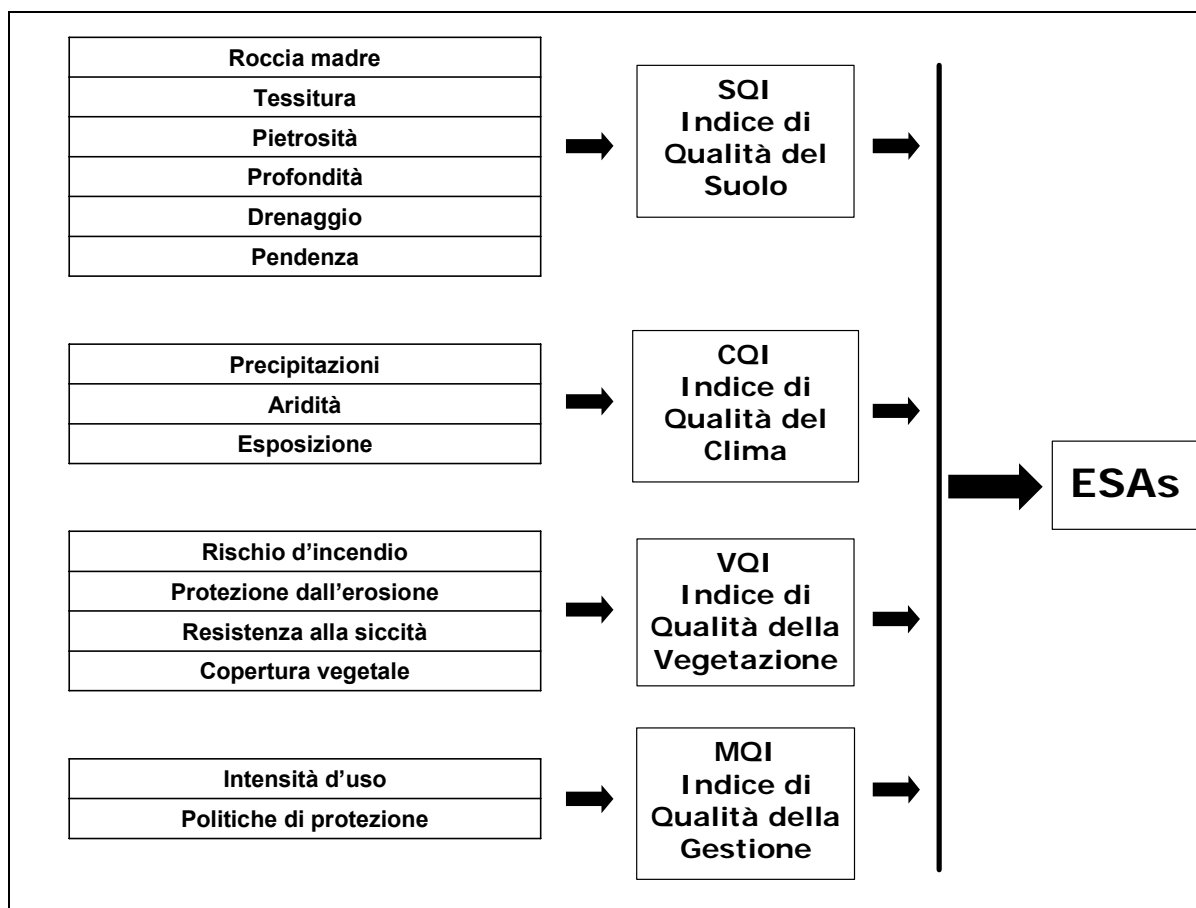
Breve descrizione, punti di forza e carenze

La metodologia nota come ESAs (Environmentally Sensitive AreaS to desertification) è stata messa a punto da un *panel* di esperti nell'ambito delle ricerche del progetto Medalus e successivamente è stata



migliorata e integrata (Kosmas et al., 1999). Le aree più sensibili a processi di desertificazione sono individuate attraverso la elaborazione e il calcolo di indici relativi alle caratteristiche climatiche, geopedologiche, dell'uso e della copertura del suolo e della gestione del territorio. Ciascuno di questi indici viene ottenuto dalla somma (matematicamente, dalla media geometrica) di tanti indicatori così come raffigurato nello schema sottostante

Figura 1.1 Schema della metodologia ESAs



I diversi tipi di ESAs alla desertificazione possono essere analizzati in relazione a vari parametri, relativi a quattro categorie di indici: 1) indice di qualità del suolo (SQI, Soli Quality Index), che prende in considerazione le caratteristiche del terreno, come il substrato geologico, la tessitura, la pietrosità, lo strato di suolo utile per lo sviluppo delle piante, il drenaggio e la pendenza; 2) Indice di Qualità del Clima (CQI, Climate Quality Index), considera il cumulo medio climatico di precipitazione, l'aridità e l'esposizione dei versanti; 3) Indice di Qualità della Vegetazione (VQI, Vegetation Quality Index). Gli indicatori presi in considerazione sono il rischio d'incendio, la protezione dall'erosione, la resistenza alla siccità e la copertura del terreno da parte della vegetazione. 4) Indice di Qualità di Gestione del Territorio (MQI, Management Quality Index). Si prendono in considerazione l'intensità d'uso del suolo e le politiche di protezione dell'ambiente adottate.

Per l'individuazione degli indici ESAs è necessario il calcolo dei singoli indicatori che costituiscono ciascuna categoria. A ciascun indicatore si associa un valore. La media geometrica dei valori indice per ciascuna categoria fornisce i valori di SQI, CQI, VQI e MQI.

L'indice finale di sensibilità alla desertificazione ESAI (Environmentally Sensitive Area Index) si ottiene calcolando la media geometrica dei diversi indicatori, attraverso la seguente relazione:

$$ESAI = (SQI * CQI * VQI * MQI)^{1/4}$$

La metodologia consente di individuare, per le aree oggetto di studio, la sensibilità alla desertificazione secondo una scala crescente. Lo studio del territorio e delle aree a rischio per processi di degrado del suolo e di progressiva instabilità degli ecosistemi avviene attraverso la calibrazione di indicatori fisico-ambientali e di pressione antropica sull'ambiente. Questo permette di considerare il suolo, il clima e la vegetazione nel complesso dei rapporti che intercorrono tra le grandezze fisiche e biologiche che li caratterizzano, considerando anche l'impatto dell'azione dell'uomo nelle aree di maggior sfruttamento per attività agro-pastorali e, viceversa, mettendo in evidenza il grado di attuazione di tutte le forme di protezione e tutela. Un ulteriore pregio della metodologia risiede nel fatto che, anche grazie alla scala adottata e per l'immediatezza dell'approccio sviluppato, consente una rapida lettura della cartografia prodotta. La sua ampia applicazione a scala europea ne fa, inoltre, uno strumento di studio ormai consolidato e il risultato è pertanto facilmente confrontabile con studi simili realizzati o in corso di svolgimento in altre aree del bacino del Mediterraneo.

Se questi sono i punti di forza della ESAs methodology, non sono pochi i punti critici o che comunque lasciano alcuni dubbi: il numero degli indicatori climatici appare, per esempio, insufficiente, trascurando la qualità delle precipitazioni (intensità, durata e frequenza degli eventi), non considerando la capacità del suolo di trattenere l'acqua nell'indice di aridità, e sovrastimando l'esposizione dei versanti nei casi in cui le pendenze non siano significative. L'indice di qualità della vegetazione riassume i valori degli indicatori che lo compongono facendo riferimento a 12 sole classi di vegetazione: si impone pertanto una semplificazione estrema del dettaglio (fino alla 5a classe) della Carta di Uso del Suolo della Regione Sardegna del 2008. Gli indicatori intensità d'uso dei suoli e le politiche di protezione che concorrono a definire il Management Quality Index richiederebbero un maggiore dettaglio e la definizione al loro interno di classi più precise.

Per quanto detto, alcune leggere modifiche sono state apportate e laddove presenti verranno descritte e sottolineate. Si è ritenuto comunque di attenersi quanto possibile alla metodologia originale, senza grandi cambiamenti, per ottenere risultati comparabili con studi simili di altre aree del Mediterraneo e per non alterare le interrelazioni tra indicatori e indici determinati dai pesi e dalla loro attribuzione.

Un ultimo accenno va fatto riguardo al significato della cartografia prodotta, che vuole essere indicativa delle aree più critiche, per le caratteristiche sopra esposte, a fenomeni di desertificazione, di degrado del territorio e di perdita di potenziale biologico dei terreni. Solo ulteriori studi a scala di maggior dettaglio possono dare informazioni aggiuntive necessarie per la pianificazione, laddove è possibile, di interventi di mitigazione dei fenomeni.

1.2.1. Indice di qualità del suolo (SQI)

Il suolo riveste un ruolo fondamentale nei processi di desertificazione degli ecosistemi delle aree semi-aride e sub-umide, in cui si verifichi la riduzione della profondità del suolo, necessaria per il minimo sostentamento fisico degli apparati radicali delle piante e per il contenimento dell'acqua e degli elementi nutritivi (Aru et al., 1989). Vi sono casi in cui la desertificazione procede anche nei terreni sufficientemente profondi, quando il loro bilancio idrico non è in grado di soddisfare i fabbisogni idrici delle piante. In questi casi il fenomeno è irreversibile; raramente, nelle aree semi-aride e sub-umide, sono stati riscontrati casi di terreni desertificati per le condizioni di carenza degli elementi nutritivi essenziali per la crescita delle piante.

I valori degli indicatori che costituiscono l'indice di qualità del suolo sono stati derivati dalla Carta Ecopedologica della Sardegna in scala 1:250'000, in cui sono riconoscibili sia unità geologiche sia unità di paesaggio. Per la descrizione dei suoli e delle loro caratteristiche, sono state individuate le unità di paesaggio o fisiografiche esistenti e per ciascuna di esse si sono descritti i tipi pedologici presenti in funzione dei rapporti esistenti tra questi e le principali morfologie. Per unità di paesaggio si intende "una porzione di territorio sufficientemente omogenea nelle sue caratteristiche geologiche, morfologiche, climatiche e quindi presumibilmente omogenea anche nei suoi aspetti pedologici" (Madrau et al., 1999). In ciascuna unità di paesaggio è quindi possibile riconoscere e studiare le unità di mappa o cartografiche in essa presenti. A ciascuna unità di paesaggio si sono poi attribuiti valori per ciascun indicatore (tessitura, profondità, roccia madre, pietrosità, drenaggio, pendenza) che contribuisce, attraverso il calcolo della media geometrica, a fornire il valore dell'Indice di Qualità del

Suolo (v. tabella 1.1). Ognuna di queste unità di mappa presenta precise caratteristiche morfologiche e di uso del suolo ed è caratterizzata dalla presenza di uno o più tipi pedologici, cioè i suoli così come vengono descritti nelle diverse tassonomie (Pittalis, 2003). Per la classificazione dei tipi pedologici si sono utilizzati due sistemi: la classificazione nota come Soil Taxonomy (USDA, 1999) e quella adottata dalla FAO e dall'UNESCO quale legenda della Carta Mondiale dei Suoli (1989). Le unità fisiografiche individuate nelle aree di studio sono:

- paesaggi delle formazioni metamorfiche del Paleozoico e relativi depositi di versante
- paesaggi delle formazioni intrusive del Paleozoico e relativi depositi di versante
- paesaggi delle formazioni arenacee del Permo-Trias e relativi depositi di versante
- paesaggi delle formazioni calcaree cristalline del Mesozoico e relativi depositi di versante
- paesaggi delle formazioni effusive acide del Mesozoico e relativi depositi di versante
- paesaggi delle formazioni sedimentarie del Cenozoico e relativi depositi di versante
- paesaggi delle formazioni effusive basiche Plio-quadernarie (basalti)
- unità di paesaggio delle alluvioni mio-plioceniche e pleistoceniche e dei depositi eolici pleistocenici
- paesaggi delle alluvioni recenti e attuali, Olocene
- paesaggi dei depositi eolici dell'Olocene

Si rimanda allo studio condotto dal prof. Madrau per la realizzazione della Carta Ecopedologica della Sardegna, per una descrizione più approfondita delle singole unità fisiografiche e delle unità cartografiche associate.

Gli indicatori di qualità del suolo possono essere messi in relazione alla disponibilità d'acqua e alla resistenza all'erosione; sono rappresentati da caratteristiche del suolo come la roccia madre, la tessitura, la pietrosità, la profondità, il drenaggio e la pendenza.

Ogni unità cartografica riportata sulla carta possiede le informazioni relative ai seguenti indicatori: roccia madre, tessitura, pietrosità, profondità e drenaggio. Per ciascuno di tali indicatori si è creato un tematismo e si sono attribuiti i valori di indice in base alle caratteristiche descritte di seguito, mentre l'indicatore della pendenza è stato calcolato su un DEM (Digital Elevation Model) con risoluzione spaziale di 20 metri.

Tabella 1.1 Unità di paesaggio e fisiografiche e relativo valore degli indicatori di qualità del suolo

Unità	Pietrosità superficiale	Materiale parentale	Tessitura	Profondità	Drenaggio
<i>a – paesaggi delle formazioni metamorfiche del Paleozoico, e relativi depositi di versante</i>					
1	1	1,7	1	3	1
2	1	1,7	1	3	1
3	1	1,7	1	2	1
<i>b – paesaggi delle formazioni intrusive del Paleozoico e relativi depositi di versante</i>					
4	1	1,7	1	3	1
5	1,3	1,7	1	2	1
6	1,3	1,7	1	2	1
7	2	1,7	1	2	1
8	1	1,7	1	3	1
<i>c – paesaggi delle formazioni arenacee del Permo – Trias e relativi depositi di versante</i>					
9	1	1,7	1	3	1
10	1,3	1,7	1	3	1
11	2	1,7	1,6	3	1
12	2	1,7	1	2	1
13	1,3	1,7	1	3	1,2
14	1,3	1,7	1	2	1,2
15	1,3	1,7	1	2	1,2
16	2	1,7	1	1	1,2
17	2	2	1	2	1,2
18	2	2	1,6	1	2
19	1,3	1,7	1	3	1
20	2	2	1	2	1
21	1,3	1,7	1	3	1
22°	3	1,7	1	2	1
22	2	1,7	1	2	1
23	2	1,7	1	2	1
24	2	1,7	1	2	1,2
25	2	1,7	1	2	1
26	2	1	1	1	1
27	2	1,7	1	1	1
28	2	1	1	1	1
<i>g – paesaggi delle formazioni effusive basiche (basalti)</i>					
29	1	1	1	3	1,2
30	1	1	1	2	1,2
31	1,3	1	1	1	1,2
32	1,3	1	1	1	1,2
33	2	1	1,6	1	1,2
34	2	1	1,6	1	1
35	1,3	1	1	1	1,2
36	1,3	1	1	2	1,2
37	1,3	1	1	1	2
38	2	1	1	1	1
39	1	1,7	1	1	1
40	1	1	1	1	1
<i>i – paesaggi delle alluvioni recenti ed attuali</i>					
41	1,3	1	1	1	1
42	3	1	1,6	2	1,2
43	3	1	1,6	1	1
<i>l – paesaggi dei depositi eolici dell'Olocene</i>					
44	2	1	2	4	1

Roccia madre

Molte caratteristiche dei suoli dipendono dalle proprietà chimiche e fisiche della roccia madre. Suoli originatisi su differenti substrati reagiscono in maniera differente all'erosione e possono portare a gradi differenti di desertificazione. I suoli derivati da rocce calcaree sono poco profondi, facilmente erodibili e non consentono un rapido ripristino della vegetazione. Diverse aree su formazioni calcaree della regione mediterranea hanno già subito un processo di desertificazione, con la superficie del suolo erosa e la copertura della vegetazione completamente rimossa. Caratteristiche simili presentano i suoli formati su rocce ignee acide, come ad esempio i piroclasti, che presentano uno spessore molto ridotto, elevata erodibilità e conseguente elevato rischio di desertificazione. Al contrario, i suoli formati sui conglomerati e le rocce ignee basiche, nonostante la loro bassa produttività negli anni più piovosi, possono mantenere un buono stato idrico anche durante gli anni più siccitosi, e conseguentemente una buona copertura vegetale del terreno e una elevata produzione di biomassa anche durante i periodi siccitosi.

Nella tabella seguente sono riportati i diversi tipi di roccia madre e gli indici di desertificazione corrispondenti.

Classe	Descrizione	Roccia madre	Indice
1	Buona	Scisti, conglomerati, depositi non consolidati, roccia basica e ultrabasica	1.0
2	Moderata	Marmo, granito, riolite, gneiss, ignimbrite, arenaria	1.7
3	Scarsa	Marna, conglomerati magmatici	2.0

Tessitura

La conoscenza delle caratteristiche tessiturali e della struttura dei suoli è di fondamentale importanza per definire alcune caratteristiche degli stessi, in particolare la capacità di ritenzione idrica e il rischio di erosione, due fattori centrali nei processi di desertificazione.

La classificazione utilizzata è quella consigliata dal Dipartimento di Agricoltura degli Stati Uniti che distingue i diversi tipi di suolo in base alla composizione in sabbia, limo e argilla, di seguito brevemente schematizzata:

A=Argilloso	AL=Argilloso-limoso
AS=Argilloso-sabbioso	FLA=Franco-limoso-argilloso
FA=Franco-argilloso	FSA=Franco-sabbioso-argilloso
FL=Franco-limoso	F=Franco
FS=Franco-sabbioso	

In base a questa classificazione, a ciascun gruppo tessiturale è stato assegnato un indice in relazione alla maggiore o minore predisposizione a fenomeni di desertificazione:

Classe	Descrizione	Classi tessiturali	Indice
1	Buona	F, FSA, FS, SF, FA	1.0
2	Moderata	AS, FL, FLA	1.2
3	Scarsa	L, A, AL	1.6
4	Molto scarsa	S	2.0

Pietrosità

La pietrosità ha un effetto determinante, anche se variabile, sul ruscellamento e sull'erosione del suolo, sulla ritenzione idrica dei suoli e sulla produzione di biomassa, tale da svolgere un importante ruolo nella protezione del suolo in ambiente mediterraneo (Kosmas et al., 1999). In generale, il ruscellamento e la perdita di sedimenti sono più evidenti nelle aree con notevole pietrosità superficiale. Le perdite di suolo dovute a piogge intense e prolungate aumentano all'aumentare della percentuale della rocciosità superficiale anche del 20%. Al di sopra di questo valore, il limitato spazio tra le pietre impedisce la formazione di canali di erosione e quindi la perdita di suolo (Bunte e Poesen, 1993). La presenza di ciottoli, nonostante l'aumento del ruscellamento e dell'erosione, consente una maggiore conservazione dell'umidità in condizione di moderato deficit idrico nel periodo primaverile e in quello estivo, i più cruciali per lo sviluppo e la produttività delle specie invernali.

In base alle considerazioni esposte, sono state proposte (Kosmas, 1999) tre classi di pietrosità crescente alle quali corrisponde un maggiore rischio di erosione, riportate nella tabella seguente:

Classe	Descrizione	Pietrosità (%)	Indice
1	Elevata	>60	1.0
2	Moderata	20-60	1.3
3	Scarsa	<20	2.0

Profondità del suolo

La profondità del suolo influenza soprattutto lo sviluppo delle piante e la possibilità che le piante hanno di trovare un orizzonte di terreno sufficientemente profondo per lo sviluppo degli apparati radicali. Suoli formati da differenti tipi di roccia madre mostrano una diversa capacità di sostenere diversi tipi di copertura vegetale: gli orizzonti petroclastici, per esempio, impediscono lo sviluppo delle radici in quanto lo strato di suolo disponibile è di soli 10 cm. Se la profondità utile di suolo assume valori più bassi, tutte le forme di vegetazione perenne non possono essere supportate e solo poche specie vegetali sopravvivono. I suoli derivanti da rocce metamorfiche, a parità di condizioni climatiche, presentano una maggiore capacità di supportare lo sviluppo di specie perenni, con una profondità del suolo minima di soli 4-5 cm. Date determinate caratteristiche fisiche del suolo e del materiale parentale sottostante, si possono distinguere due soglie di profondità molto importanti per la protezione del suolo: a) la profondità critica, per la quale la copertura vegetale copre almeno il 40% della superficie e al di sotto della quale il ripristino delle specie perenni potrebbe risultare molto lento e i processi erosivi molto attivi, con il conseguente degrado e desertificazione del territorio; b) la profondità cruciale, definita come il livello minimo al quale sparisce la vegetazione perenne e la struttura del terreno viene distrutta con conseguente rapida erosione, attraverso un processo irreversibile.

In generale, un suolo profondo garantisce una maggiore copertura vegetale per la possibilità che le piante hanno di sviluppare un apparato radicale più profondo e una maggiore riserva idrica, e una maggiore resistenza all'erosione e alla desertificazione.

La tabella mostra le diverse classi di profondità dei suoli e l'indice di desertificazione corrispondente.

Classe	Descrizione	Profondità (cm)	Indice
1	Elevata	>75	1.0
2	Moderata	30-75	2.0
3	Scarsa	15-30	3.0
4	Molto scarsa	<15	4.0

Drenaggio

Dal punto di vista dei processi che portano alla desertificazione, il drenaggio ha importanza in relazione alla possibile salinizzazione dei terreni. Il trasporto e la concentrazione dei sali nel profilo del suolo riflettono le condizioni prevalenti di bilancio idrico e l'altezza dell'acqua di falda. In tal senso, le condizioni di evapotraspirazione, precipitazione e le caratteristiche del profilo del suolo sono importanti nel determinare la velocità con cui l'acqua drena verso gli strati profondi e per la distribuzione dei sali nel terreno. In base a tali considerazioni, si possono definire le seguenti classi:

Classe	Descrizione	Indice
1	Buono	1.0
2	Imperfetto	1.2
3	Scarso	2.0

Pendenza

La pendenza e le altre caratteristiche topografiche sono molto importanti nel determinare il livello di erosione di un suolo, che è considerato grave quando l'angolo di pendenza raggiunge valori pari o maggiori rispetto ad una soglia critica e successivamente cresce in modo esponenziale. La probabilità che si verifichino condizioni di precipitazioni tali da causare fenomeni di erosione variano da zona a zona e sono legate alla frequenza degli eventi alluvionali intensi. Nei terreni agrari a elevata pendenza sono maggiori i rischi di erosione dovuti a lavorazioni poco razionali. La tabella seguente mostra le classi di pendenza e gli indici corrispondenti.

Classe	Descrizione	Indice
1	Nulla - molto debole	1.0
2	Debole	1.2
3	Elevata	1.5
4	Molto elevata	2.0

Calcolo dell'indice di Qualità del Suolo



L'Indice di Qualità del Suolo è stato ottenuto, attraverso l'uso di tecniche GIS, dalla media geometrica dei sei indicatori sopra descritti:

$$\text{SQI} = (\text{roccia madre} \times \text{tessitura} \times \text{pietrosità} \times \text{profondità del suolo} \times \text{drenaggio} \times \text{pendenza})^{1/6}$$

Il risultato di tale elaborazione è un indice inteso come piano informativo che possiede dei valori numerici esplicativi di classi di qualità del suolo. La tabella qui riportata elenca i limiti delle classi:

Indice di Qualità del Suolo	Descrizione	Range
1	Alta qualità	< 1.13
2	Moderata qualità	1.13 ÷ 1.45
3	Elevata	> 1.45

1.2.2. Indice di qualità del clima (CQI)

Il clima riveste una fondamentale importanza nei processi di desertificazione. Le zone aride e semi-aride del mediterraneo sono spesso soggette a condizioni di crescente aridità, caratterizzate da sempre più frequenti annate siccitose. La distribuzione irregolare delle precipitazioni durante l'anno, la frequenza degli eventi estremi e la natura irregolare della stagione vegetativa e della pioggia nell'ambiente mediterraneo sono i fattori principali che contribuiscono al degrado del territorio. Le condizioni atmosferiche che caratterizzano un clima desertico sono quelle che creano un severo deficit idrico, caratterizzato da valori di evapotraspirazione potenziale (ET_o) maggiori rispetto agli apporti idrici sotto forma di precipitazioni. Tali condizioni sono calcolate per diversi indici, tra i quali l'indice bioclimatico FAO-UNESCO, dato dal rapporto P/ET_o. Le zone climatiche possono essere suddivise in base a tale indice in:

Regime di umidità	Rapporto P/ET _o
Iperaride	<0.05
Aride	0.05 – 0.2
Semi-aride	0.2 – 0.5
Secche sub-umide	0.5 – 0.65
Umide sub-umide	0.65 – 1
Umide	> 1

Per definizione, la desertificazione interessa le aree aride, semi-aride e sub-umide secche. Un'area subisce comunque un processo naturale di desertificazione quando il rapporto P/ET_o raggiunge valori al di sotto di una certa soglia (0.05), a prescindere dal valore degli altri parametri. D'altro canto, quando il rapporto supera una soglia superiore (0.65), la desertificazione trova le condizioni climatiche che innescano tali processi.

La metodologia delle ESAs, messa a punto da Kosmas et al. (1999), prende in considerazione tre



parametri, legati alle variabili climatiche, che tendono a definire le aree maggiormente sensibili alla desertificazione: le precipitazioni, un indice di aridità e l'esposizione dei versanti.

I dati di precipitazione utilizzati per gli studi di desertificazione derivano dalle migliori e più complete serie presenti nella banca dati storica del Dipartimento Idrometeorologico dell'ARPA Sardegna. Sono stati presi in considerazione i dati mensili relativi al periodo 1961-2000 di 199 stazioni meteorologiche scelte in base alla completezza delle serie storiche e alla loro distribuzione geografica.

L'interpolazione spaziale dei dati di precipitazione mensili relativi al periodo 1961-2000 è stata effettuata attraverso la tecnica geostatistica del kriging ordinario ampiamente utilizzata presso il Dipartimento Idrometeorologico e supportata da studi simili. Utilizzando i dati medi mensili di tutte le stazioni è stato messo a punto il semivariogramma per ciascun mese (gennaio, febbraio, ecc.) per ottenere una mappa del mese medio climatico analizzato. Successivamente, la mappa del cumulo medio annuale climatico è data dalla somma delle mappe mensili, attraverso operazioni di MapAlgebra. In questo modo è possibile tenere conto della variabilità spaziale delle precipitazioni per i singoli mesi. Tale risultato è molto più realistico della semplice spazializzazione del dato medio annuale.

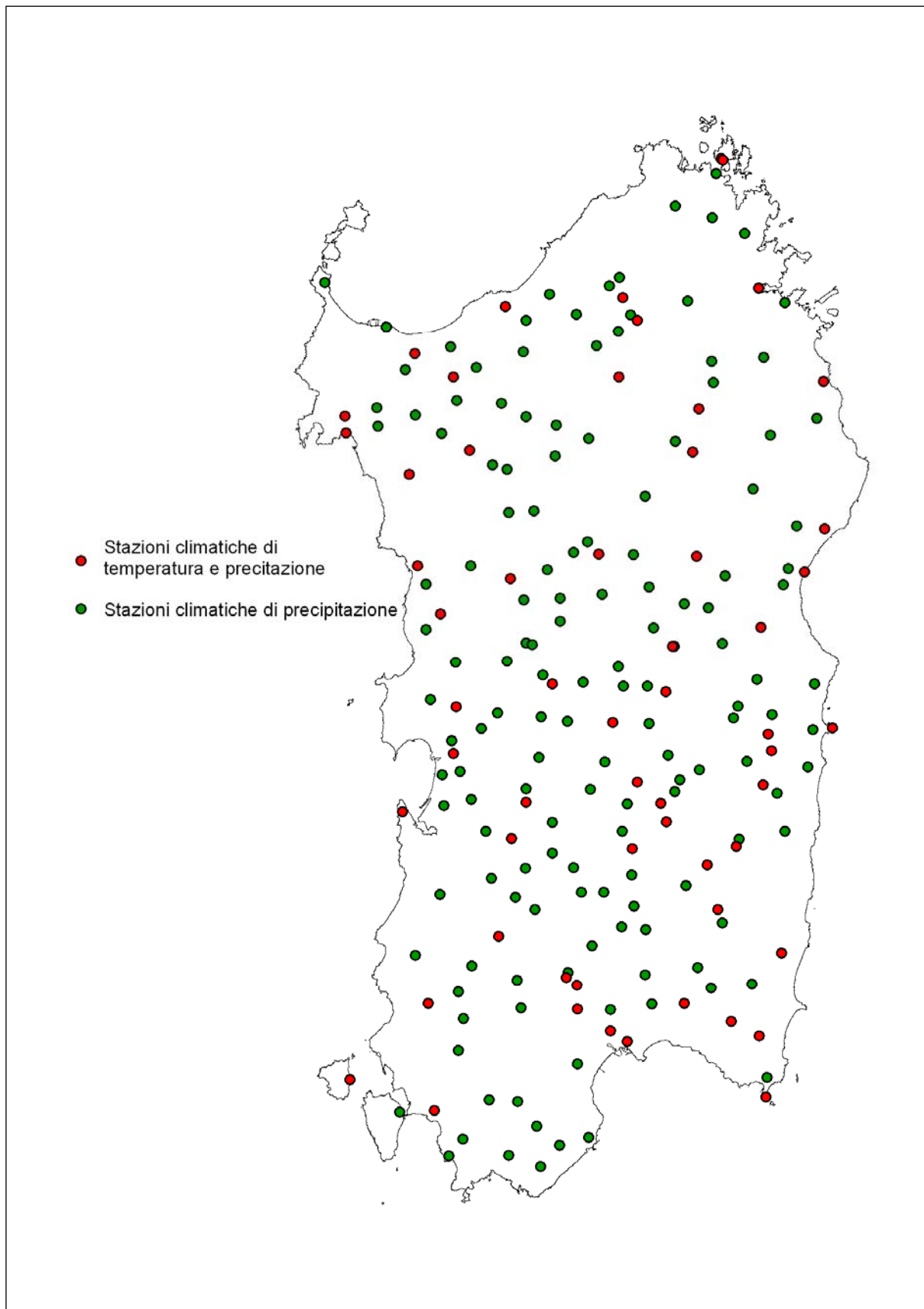
Per quanto riguarda i dati di temperatura, la disponibilità di serie sufficientemente lunghe e affidabili è di solito inferiore. Inoltre, spesso le stazioni meteorologiche che presentano lunghe serie storiche di temperature non hanno i dati di precipitazione, e viceversa. Pertanto, le stazioni utilizzate per i calcoli delle temperature massime, minime e medie mensili e delle grandezze agrometeorologiche derivate sono state solo 59 delle 199 considerate per le precipitazioni. La più facile correlazione della temperatura con la quota e la distanza dal mare giustifica l'utilizzo di un numero inferiore di stazioni,

La interpolazione spaziale delle temperature è stata realizzata attraverso una regressione lineare multipla tra i dati medi mensili di temperatura e alcuni parametri geomorfologici ad essa fortemente correlati. I valori medi mensili della temperatura massima sono stati correlati alla quota, alla latitudine e longitudine e la distanza dal mare. Per i valori medi mensili delle temperature minime è stato introdotto un altro parametro derivato dalla quota che tiene conto dell'effetto dell'inversione termica tipica dei fondovalle. Le mappe mensili di temperatura media sono state ottenute attraverso la media tra la mappa delle temperature massime e la mappa delle minime del mese.

In figura 1.2 è presentata la carta delle stazioni meteorologiche utilizzate ai fini dello studio, distinguendo quelle di cui sono state considerate sia la temperatura sia le precipitazioni e quelle in cui erano disponibili solamente serie sufficientemente lunghe di pioggia.

Figura 1.2 Distribuzione geografica delle stazioni pluviometriche e termoluvimetriche





Precipitazioni



La disponibilità delle risorse idriche viene considerata attraverso l'analisi del valore annuale del cumulato medio climatico del totale delle precipitazioni. Questo dato è importante sia in funzione della disponibilità idrica media dei territori oggetto di studio, sia del rischio erosivo delle precipitazioni.

Secondo studi condotti da Kosmas (1999b), i valori di precipitazione che portano ad una maggiore perdita di suolo sono compresi tra 280 e 300 mm, secondo quanto risulta da alcuni rilievi effettuati in vari siti di studio. Al di sotto di tali valori, l'erosione e la relativa perdita di suolo tendono a diminuire nei tipici ambienti collinari dell'area del mediterraneo.

Il cumulato annuale di precipitazione e la distribuzione delle piogge sono i principali fattori che determinano la produzione di biomassa nelle aree collinari in ambiente mediterraneo. La riduzione delle precipitazioni combinata con alti tassi di evapotraspirazione riducono drasticamente il contenuto idrico del suolo disponibile per la crescita delle piante. La ridotta produzione di biomassa, di contro, influenza direttamente il contenuto di sostanza organica del suolo e il grado di aggregazione e di stabilità degli orizzonti superficiali contro l'erosione. La metodologia prevede la suddivisione del cumulato delle precipitazioni in tre classi con qualità decrescente secondo il seguente schema:

Classe	Precipitazioni (mm)	Indice
1	>650	1.0
2	280-650	2.0
3	<280	4.0

Nonostante si ritenga che la suddivisione in classi con valori limite così distanti tra loro possa risultare una forzatura, la soluzione di scegliere classi differenti o continue e graduali (per esempio con passo di 100 mm), non soddisfa la necessità di individuare e definire i regimi e cumulati di precipitazione che inducano o meno processi di degrado e desertificazione. Inoltre, la metodologia non considera l'intensità delle precipitazioni. Si è optato di non inserire, almeno in questa fase, questa informazione per non alterare la metodologia originaria con l'inserimento di un ulteriore indicatore di qualità del clima (per esempio, l'indice di erosività della pioggia di Fournier).

Indice di aridità

L'aridità è un fattore critico fondamentale nel determinare l'evoluzione della vegetazione naturale, in quanto prende in considerazione lo stress idrico con le possibili conseguenze sulla copertura vegetale. Tuttavia, vi è da sottolineare come la vegetazione tipicamente mediterranea presenta una elevata capacità di adattamento e di resistenza a condizioni siccitose, e come molte specie possono sopravvivere per lunghi periodi di tempo a condizioni di stress idrico prolungato con valori di contenuto idrico del suolo al di sotto del punto di appassimento teorico.

Il calcolo dell'indice di aridità è direttamente collegato con la stima delle precipitazioni e dell'evapotraspirazione. Chiaramente, condizioni di scarse precipitazioni unite ad elevati valori di temperatura (quindi ad elevati tassi di evapotraspirazione) portano ad una notevole riduzione del contenuto di umidità del terreno e di acqua disponibile per la crescita e lo sviluppo della vegetazione.

La metodologia ESAs prevede l'utilizzo dell'indice di aridità proposto da Bagnouls-Goussen, secondo la seguente formula:

$$BGI = \sum (2Ti - Pi) K$$

in cui:

BGI = Bagnouls-Goussen Index

Ti = Temperatura per il mese i (°C)

Pi = Precipitazioni totali mensili per il mese i (mm)

K = Percentuale del mese in cui si verifica $2T_i - P_i > 0$

L'indice è calcolato determinando l'area compresa fra la spezzata che rappresenta l'andamento delle temperature in valori raddoppiati ($2T_i$) e quella delle precipitazioni (P_i), dove sia $2T_i - P_i > 0$. In base a quanto descritto, la metodologia di Kosmas individua le seguenti classi e i corrispondenti indici di aridità.

I calcoli dell'indice BGI sono stati effettuati sui dati di temperatura e precipitazione già interpolati nelle mappe medie mensili climatiche già descritte, ottenendo la seguente indicizzazione:

Classe	Indice BGI	Indice
1	< 50	1.0
2	50-75	1.2
3	75-100	1.4
4	100-125	1.8
5	125-150	2.0

Esposizione

L'esposizione dei versanti è considerata un fattore importante per i processi di degradazione del territorio, poiché influenza il microclima attraverso la regolazione dell'angolo dei raggi solari e la durata della loro incidenza sulla superficie del suolo. In ambiente mediterraneo, aree con esposizione dei versanti a sud e ad ovest sono raggiunte da una quantità di energia solare incidente maggiore, sono quindi più calde, presentano valori di evapotraspirazione maggiori e una conseguente minore capacità di trattenere l'acqua rispetto ai versanti esposti a nord e ad est. Nei versanti sud ed ovest il recupero della vegetazione è pertanto più lento e tassi di erosione più elevati rispetto ai versanti nord ed est (Poesen et al., 1994). Studi condotti da Kosmas et al. (1999) in ambienti caratterizzati da diversi tipi di vegetazione hanno evidenziato come il livello di erosione misurato lungo i versanti esposti a sud sia circa doppio o anche superiore rispetto ai versanti nord.

Il dato cartografico di base utilizzato per il calcolo delle esposizioni è il DEM (Digital Elevation Model) con una risoluzione spaziale di 20 metri. Un dato così dettagliato, ma necessario data la scala di lavoro, presenta il vantaggio di distinguere i versanti nord dai versanti sud, individuando, ad elevato dettaglio, condizioni microclimatiche ed energetiche differenti, che influenzano notevolmente i processi erosivi legati alla presenza o assenza della vegetazione. Un dettaglio così elevato, però, presenta il problema di sovrastimare l'esposizione nelle aree in cui la pendenza non è tale da determinare la formazione di un versante. Pertanto, dopo un'attenta analisi, si è deciso di non considerare l'esposizione delle aree con pendenza inferiore al 5%, considerandole pertanto alla stregua di aree di pianura (quindi con indice pari a 1), come riportato nella tabella seguente:

Classe	Esposizione	Indice
1	Pendenze <5%, aree di pianura, versanti Ovest - Nord Ovest – Nord Est - Est	1.0
2	versanti da Sud Ovest a Sud Est	2.0

Calcolo dell'Indice di Qualità del Clima (CQI)

L'Indice di Qualità del Clima è stato ottenuto dalla media geometrica dei diversi indicatori che contribuiscono a definire le caratteristiche del clima, attraverso la seguente relazione:

$$\text{CQI} = (\text{precipitazioni} \times \text{indice di aridità} \times \text{esposizione})^{1/3}$$

che consente di definire le seguenti classi:

Indice di Qualità del Clima	Descrizione	Range
1	Alta qualità	< 1.15
2	Moderata qualità	1.15 ÷ 1.81
3	Bassa qualità	> 1.81

1.2.3. Indice di qualità della vegetazione (VQI)

La copertura vegetale è cruciale per il controllo e il contenimento dei processi di degrado e di desertificazione. Lo stato della vegetazione può essere rapidamente alterato lungo i pendii delle aree collinari mediterranee in dipendenza delle condizioni climatiche e del periodo dell'anno, portando a fenomeni di ruscellamento superficiale ed asportazione di suolo. Nelle aree caratterizzate da medie annuali di precipitazione inferiori a 300 mm e tassi di evapotraspirazione piuttosto alti, l'acqua del terreno disponibile per le piante è ridotta drasticamente e il suolo rimane relativamente nudo favorendo lo scorrimento dell'acqua superficiale nei casi di precipitazione più intensa.

Per il calcolo dei valori degli indicatori per ciascuna classe e tipologia di vegetazione si è presa in considerazione la Carta di Uso del Suolo della Regione Sardegna in scala 1:25'000 del 2008. La carta, derivata dalla CORINE Land Cover del 2005, ha un elevato e maggior dettaglio arrivando, per alcuni tipi di uso del suolo, alla quarta classe. La metodologia ESAs prevede una classificazione della vegetazione semplificata in 12 classi, come mostrato in tabella:

Classi di vegetazione secondo la metodologia ESAs

Classe	Tipo di vegetazione
1	Macchia mediterranea mista a foresta sempreverde
2	Macchia mediterranea
3	Pascoli permanenti
4	Pascoli annuali
5	Foreste decidue
6	Foreste di pini
7	Foreste sempreverdi (eccetto le foreste di pini)
8	Colture agricole perenni sempreverdi
9	Colture agricole perenni decidue
10	Colture annuali a ciclo autunno-vernino
11	Colture annuali a ciclo primaverile estivo
12	Suolo nudo

È stato pertanto necessario ricondurre a queste classi e ai relativi valori degli indicatori le classi corrispondenti della carta di uso del suolo in scala 1:25'000, recuperando in tal modo un'informazione spaziale che altrimenti si sarebbe perduta. Le classi di uso del suolo presenti nella legenda della carta ma non presenti esplicitamente nelle dodici classi utilizzate dalla metodologia ESAs, sono state di volta in volta analizzate a seconda dell'indicatore considerato, e inserite in una determinata classe di rischio (o di sensibilità) alla desertificazione.

Gli indicatori chiave della desertificazione in relazione alla copertura vegetale presente sia di origine naturale che agricola possono essere considerati in relazione a: a) rischio d'incendio e capacità di recupero, b) protezione dall'erosione del suolo, c) resistenza alla siccità e d) percentuale di copertura del terreno da parte della vegetazione.

Rischio d'incendio e capacità di recupero

Il fuoco rappresenta la causa principale di degrado del suolo non solo nell'area del bacino del Mediterraneo. La frequenza degli incendi è aumentata drasticamente durante gli ultimi decenni, specialmente nelle zone caratterizzate dalla presenza di foreste di pino e di altre conifere, con conseguenze spesso drammatiche per l'erosione dei suoli e la biodiversità. L'incidenza del numero di incendi è minore nei pascoli e nelle aree occupate da macchia mediterranea alta e foreste sempreverdi. A parte i casi in cui l'incendio è di origine antropica, utilizzato come tecnica di miglioramento dei pascoli, l'infiammabilità della vegetazione tipicamente mediterranea è molto alta a causa della presenza di un numero notevole di specie con elevato contenuto di resine e di olii essenziali.

Le specie della macchia mediterranea possiedono una diversa possibilità di resistenza al fuoco che varia con l'intensità dell'incendio, la stagione di crescita e lo stadio di maturazione delle piante. In tal senso, per le specie afferenti al genere *Quercus*, gli incendi che si sviluppano in inverno o in

primavera non danneggiano lo sviluppo dei germogli, mentre gli incendi estivi e autunnali, molto più intensi, riducono notevolmente l'abilità di germogliamento di tali specie.

La vegetazione tipicamente mediterranea ha una elevata capacità di recupero dopo il verificarsi di un incendio e i problemi ambientali legati al fuoco durano per un limitato numero di anni dopo che l'incendio si è verificato. Il processo di recupero è legato ad una serie di parametri, oltre alle caratteristiche dell'incendio e il sito interessato, sia di natura antropica o naturale. Tra questi, anni caratterizzati da siccità prolungata, pascolamento eccessivo o cambiamenti nell'uso del suolo possono rallentare o impedire irreversibilmente il recupero della vegetazione naturale. Da diversi studi (Clark, 1996), un fattore molto importante risulta l'intervallo di tempo intercorso tra due eventi successivi. Nel caso di elevata frequenza di incendi, non si tratta del solo danno diretto alla vegetazione erbacea e forestale, ma si ha anche la modificazione di importanti caratteristiche fisico-chimiche del suolo, come il contenuto di sostanza organica e di elementi nutritivi, la stabilità della struttura, l'innescio di processi erosivi. Il rischio di desertificazione dovuto agli incendi è pertanto legato non solo alle caratteristiche intrinseche della vegetazione, ma anche a tutti i parametri insiti nella durata, gravità e frequenza degli incendi. In base al tipo di vegetazione presente, il rischio di incendio e l'indice di desertificazione corrispondente possono essere così riassunti:

Classe	Descrizione	Tipo di vegetazione	Classi di Uso del Suolo	Indice
1	Basso	suolo nudo, colture agricole perenni, prati artificiali, seminativi semplici, vigneti, frutteti, colture agricole annuali (mais, girasole)	2.1.1.2, 2.1.2.1, 2.2.1, 2.2.2, 2.2.3, 2.3.1, 3.3.3, 3.3.4, 4.2.3	1.0
2	Moderato	gariga, colture agricole annuali (cereali, pascoli), colture in associazione, foreste decidue, aree agroforestali, sistemi colturali e particellari complessi, macchia mediterranea mista a foresta sempreverde, foresta sempreverde	2.1.1.1, 2.4.1.1, 2.4.2, 2.4.3, 2.4.4, 3.1.1.1, 3.1.1.2.1, 3.1.1.2.2, 3.1.1.2.3, 3.2.1, 3.2.4, 3.2.3.2	1.3
3	Alto	macchia mediterranea, cespuglietti e arbusteti	3.2.3.1, 3.2.2.1	1.6
4	Molto alto	conifere, boschi misti di conifere e latifoglie	3.1.2.1, 3.1.2.2., 3.1.3	2.0

Protezione dall'erosione

La vegetazione e l'uso del suolo sono i fattori che regolano l'intensità e la frequenza del ruscellamento superficiale e dell'erosione ad esso collegata.

Vaste aree in cui dominano colture in asciutto, come i cereali, la vite, il mandorlo e l'olivo sono localizzate in aree collinari con suoli poco profondi molto sensibili all'erosione. Il rischio di erosione e di desertificazione per tali aree tende ad aumentare a causa della ridotta protezione da parte della copertura vegetale nei confronti dell'effetto battente della pioggia sul terreno e per il ruscellamento superficiale. Le tecniche colturali adottate per molte colture agrarie, come ad esempio i vigneti, i frutteti e gli oliveti prevedono lavorazioni frequenti nell'interfila: il suolo rimane pertanto nudo per buona parte dell'anno, creando le condizioni favorevoli per il ruscellamento e l'erosione.

Prove sperimentali condotte in diverse aree del bacino del Mediterraneo caratterizzate da differenti tipi di utilizzo del suolo e di vegetazione naturale hanno mostrato come le perdite di suolo maggiori si verificano nelle aree collinari in cui domina la viticoltura. Inoltre, le aree coltivate con colture annuali come i cereali autunno-vernini (frumento, orzo, ecc.) lasciano il suolo nudo durante la stagione più piovosa (autunno) favorendo i fenomeni relativi alla perdita dei sedimenti e al degrado del suolo,

specialmente con valori di precipitazione annua superiori a 380 mm (Kosmas et al., 1999). Per quanto riguarda le colture perenni come l'olivo, la protezione dall'erosione dipende dall'acclività del terreno e, in particolare, dalla presenza o meno di inerbimento sottochioma.

Nelle aree in cui è presente la vegetazione naturale a macchia, tipica degli ecosistemi mediterranei, si è notata (Kosmas et al., 1999) una differente protezione all'erosione, che comunque resta medio-alta, in dipendenza dall'entità del cumulo annuale di precipitazione: per valori elevati di precipitazione fino a valori di 280-300 mm l'erosione aumenta, mentre a valori inferiori di precipitazione si ha una riduzione progressiva.

In conclusione, la migliore protezione dall'erosione è fornita da in aree in cui dominano querce, olivi e conifere con sottobosco ben sviluppato, come mostrato nella seguente tabella:

Classe	Descrizione	Tipo di vegetazione	Classe uso del suolo	Indice
1	Molto alta	Macchia mediterranea mista a foresta sempreverde	2.4.4, 3.2.4, 3.1.1.2.1, 3.1.1.2.2	1.0
2	Alta	Macchia mediterranea, conifere, colture agricole perenni sempreverdi (oliveti), pascoli permanenti, prati stabili	2.2.3, 2.3.1, 3.1.2.1, 3.1.2.2, 3.1.3, 3.2.1, 3.2.3.1	1.3
3	Moderata	Foreste decidue	3.1.1.1	1.6
4	Bassa	Colture agricole perenni decidue (frutteti)	2.2.2	1.8
5	Molto bassa	Cereali, vigneti, erbai, aree con vegetazione rada, colture in consociazione, garighe	2.1.1.1, 2.1.1.2, 2.1.2.1, 2.2.1, 2.4.1.1, 2.4.1.2, 2.4.1.3, 2.4.2, 2.4.3, 3.3.3, 3.2.3.2	2.0

Resistenza alla siccità

Gli ecosistemi mediterranei hanno sviluppato nel corso del tempo una elevata resistenza alla siccità grazie a numerosi adattamenti di natura anatomica ed ecofisiologica delle specie. Molte di esse sono in grado di resistere a condizioni di deficit idrico severe e prolungate nel tempo, per cui le risposte fisiologiche della vegetazione a una graduale riduzione delle precipitazioni possono essere messe in evidenza solo dopo un numero critico di anni siccitosi.

Tra le specie agrarie prevalenti in ambiente mediterraneo, l'olivo presenta una spiccata adattabilità e resistenza a periodi siccitosi anche piuttosto lunghi, mentre le specie decidue in genere e le colture agricole annuali sono meno adatte, secondo una scala di valori esemplificata in tabella.

La principale risposta da parte della pianta alla ridotta disponibilità idrica è data dalla riduzione dell'Indice di Area Fogliare (Leaf Area Index, LAI), con la conseguente riduzione dell'attività respiratoria; dal punto di vista del rischio di desertificazione, si riduce in questo modo l'azione protettiva della copertura vegetale e aumenta il rischio di erosione.

Classe	Descrizione	Tipo di vegetazione	Classe uso del suolo	Indice
1	Molto alta	Macchia mediterranea mista a foresta sempreverde, macchia mediterranea	3.2.3.1, 3.2.3.2, 3.2.4, 3.3.3, 3.3.4	1.0
2	Alta	Conifere, oliveti, foreste decidue	2.2.3, 3.1.1.1, 3.1.1.2.1, 3.1.1.2.2, 3.1.1.2.3, 3.1.2.1, 3.1.3	1.2
3	Moderata	Colture agricole perenni decidue (frutteti, vigneti)	2.2.1, 2.2.2, 2.3.1, 2.4.4	1.4
4	Bassa	Pascoli permanenti	2.4.1, 3.2.1, 4.2.3	1.7
5	Molto bassa	Colture agricole annuali, pascoli annuali	2.1.1.1, 2.1.1.2, 2.1.2.1, 2.4.2, 2.4.3	2.0

Percentuale di copertura vegetale

I cambiamenti nell'uso del suolo e la percentuale di superficie coperta da vegetazione condizionano fortemente i fenomeni di ruscellamento superficiale e di perdita di sedimenti che stanno alla base dei processi di desertificazione. Molti studi (Francis e Thornes, 1990) hanno dimostrato come il ruscellamento e la perdita di suolo diminuiscono notevolmente all'aumentare della percentuale di copertura del suolo da parte della vegetazione. Una porzione di territorio è considerata desertificata quando la produzione di biomassa per unità di superficie si trova al di sotto di una determinata soglia. In termini di percentuale di copertura vegetale, tale soglia è stata individuata nel 40% di copertura; oltre questo valore di riferimento, in zone acclivi, si verificano condizioni di accelerata erosione. Il valore di tale soglia può cambiare in funzione del tipo di vegetazione, dell'intensità della pioggia e delle caratteristiche del territorio, ma il degrado del terreno inizia solo quando una porzione sostanziale (circa il 40% appunto) del terreno è spoglia. Nella tabella seguente sono presentati i valori della copertura del terreno, espressa in percentuale, e l'indice di desertificazione associato.

Classe	Copertura (%)	Tipo di vegetazione	Classi uso del suolo	Indice
1	> 40%	Colture agricole annuali a ciclo primaverile-estivo, foreste decidue e sempreverdi, macchia mediterranea mista a foresta sempreverde, macchia mediterranea	2.1.2.1, 3.1.1.1, 3.1.1.2.1, 3.1.1.2.2, 3.1.1.2.3, 3.1.2.1, 3.1.3, 3.2.3.1, 3.2.4.1, 3.2.4.2	1.0
2	10-40%	Colture agricole annuali a ciclo autunno-vernino, colture agricole perenni decidue (frutteti, vigneti), oliveti, pascoli permanenti, zone intertidali	2.1.1.1, 2.1.1.2, 2.2.1, 2.2.2, 2.2.3, 2.4.1.1, 2.4.1.2, 2.4.2, 2.4.3, 2.4.4, 3.2.1, 4.2.3	1.8
3	<10 %	Aree a vegetazione rada, aree incendiate	3.2.3.2, 3.3.3, 3.3.4	2.0

Calcolo dell'Indice di Qualità della Vegetazione (VQI)

L'Indice di Qualità della Vegetazione è stato ottenuto dalla media geometrica dei diversi indicatori che contribuiscono a definire le caratteristiche della vegetazione, attraverso la seguente relazione:

$$\text{VQI} = (\text{rischio d'incendio} \times \text{protezione dall'erosione} \times \text{resistenza alla siccità} \times \text{copertura vegetale})^{1/4}$$

Indice di Qualità della Vegetazione	Descrizione	Range
1	Alta qualità	< 1.13
2	Moderata qualità	1.13 ÷ 1.38
3	Bassa qualità	> 1.38

1.2.4. Indice di Qualità della Gestione (MQI)

L'individuazione delle aree sensibili alla desertificazione secondo la metodologia ESAs prevede anche lo studio delle pressioni di origine antropica esercitate sull'ambiente, oltre ai fattori chiave di natura esclusivamente fisica già descritti in precedenza. L'utilizzo del territorio da parte dell'uomo è un aspetto fondamentale nel determinare i processi che possono portare ad il degrado del suolo e ai processi di desertificazione. Il tipo di gestione dipende da un insieme di fattori di diversa natura: fattori ambientali, podologici, climatici, ma anche sociali, economici, politici e tecnologici. Nel bacino del Mediterraneo un esempio tipico di cattiva gestione del territorio e conseguente degrado del territorio è rappresentato dalle aree collinari che hanno subito nel corso dell'ultimo secolo una estesa deforestazione e sono state destinate alla coltivazione dei cereali autunno-vernini, in particolare il frumento. Come è noto, il terreno investito a cereali rimane nudo per molti mesi in cui si verificano abbondanti e intense precipitazioni, e il rischio di erosione è conseguentemente molto elevato. Un altro aspetto particolare è il progressivo abbandono delle terre, dovuto a ragioni economiche e sociali, nonché alla maggiore produttività dell'agricoltura e al conseguente passaggio da agricoltura estensiva ad intensiva. I territori agricoli abbandonati possono essere interessati da fenomeni di deterioramento o di miglioramento delle caratteristiche del suolo a seconda del tipo particolare di suolo e delle condizioni climatiche dell'area. Le caratteristiche podologiche delle aree collinari che possono sostenere una copertura vegetale sufficiente possono migliorare nel tempo attraverso l'accumulo di sostanza organica, l'aumento dell'attività biologica delle componenti biotiche sia animali che vegetali, il miglioramento della struttura e della permeabilità del suolo, con la conseguente riduzione del rischio di erosione (Kosmas et al., 1999). Nel caso invece di aree caratterizzate da vegetazione scarsa, i processi erosivi possono essere molto attivi e la perdita di suolo irreversibile.

Il modello considera in particolare l'intensità di uso del territorio e le eventuali politiche di tutela ambientale applicate nell'area oggetto di studio.

Intensità d'uso del suolo

Per quanto riguarda l'intensità di uso del suolo, si fanno considerazioni differenti in relazione al tipo di uso del suolo delle aree prese in considerazione:

Aree agricole

si considerano parametri quali il tipo di coltura, la presenza o assenza di irrigazione, il livello di meccanizzazione, l'utilizzo di concimi, erbicidi e pesticidi, distinguendo in questo modo le aree ad agricoltura intensiva e le aree ad agricoltura estensiva, secondo quanto riassunto in tabella

Intensità d'uso per le aree agricole

Classe	Descrizione	Indice
1	Bassa	1.0
2	Moderata	1.5
3	Alta	2.0

Aree a pascolo

Il sovrapascolamento costituisce uno dei principali problemi per le aree naturali dell'ambiente mediterraneo in termini di rischio di desertificazione. Un eccessivo carico di bestiame, infatti, porta non solo ad una drastica riduzione della vegetazione naturale con tutti gli effetti negativi che ne derivano, ma anche all'elevato costipamento da calpestio, come ampiamente descritto anche per la Sardegna da Mulè et al. (2003).

Il calcolo dell'intensità d'uso per le aree a pascolo viene effettuata attraverso il confronto tra l'indice di pascolamento sostenibile (Sustainable Stocking Rate, SSR) e l'indice di pascolamento attuale (Actual Stocking Rate, ASR). Nelle aree destinate a pascolo, se $ASR < SSR$ allora è evidente che il carico di bestiame attuale è ampiamente sostenuto dalla vegetazione presente, mentre se la quantità di sostanza secca prodotta è inferiore a quella necessaria per il mantenimento del bestiame ($ASR > SSR$), si ha un eccessivo sfruttamento del pascolo e il possibile innesco dei processi che inducono alla desertificazione. Quanto sopra descritto è riportato sommariamente nella tabella sottostante:

Classe	Descrizione	Indice di pascolamento	Indice
1	Bassa	$ASR < SSR$	1.0
2	Moderata	$ASR = SSR$ fino a $1.5 * SSR$	1.5
3	Alta	$ASR > 1.5 * SSR$	2.0

Il calcolo della indice di pascolamento attuale (ASR) è stato calcolato prendendo in considerazione i dati forniti dall'ISTAT relativi alla consistenza degli allevamenti, secondo quanto riportato nel V Censimento dell'agricoltura (ISTAT, 2001). Il numero di capi è relativo all'intera superficie comunale. Il primo passo è consistito nel calcolo delle Unità Capo Grosso (UCG), con la finalità di rendere equivalenti specie zootecniche con caratteristiche piuttosto differenti (bovini, ovini, caprini, ecc.). Secondo la definizione di Unità Capo Grosso, un bovino corrisponde a 10 ovini, a 10 caprini e ad 1 equino, per cui per il calcolo delle UCG per ciascun comune della Sardegna si è seguita la relazione

$$UCG = n^{\circ} \text{ bovini} + n^{\circ} \text{ ovini}/10 + n^{\circ} \text{ caprini}/10 + n^{\circ} \text{ equini}$$

Il valore dell'indice di pascolamento attuale (ASR) è stato calcolato, in termini di UCG per unità di superficie effettivamente pascolata dall'insieme dei bovini, ovini, caprini ed equini presenti nelle aree a pascolo di ciascun comune della regione, ottenendo così il rapporto UCG/ha. La superficie delle aree a pascolo è stato calcolato per ciascun comune prendendo in considerazione le seguenti classi della carta Corine Land Cover:

Classe di uso del suolo	Descrizione
2.1.1.1	Seminativi in aree non irrigue
2.3.1	Prati
2.4.1.1, 2.4.1.3	Coltura annuali associate a colture permanenti
2.4.3	Aree principalmente occupate dall'agricoltura, con presenza di vegetazione naturale
2.4.4	Aree agroforestali
3.2.1	Praterie e pascoli naturali

Il calcolo dell'indice di pascolamento sostenibile (SSR) è volto a valutare il carico di bestiame, espresso in Unità Capo Grosso, che le aree destinate a pascolo dei diversi territori comunali sono in grado di sostenere. Per tale calcolo, a ciascuna delle classi CORINE contenute nella tabella precedente è stato associato un valore medio di sostanza secca prodotta per unità di superficie (S.S./ha), con notevoli differenze tra tipi di copertura del suolo altamente produttivi, come i prati, e tipi vegetazionali eterogenei (classe 2.4.3, aree principalmente occupate dall'agricoltura, con presenza di vegetazione naturale), scarsamente produttivi. A causa della poca chiarezza delle definizioni delle classi CORINE, si è ritenuto opportuno effettuare un controllo cartografico delle aree relative a tali classi con la corrispondente classificazione della Carta di Uso del Suolo INEA-Casi 3 dell'Istituto Nazionale di Economia Agraria, limitando in questo modo gli eventuali errori. Inoltre, alcuni rilievi in campo hanno contribuito a confermare o a correggere l'assegnazione di una data area a un particolare uso del suolo.

Una volta calcolata la produzione di sostanza secca per ciascun tipo di area destinata a pascolo, si è proceduto al calcolo della somma della sostanza secca prodotta (espressa in q/ha) nel complesso del territorio di ciascun comune che ricade all'interno del foglio in scala 1:100.000 oggetto di studio.

Infine, l'indice di pascolamento sostenibile è stato calcolato applicando la formula:

$$SSR = \frac{SS_{tot} \times C.U.}{peso\ medio\ UCG \times L.I. \times anno}$$

dove:

SSR = Indice di pascolamento sostenibile

SS_{tot} = Sostanza Secca totale prodotta per anno per unità di superficie (q/ha)

$C.U.$ = Coefficiente di Utilizzazione, dato dal rapporto medio annuo tra la quantità di sostanza secca ingerita e quella disponibile (%)

$peso\ medio\ UCG$ = peso medio dell'Unità Capo Grosso (kg/UCG)

$L.I.$ = Livello di Ingestione, livello medio di ingestione giornaliero (%)

$anno$ = durata del pascolamento (giorni)



Utilizzando i dati stimati riferiti alle Unità Capo Grosso, si ottiene

$$SSR = \frac{SS_{tot} \times 0.7}{500kg \times 0.5 \times 360} = UCG / ha$$

dove:

SSR = Indice di pascolamento sostenibile in UCG/ha

SS_{tot} = Sostanza Secca totale prodotta per anno per unità di superficie (q/ha)

0.7= Coefficiente di Utilizzazione medio per Unità Capo Grosso

500 kg = peso medio dell'Unità Capo Grosso

0.5 = livello medio di ingestione giornaliero per Unità Capo Grosso

360 = durata media annua del pascolamento in giorni.

L'indice di pascolamento così calcolato presenta delle approssimazioni dovute sia alla stima della consistenza degli allevamenti fornita dall'ISTAT, sia alla stima delle produzioni di sostanza secca delle diverse tipologie di vegetazione e infine dei parametri medi (peso corporeo, coefficiente di utilizzazione, livello di ingestione) riferiti all'Unità Capo Grosso. L'errore che deriverebbe da tali approssimazioni è comunque limitato dall'individuazione del rischio di desertificazione utilizzato nella metodologia (v. tabella): vengono infatti considerate aree con una media intensità d'uso per pascolamento quelle che uguagliano o superano fino al 150% il carico di bestiame sostenibile, mentre solo quelle che superano tale soglia sono considerate ad alta intensità d'uso. I range sono molto ampi, con ampi scarti tra una classe e quella successiva. Inoltre, i rilievi in campo e il parere degli esperti hanno confortato, in diverse aree della Sardegna, gli indici di intensità d'uso per pascolamento via via calcolati.

Aree naturali

Per il calcolo dell'intensità d'uso delle aree naturali si tiene conto delle produzioni attuali (AY) e di quella sostenibile (SY) delle suddette aree gestite dall'uomo, secondo il seguente schema:

Classe	Descrizione	Intensità d'uso	Indice
1	Bassa	AY/SY=0	1.0
2	Moderata	AY/SY<1	1.5
3	Alta	AY/SY≥1	2.0

Aree minerarie

Per il calcolo dell'intensità d'uso per le minerarie si tiene conto dell'attuazione di misure di controllo relative all'erosione in aree minerarie, attraverso l'adozione della giusta copertura vegetale e l'utilizzo di terrazzamenti.

Classe	Descrizione	Misure di controllo dell'erosione	Indice
1	Bassa	Adeguate	1.0
2	Moderata	Moderate	1.5
3	Alta	Basse	2.0

Aree ricreative

Per il calcolo dell'intensità d'uso per le aree ricreative si calcola il rapporto tra il numero di visitatori per anno effettivo (A) e quello sostenibile (P) per una data area destinata ad attività ricreative.

Classe	Descrizione	Indice di presenza	Indice
1	Bassa	$A/P < 1$	1.0
2	Moderata	$1 < A/P < 2.5$	1.5
3	Alta	$A/P > 2.5$	2.0

Politiche di protezione

L'indicatore relativo alle politiche di protezione dell'ambiente classifica le aree in base al grado con cui tali politiche vengono applicate in ciascuna delle aree oggetto di studio.

A tale scopo, sono stati raccolti i dati relativi a tutte le forme di protezione presenti nel territorio regionale e alle aree ad esse interessate, e in particolare:

- Parchi nazionali
- Parchi regionali
- Vincolo idrogeologico
- Cantieri forestali
- Siti SIC Bio-Italy-Life Natura

In realtà, l'indicatore considera il grado di attuazione di tali politiche, secondo il seguente schema:

Classe	Descrizione	Grado di attuazione	Indice
1	Alto	Completo: >75% dell'area sotto protezione	1.0
2	Moderato	Parziale: 25-75% dell'area sotto protezione	1.5
3	Basso	Incompleto: <25% dell'area sotto protezione	2.0

In Sardegna, i vincoli che effettivamente consentono la protezione del territorio sono quello idrogeologico; inoltre, sono stati considerati come aree con elevato grado di protezione i cantieri

forestali e i Parchi Nazionali (l'Asinara e La Maddalena), in quanto solo in queste aree si attua una fattiva politica di salvaguardia ambientale.

Calcolo dell'Indice di Qualità della Gestione (MQI)

L'Indice di Qualità della Gestione è stato ottenuto dalla media geometrica dei diversi indicatori che contribuiscono a definire le caratteristiche della gestione, attraverso la seguente relazione:

$$MQI = (\text{intensità d'uso} \times \text{politiche di protezione})^{1/2}$$

1.2.5. Indice finale delle Aree Sensibile alla desertificazione (ESAI)

Il risultato finale dell'applicazione della metodologia è l'ottenimento di un indice riassuntivo, dato dalla combinazione degli indici di qualità ambientale (suolo, clima, vegetazione) e dell'indice di qualità della gestione, di sensibilità delle aree ESAs alla desertificazione. La tecnologia GIS ha consentito di calcolare, sotto forma di carta tematica, la media geometrica dei quattro indicatori, intesi come piani informativi:

$$ESAI = (SQI * CQI * VQI * MQI)^{1/4}$$

L'indice finale ESAI individua le aree con crescente sensibilità alla desertificazione secondo il seguente schema, in cui sono riportati i differenti valori che tale indice può assumere:

Valori dell'ESAI	Classe	Sottoclasse	Caratteristiche
<1.17	NON SOGGETTA	N	Aree non soggette e non sensibili
1.17-1.22	POTENZIALE	P	Aree a rischio di desertificazione qualora si verificassero condizioni climatiche estreme o drastici cambiamenti nell'uso del suolo. Si tratta di terre abbandonate gestite in modo non corretto nel passato
1.23-1.26	FRAGILE	F1	Aree limite, in cui qualsiasi alterazione degli equilibri tra risorse ambientali e attività umane può portare alla progressiva desertificazione del territorio. Ad esempio, il prolungarsi delle condizioni di siccità può portare alla riduzione della copertura vegetale e a successivi fenomeni di erosione
1.27-1.32		F2	
1.33-1.37		F3	
1.38-1.41	CRITICA	C1	Aree altamente degradate, caratterizzate da ingenti perdite di materiale sedimentario e in cui i fenomeni di erosione sono evidenti
1.42-1.53		C2	
>1.53		C3	

La metodologia (Kosmas et al., 1999) definisce come:

Aree (ESAs) potenziali: aree minacciate dalla desertificazione. Sono quelle aree soggette ad un significativo cambiamento climatico; se una particolare utilizzazione del suolo è praticata con criteri gestionali non corretti si potranno creare seri problemi, per esempio lo scorrimento dei pesticidi lungo le pendici e deposito a valle dei principi attivi nocivi alla vegetazione. Si tratta per lo più di aree marginali abbandonate non gestite in modo appropriato. Questo tipo è meno severo del successivo, ma ciò nonostante è necessario attuare una pianificazione territoriale corretta.

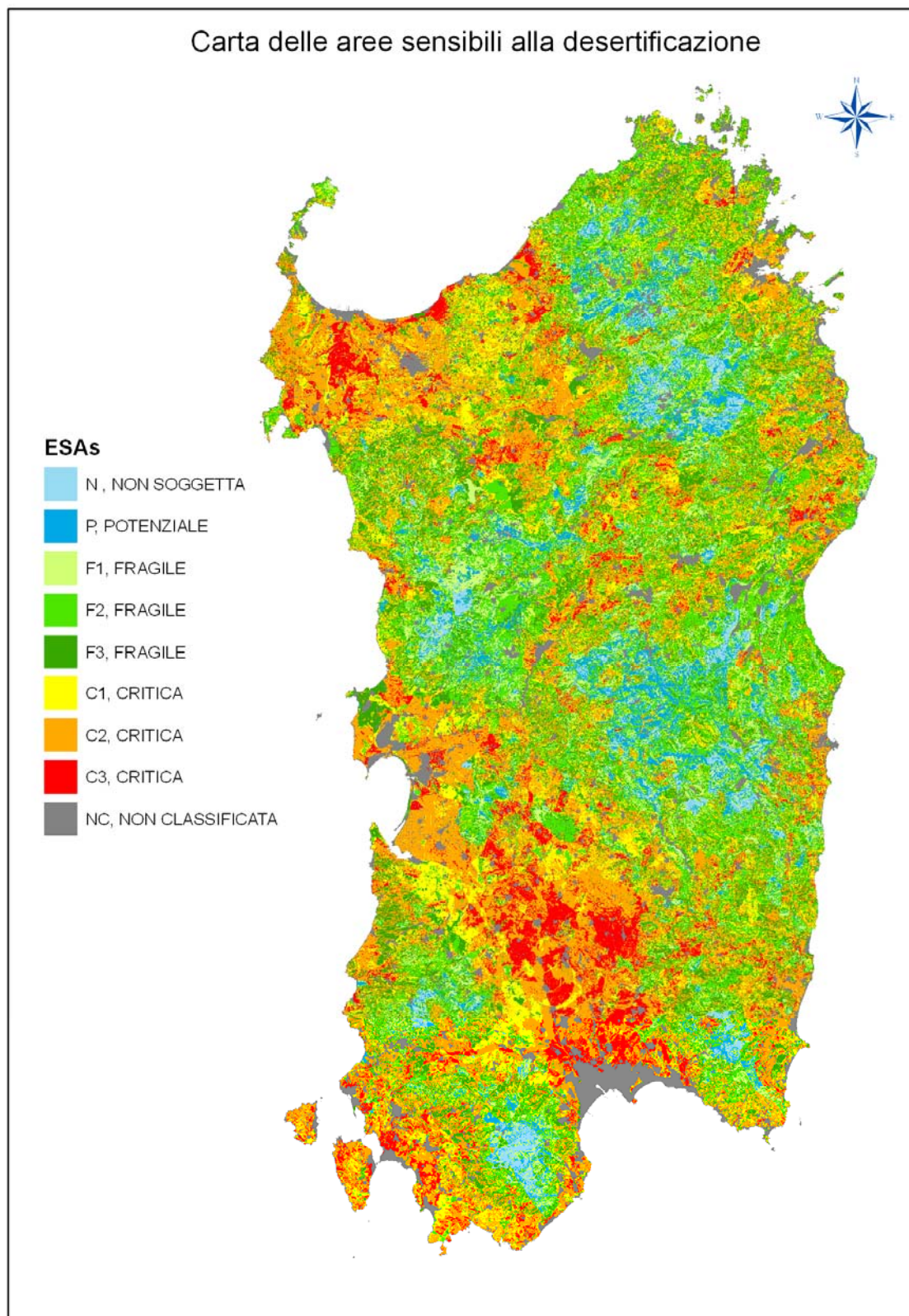
Aree (ESAs) fragili: aree dove qualsiasi cambiamento del delicato equilibrio dei fattori naturali o delle attività umane molto probabilmente porterà alla desertificazione. Per esempio, l'impatto del previsto



cambiamento climatico causato dall'effetto serra probabilmente determinerà una riduzione del potenziale biologico causata dalla siccità, provocando la perdita della copertura vegetale in molte aree, che saranno soggette ad una maggiore erosione, e diventeranno aree critiche.

Aree (ESAs) critiche: aree già altamente degradate a causa del cattivo uso del terreno, che presenta una minaccia all'ambiente delle aree circostanti. Per esempio, aree molto erose soggette ad un alto deflusso e perdita di sedimenti.

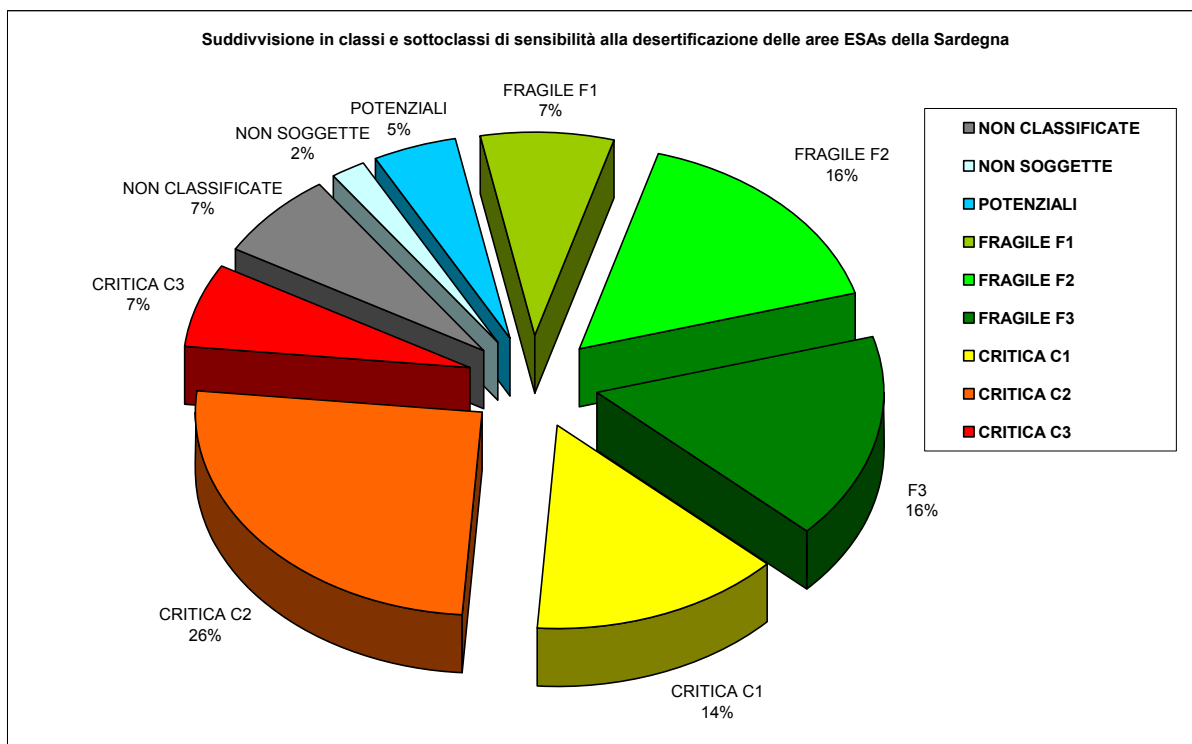
Figura 1.3 Carta delle aree sensibili alla desertificazione secondo la metodologia ESAs.



La carta in figura 1.3 è il risultato finale del presente studio, scaturito dall'applicazione alla Sardegna della metodologia ESAs alla scala di lavoro 1:100'000. Come si può notare, le aree maggiormente sensibili a processi di desertificazione sono localizzate nella Sardegna settentrionale soprattutto nell'area della Nurra, della regione dell'Anglona e nella porzione settentrionale del Logudoro; nella parte meridionale dell'Isola, le aree più critiche sono il Campidano, la Trexenta e la Marmilla. Inoltre, la zona del Sulcis-Iglesiente e di Capoterra nella Sardegna sud-occidentale presentano vaste aree molto sensibili, così come la regione del Sarrabus nella parte sud-orientale dell'Isola. In maniera disomogenea e a macchia di leopardo aree della Gallura, della Baronia e dell'Ogliastra presentano livelli di criticità elevati (classi ESAs critiche C2 e C3).

Di seguito sono riportati i risultati per ciascuna classe, espressi sia in percentuale sia in ettari, relativi al grado della sensibilità alla desertificazione dell'intero territorio regionale.

Figura 1.4 Classi di sensibilità alla desertificazione



CLASSI ESAs	Superficie (ha)	% del totale
NON SOGGETTA	41281.3	1.7
POTENZIALI	117686.3	4.9
FRAGILE F1	175557.7	7.3
FRAGILE F2	385037.6	16.1
FRAGILE F3	394239.0	16.5
CRITICA C1	335903.4	14.1
CRITICA C2	610245.0	25.5
CRITICA C3	161165.7	6.7
NON CLASSIFICATE	169293.2	7.1

Le aree critiche alla desertificazione rappresentano circa il 47% dell'intero territorio regionale, con una distinzione tra le aree meno critiche (aree C1 14%) e quelle a criticità crescente (aree critiche C2 25.5%). Le aree più critiche, quelle altamente degradate, caratterizzate da ingenti perdite di materiale sedimentario e in cui i fenomeni di erosione sono evidenti, rappresentano circa il 7% della Sardegna.

Le aree fragili, cioè quelle in cui qualsiasi alterazione degli equilibri tra risorse ambientali e attività umane può portare alla progressiva desertificazione, occupano una porzione di territorio estesa (circa il 40% del totale). Le aree che ricadono nella classe F3, quindi molto prossime ad un elevato grado di criticità (aree marginali, terreni incolti e abbandonati) rappresentano ben il 16.6% della superficie totale.

Le aree non classificate (aree urbane, bacini idrici, reti di comunicazione, rocce nude) rappresentano il 7% del totale, mentre le aree non soggette a fenomeni di desertificazione e le aree potenziali rappresentano rispettivamente il 2% e il 5% circa.

Rispetto a studi simili (Motroni et al., 2004; 2008), potrebbe sembrare a prima vista che ci sia stato un miglioramento delle condizioni ambientali della Sardegna dal punto di vista della sensibilità alla desertificazione, se si considerano i risultati numerici delle percentuali di ciascuna classe dei due studi successivi.

In realtà si tratta di due risultati non confrontabili tra loro in quanto, benché utilizzino la stessa metodologia, si differenziano notevolmente per diversi aspetti:

- la scala di studio, 1:100'000 rispetto a 1:250'000
- per il calcolo dell'indice di qualità del clima, oltre ad aver considerato un periodo di riferimento differente (1961-2000 anziché 1961-1990), non si è più utilizzato il grigliato regolare di celle con passo 10 km X 10 km ma tecniche geostatistiche di interpolazione dei dati. Inoltre, l'indice di aridità è stato calcolato con l'indice originariamente proposto dalla metodologia ESAs (indice di Bagnouls-Gaussien) e non con il bilancio idrico modificato della versione precedente in scala 1:250'000. Questa scelta si è imposta in quanto è impossibile a questa scala di dettaglio avere una stima significativa dell'acqua disponibile dell'AWC, senza incorrere nell'errore di dover utilizzare un dato medio e molto approssimato che però influenza considerevolmente il risultato finale.
- la Carta di Uso del Suolo in scala 1:25'000 del 2008 della Regione Sardegna consente un dettaglio di calcolo e di analisi del territorio e dell'Indice di Qualità della Vegetazione molto più accurato rispetto alla CORINE Land Cover, e i risultati che scaturiscono dal calcolo dei singoli indicatori sono differenti. Arrivando per alcune classi al quinto livello di dettaglio, infatti, tale carta consente di distinguere, per esempio, tra i diversi tipi di seminativi (classi 2.1.1.1, 2.1.1.2 e 2.1.2.1) o tra le differenti tipologie di boschi (classi 3.1.1.2.X), riducendo il numero dei poligoni e la superficie delle classi più indefinite e controverse (per esempio le aree agroforestali) e definendo meglio le aree agricole eterogenee (classi 2.4.1.X).

Pertanto, un maggior dettaglio di scala in questo caso porta ad un risultato decisamente più affidabile e più robusto dal punto di vista della geostatistica, benché meno eclatante, in un tema dove spesso il sensazionalismo supera i dati reali. La carta regionale completa e il taglio dei fogli in scala 1:100'000, allegati su supporto informatico, consentiranno di avere un quadro più chiaro dei fenomeni di desertificazione per tutta la Sardegna e potranno essere la base per studi ulteriori a scale di ulteriore dettaglio per la Regione Sardegna e per gli enti locali, quali le Province e i Comuni.

2. PROGRAMMA COORDINATO DELLE ATTIVITÀ, INTERVENTI, EMANAZIONE DI PROTOCOLLI OPERATIVI, SISTEMI INNOVATIVI DI RILEVAMENTO E DI NORME TECNICHE PER LA PREVENZIONE E/O DEFINIZIONE DEI PROCESSI DI DEGRADO DELLE RISORSE IDRICHE SOTTERRANEE ED IN PARTICOLARE DA INQUINAMENTO DA NITRATI NELL'AREA PILOTA (NURRA DI ALGHERO SARDEGNA NO)

2.1. Premessa

La relazione riporta le attività di ricerca condotte all'interno del presente progetto per l'obiettivo realizzativo 2 denominato "Sistemi innovativi di rilevamento e di norme tecniche per la prevenzione e/o definizione dei processi di degrado delle Risorse Idriche Sotterranee ed in particolare da inquinamento da nitrati nell'area pilota (Nurra di Alghero Sardegna NO)".

Nell'ambito delle attività di ricerca multidisciplinari, volte a contrastare e/o a mitigare i processi di desertificazione, un ruolo importante deve essere attribuito alle tematiche relative ad una corretta gestione delle risorse idriche, finalizzata al controllo e alla conservazione quantitativa e qualitativa della risorsa. Il degrado qualitativo e quantitativo delle acque sotterranee costituisce una seria problematica ambientale laddove l'approvvigionamento per gli usi civile, agricolo e industriale, deve fare affidamento anche sullo sfruttamento di queste risorse. Le pressioni di tipo antropico, legate alle attività produttive e ai loro impatti (scarico incontrollato di reflui di varia origine, apporto di sostanze chimiche per trattamenti antiparassitari e concimazioni, sovrasfruttamento delle acque sotterranee, fenomeni d'intrusione di acqua marina, etc.), possono produrre un degrado quali-quantitativo di questa risorsa, rendendola inadatta ai vari usi e in particolare a quelli più pregiati (idropotabili ed ambientali). In tal senso il degrado delle risorse idriche sotterranee (RIS) di un territorio, influenzando negativamente sugli ambienti naturali e sulla crescita socio-economica dell'area, costituisce un fondamentale indicatore dei processi di desertificazione, intesi nell'accezione più generale di degrado del territorio derivante da diversi fattori, comprese le variazioni climatiche e l'impatto antropico (Barbieri, Ghiglieri, Vernier, 2004) (Ghiglieri 2006; 2009 a, b) (UNEP, 1994). La necessità di individuare degli indicatori di qualità ambientale è una delle priorità evidenziate dalla Convenzione delle Nazioni Unite per la Lotta alla Desertificazione (UNNCD - United Nations Convention to Combat Desertification). La UNNCD individua negli indicatori (art.16-lettera c) lo strumento necessario per supportare operativamente un largo spettro di attività, tra le quali: stimare, valutare, rappresentare cartograficamente le dimensioni di un fenomeno, nonché individuarne le cause, quantificarne gli impatti, giustificare la spesa per gli interventi di mitigazione, monitorare l'efficacia degli interventi stessi.

La tutela delle acque, in Italia, viene attualmente contemplata dal decreto legislativo 152/06, ed in particolare dalla Sezione II della Parte III, che ha sostituito il D.Lgs. 152/99 e le successive disposizioni correttive ed integrative di cui al decreto legislativo 18 Agosto 2000 n. 258 (Gazzetta Ufficiale 2000) e che definisce la disciplina generale per la tutela delle acque superficiali, marine e sotterranee, perseguendo, come obiettivi, la prevenzione, la riduzione dell'inquinamento ed il risanamento dei corpi idrici inquinati, il miglioramento dello stato delle acque e la protezione di quelle destinate a particolari usi (Articolo 73, comma 1). Nel 2009 è stato emanato il D.Lgs. 30/09 che integra, in alcune parti, il precedente decreto.

I decreti recepiscono, tra le altre, la Direttiva 91/676/CEE, relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole, in cui si rileva che i nitrati così originati sono la causa principale dell'inquinamento derivante da fonti diffuse e che, per tutelare la salute umana, le risorse ambientali e per salvaguardare gli usi legittimi dell'acqua è necessario ridurlo. In questa ottica, diviene fondamentale la decisione di prendere provvedimenti sull'uso in agricoltura ed accumulo nel terreno di composti azotati e su alcune prassi riguardanti la gestione dello stesso. Il D.Lgs. 152/06 a sua volta attribuisce alle regioni diversi compiti, fra cui (Articolo 92) quello di designare le zone vulnerabili da nitrati di origine agricola attraverso delle valutazioni preliminari secondo quanto riportato nell'allegato 7/A alla parte III del Decreto.

In Sardegna è in corso, dal 2002, con coordinamento a cura dell'Ass. Difesa Ambiente, il monitoraggio della qualità delle acque previsto dal D.Lgs. 152/99 attraverso il Piano di Tutela delle Acque. Attualmente la rete di monitoraggio regionale delle acque sotterranee, istituita nel 2003, consta di 101 postazioni, distribuite sui 37 complessi acquiferi considerati significativi. Inoltre, sono state definite, a scala regionale, la vulnerabilità intrinseca e le zone vulnerabili da nitrati di origine agricola: queste valutazioni necessiterebbero però di ulteriori approfondimenti.

La Regione Sardegna riporta nella Delibera di Giunta Regionale n. 1/12 del 18.01.2005 lo stato di attuazione della Direttiva 91/676/CEE, secondo quanto indicato dal D.Lgs. 152/99. In particolare viene descritto come, oltre all'individuazione delle zone vulnerabili, debba essere delineato il Programma d'Azione (P.A.), mediante l'applicazione del codice di buona pratica agricola e il successivo programma di monitoraggio della qualità dei corpi idrici al fine di verificarne l'efficacia. Nello specifico, il Programma d'Azione deve contenere: periodi di divieto di spandimento di fertilizzanti; capacità di stoccaggio per effluenti di allevamento; limitazioni dell'applicazione al terreno di fertilizzanti secondo il Codice di Buona Pratica Agricola e con il rispetto del limite di 170 kg/ha/anno di azoto (N) da effluente zootecnico. Nei risultati ottenuti nella Delibera regionale, Allegato A, viene riportato quanto segue: "le considerazioni relative alla Vulnerabilità dovuta ai contenuti in nitrati rilevati nelle analisi chimiche delle acque sotterranee, alla Vulnerabilità intrinseca degli acquiferi ed alla Vulnerabilità legata ai carichi potenziali di nitrati del comparto agricolo e zootecnico, permettono, nel loro insieme, di individuare situazioni pericolose per le acque sotterranee. Sono comprese tra queste porzioni di territorio occupate dai seguenti complessi acquiferi: Acquifero Detritico-Alluvionale Plio-Quaternario del Campidano, in particolare la Piana di Arborea; Acquifero dei Carbonati Mesozoici della Nurra; Acquifero Detritico-Alluvionale Plio-Quaternario del Cixerri; Acquifero Detritico-Alluvionale Plio-Quaternario della Marina di Sorso; Acquifero delle Vulcaniti Plio-Pleistoceniche del Logudoro". Come riportato nella Delibera, questi sono risultati parziali, che necessitano di indagini di maggior dettaglio. In generale, il Decreto ha delle finalità positive che però sono perseguite con una certa rigidità, derivanti da un'impostazione basata sulle esigenze e sulle caratteristiche dei sistemi agricoli settentrionali e nord-europei, che nelle nostre condizioni rischiano, probabilmente, di non produrre gli effetti desiderati. Inoltre, il Piano di Tutela delle Acque, allo stato attuale, è uno studio a carattere regionale e quindi non di dettaglio.

In quest'ottica nasce la necessità di approfondire la conoscenza sulla risposta territoriale di metodiche, caratterizzate da una facile applicazione e, ricalcando fedelmente l'approccio del D.Lgs. 152/06 e del D.Lgs. 30/09, consentano di indicare gli acquiferi vulnerabili all'inquinamento e le aree a maggior pericolo potenziale relativamente all'inquinamento da nitrati. Questo potrebbe risultare particolarmente utile agli enti preposti alla gestione e alla pianificazione territoriale, nonché nelle attività di monitoraggio dei corpi idrici.

L'intervento proposto vuole anche esportare le esperienze originali acquisite attraverso il progetto PON RIADE (Ricerca Integrata per l'Applicazione di tecnologie e processi innovativi per la lotta alla Desertificazione: www.riade.net), cofinanziato dal MIUR (Ministero dell'Istruzione, dell'Università e della Ricerca) nell'ambito del Programma Operativo Nazionale "Ricerca, Sviluppo Tecnologico e Alta Formazione" 2000-2006, con una partnership composta da: A.C.S. (Advanced Computer System), ENEA (Ente per le Nuove Tecnologie, l'Energia e l'Ambiente), NRD - Università di Sassari (Nucleo Ricerca Desertificazione). Il progetto RIADE, nell'ambito del WP 4.4 dell'Obiettivo Realizzativo 4 (OR 4), "Sistema innovativo di supporto alle decisioni per la gestione degli interventi per la lotta alla desertificazione", prevedeva uno studio interdisciplinare, sulla gestione integrata delle risorse idriche in un'area pilota della Sardegna. L'obiettivo principale è stato quello di ricercare, elaborare e proporre modelli e strategie di gestione innovativa e sostenibile della risorsa idrica, a scala di bacino idrografico e/o idrogeologico. L'area test è stata individuata nella zona nord occidentale dell'isola, nella regione della Nurra, nel bacino idrografico sotteso allo stagno del Calich. Nel corso del progetto RIADE, grazie anche al buon dettaglio di informazioni territoriali acquisite, sono stati applicati dei modelli previsionali per la valutazione della vulnerabilità intrinseca ed integrata all'inquinamento degli acquiferi e in particolare il pericolo d'inquinamento da nitrati di origine agro-zootecnico.

Le attività di ricerca, per l'area della Nurra, sono state coordinate dal Prof. Giorgio Ghiglieri con il supporto dell'Ing. Alberto Carletti, il Dott. Daniele Pittalis, ed il p.c Mario Deroma dell'NRD-UNISS. Alle fasi relative sulla sintesi delle recenti normative ed alla descrizione sullo stato di attuazione del Piano di Tutela delle Acque per la regione Sardegna ha collaborato il Dott. Geol. Maurizio Testa dell'ARPAS. Un particolare ringraziamento va alla Prof.ssa Dolores Fidelibus (Università di Bari) per i suoi preziosi suggerimenti. Al progetto hanno anche partecipato due tesiste rispettivamente del Corso



di Laurea in Scienze e Tecnologie Agrarie (Dott.ssa Mara Perra) e del Corso di Laurea in Gestione dell'Ambiente e del Territorio (Dott.ssa Stefania Tangianu) dell'Università degli Studi di Sassari.

Schematicamente il lavoro di ricerca, nell'ambito dell'Obiettivo Realizzativo 2 del presente progetto, si è sviluppato attraverso le seguenti fasi:

- Analisi bibliografica;
- Rilievi idrogeologici e idrochimici in situ;
- Analisi chimico fisiche di laboratorio;
- Analisi isotopiche;
- Interpretazione dei dati.

2.2. Inquinamento delle acque sotterranee

2.2.1. Le acque sotterranee: definizioni

La risorsa idrica sotterranea (RIS), può essere ed è una importante fonte di approvvigionamento idrico. È definita dalla Direttiva Quadro in Materia di Acque 2000/60/CE e dal D.Lgs. 152/2006 come: "tutte le acque che si trovano sotto la superficie del suolo nella zona di saturazione e a contatto diretto con il suolo o il sottosuolo". L'acqua sotterranea è parte integrante dell'acquifero. Un acquifero è una formazione idrogeologica permeabile che permette il deflusso significativo di una falda idrica sotterranea e la captazione di quantità apprezzabili d'acqua con mezzi economici (Castany 1985). È definito pertanto dalla formazione permeabile, o serbatoio, e dall'acqua in esso contenuta. Nella zonazione suolo/acqua sotterranea si possono distinguere 2 zone importanti:

- la zona non satura: acqua gravifica (mobilizzabile) in transito;
- la zona satura: acqua gravifica e acqua di ritenzione (non mobilizzabile).

L'acquifero è un sistema a comportamento idrodinamico nel quale l'acqua gravifica, è soggetta a spostamenti nello spazio e nel tempo. Rispetto il contenuto di acqua gravifica è necessaria un'ulteriore distinzione tra riserva e risorsa idrica. La prima è l'acqua gravifica immagazzinata in un dato tempo in un sistema idrologico, e risulta associata al concetto di risorsa idrica non rinnovabile; la seconda (RIS) è il volume d'acqua che può essere estratto in un dato tempo tenendo conto dei vincoli tecnici, socio-economici e politici (Castany 1985).

2.2.2. Sistematizzazione tipologica dei fenomeni di degrado delle risorse idriche

Secondo Civita (2005) l'inquinamento può definirsi come la presenza, nelle acque sotterranee, di sostanze estranee, tali da causare un degrado chimico e/o fisico della qualità di base delle acque stesse. La Direttiva Quadro in Materia di Acque (2000/60/CE) definisce "inquinamento" come: l'introduzione diretta o indiretta, a seguito di attività umana, di sostanze o di calore nell'aria, nell'acqua o nel terreno, che possono nuocere alla salute umana o alla qualità degli ecosistemi acquatici o degli ecosistemi terrestri che dipendono direttamente da ecosistemi acquatici, perturbando, deturpando o deteriorando i valori ricreativi o altri legittimi usi dell'ambiente. Un inquinante è quindi un agente fisico, una sostanza minerale o biologica, prodotto dall'attività umana che provoca, sotto una intensità o una concentrazione anomala, una degradazione della qualità dell'acqua naturale (Castany 1985). Il potere inquinante di una sostanza è determinato dalla dose di introduzione e dalla frequenza degli apporti. Le fonti dell'inquinamento possono essere naturali o antropiche. Le prime sono fondamentalmente di due tipi: puntuali e non puntuali. Le fonti puntuali sono spesso correlate con particolari assetti idro-strutturali che comportano lisciviazione di rocce e/o minerali particolari da parte di un acquifero. Tra le fonti inquinanti non puntuali c'è il mare, con la sua penetrazione all'interno degli acquiferi della terra ferma, fenomeno questo, spesso provocato dallo sfruttamento intensivo degli acquiferi costieri. L'inquinamento antropico delle acque in genere, e di quelle sotterranee in particolare, procede da numerose fonti puntuali detti centri di pericolo, CDP, e da altrettanto numerose fonti diffuse di pericolo, FDP. I primi sono connessi alle attività degli insediamenti urbani e industriali, le seconde sono d'origine, più di frequente, connesse con l'agricoltura e la zootecnia. La propagazione e l'evoluzione degli inquinanti, rispetto le acque sotterranee, comprende quattro tappe:

- introduzione dell'inquinante nel suolo;
- migrazione ed evoluzione dell'inquinante nella zona non satura;
- propagazione ed evoluzione dell'inquinante nell'acquifero;
- persistenza dell'inquinamento.

La zona non satura possiede un potere di autodepurazione naturale, dovuta a meccanismi:

- fisici;



- idrodinamici e idrocinematici;
- idrochimici;
- idrobiologici (biodegradazione);
- fisico-chimici (adsorbimento e desorbimento).

Questo potere dovrebbe essere favorito al massimo anche con il ricorso ad opportune pratiche colturali per ciò che riguarda l'inquinamento che deriva dalle attività agricole. In sostanza i processi di autodepurazione che possono svolgersi nel suolo sono: precipitazione; assorbimento – adsorbimento; scambio ionico o di base; ossidoriduzione; biodegradazione; idrolisi; volatilizzazione; filtrazione meccanica; filtrazione osmotica; diluizione. In ogni caso, poiché la decontaminazione è molto difficile, prima di tutto bisogna agire nella prevenzione contro l'inquinamento dell'acqua sotterranea (Castany 1985).

Mediante la rielaborazione di risultati scientifici, acquisiti nel corso del progetto RIADE in particolare per il territorio della Sardegna (Barbieri et al. 2004; Ghiglieri et al. 2006), si è sviluppato un sistema di riferimento per la rappresentazione sistematica delle tipologie riscontrate, fenomeni/processi di degradazione quali/quantitativa naturale o antropogenica, delle risorse idriche in Sardegna. Sono stati adottati due diversi criteri di sistematizzazione tipologica del degrado quali-quantitativo delle acque, entrambi avulsi dal contesto ambientale e territoriale nel quale le acque stesse si rinvergono: il primo criterio è basato sull'analisi dello stato qualitativo e quantitativo delle acque e sulla "tipologia dell'inquinante", prendendo spunto da quanto proposto dal Gruppo Nazionale per la Difesa dalle Catastrofi Idrogeologiche (GNDCI) del CNR (Civita, 1994); il secondo criterio utilizza il "modello logico DPSIR", adottato dall'Agenzia Europea dell'Ambiente (EEA), che schematizza in cinque categorie di indicatori lo stato e l'evoluzione dell'ambiente (Gentile, 1998).

Nel primo tipo, "sistematizzazione basata sulla tipologia di degrado", l'aspetto qualitativo preso in considerazione è connesso alla presenza di fenomeni di inquinamento, dove per inquinamento può intendersi sia la variazione delle caratteristiche fisiche, chimiche e batteriologiche delle acque rispetto alle condizioni naturali, sia la presenza di determinate sostanze in concentrazioni maggiori di quelle che le norme nazionali ed internazionali pongono come limite per l'utilizzo delle diverse tipologie di utenze (consumo umano, agricolo ed industriale). Questa sistematizzazione fa in sintesi riferimento alle seguenti classi di degrado:

- inquinamento chimico organico (CO);
- inquinamento chimico inorganico non metallico (CI);
- salinazione da commistione con acque fortemente salate (SL);
- eutrofizzazione (EU);
- inquinamento da metalli pesanti (MP);
- inquinamento da batteri e virus (BV);
- degrado quantitativo (DQ);
- inquinamento da agenti inquinanti non meglio definiti (Altro).

Il secondo criterio, "sistematizzazione basata sul modello DPSIR", parte dall'ipotesi che la qualità dell'ambiente sia condizionata dalle attività economiche e dai comportamenti della società attraverso una catena di cause ed effetti rappresentati da cinque categorie di indicatori:

- le forze determinanti (**D**Driving Forces), costituite dalle attività antropiche primarie, che rappresentano le cause generatrici primarie dei processi di degrado;
- le pressioni (**P**Pressures), esercitate specificamente dalle differenti attività antropiche sull'ambiente;
- lo stato dell'ambiente (**S**tate), cioè le caratteristiche qualitative e quantitative delle risorse naturali sottoposte all'azione delle pressioni;
- gli impatti (**I**mpact), cioè le conseguenze delle modificazioni dello Stato dell'ambiente sulla Società, sul sistema bioprodotivo, sulle funzioni degli ecosistemi;
- le risposte (**R**esponse), cioè le politiche ambientali, di economia generale e di settore attraverso le

quali la società cerca di modificare le pressioni e di limitare gli impatti.

Gli indicatori/indici che sono stati specificamente utilizzati prendono spunto da quelli adottati dall'Agenzia Europea per l'Ambiente (EEA), opportunamente integrati per meglio rispondere alle esigenze specifiche della ricerca.

La tematica relativa all'inquinamento delle RIS, nel recente passato, ha avuto un'evoluzione concettuale, mediante un approccio diversificato, fortemente orientato verso valutazioni "a tutto territorio" con chiari intenti pianificatori e di protezione globale delle RIS. Di seguito alcuni concetti chiave sviluppati nella comunità scientifica nazionale ed internazionale, peraltro ripresi anche dalla recente normativa. È detto difesa di punto l'insieme di provvedimenti e interventi tecnici strutturali che serve a proteggere le captazioni di acque sotterranee di pregio. Esso comprende il sistema di aree di salvaguardia, o fasce di rispetto, consistente in tre diverse zone concentriche nelle quali la severità dei vincoli disposti dalla legge decresce dal centro alla periferia. La difesa a tutto campo comprende tutte le attività conoscitive che permettono a Enti o Agenzie preposte alla tutela delle risorse idriche sotterranee (RIS) di decidere scientemente i provvedimenti, gli interventi strutturali e non strutturali da mettere in essere allo scopo di difendere la risorsa, in quanto tale, su tutto il territorio d'interesse. Tra tali attività primeggia la valutazione e la cartografia della vulnerabilità intrinseca o naturale e integrata (quando alla prima si sovrappongono i centri di pericolo, CDP, e le fonti diffuse di pericolo, FDP, degli acquiferi all'inquinamento).

Per valutare il pericolo d'inquinamento delle acque sotterranee il Gruppo Nazionale Difesa Catastrofi Idrogeologiche (GNDCI-CNR), Linea di Ricerca n. 4, ha indirizzato sin dalla fine degli anni '80 diverse UU.OO. a studiare metodologie adeguate e che esulino da quelle che propongono approcci modellistici basati su un'ingente mole di dati di scarsa reperibilità e di costosa acquisizione in un territorio vasto. La ricerca ha permesso di sviluppare un insieme di metodi parametrici (Point Count System Model - PCSM). In particolare, l'indice IPNOA (Indice di Pericolosità da Nitrati di Origine Agricola), messo a punto dall'U.O. 4.15 (Università Cattolica di Piacenza) che permette di individuare i fattori di pericolo rappresentati da tutte le attività agricole che generano o possono generare inquinamento da nitrati e i fattori di controllo che modificano il pericolo in funzione delle caratteristiche del sito. Tale indice, accoppiato con il PCSM SINTACS R5, messo a punto dall'U.O. 4.1 (GLIA - Politecnico di Torino) e indicato dal D.Lgs. e dall'APAT come metodo di riferimento nazionale, permette di ottenere una mappa georeferenziata delle zone a rischio potenziale d'inquinamento da nitrati.

2.2.3. Inquinamento da nitrati

I nitrati sono uno dei contaminanti più comuni e più diffusi: sono sali naturalmente presenti nel suolo, sono la forma di azoto prediletta per la nutrizione vegetale. Essi sono utilizzati (E251, E252) assieme ai nitriti (E249, E250) come conservanti naturali negli insaccati e nelle carni perché mantengono il colore rosso della carne e per la loro azione batteriostatica, e sono, in determinate condizioni, prodotti dal nostro corpo (presumibilmente sostanze espulse con le urine a seguito dell'azione di NO prodotto a partire da L-Arginina). Il consumo moderato in un adulto, secondo l'Autorità Europea per la sicurezza alimentare, si attesta in media sui 157 mg/giorno (valore dedotto dal contenuto nei cibi e nell'acqua considerando la media assunzione degli stessi), non è pericoloso dato i valori di pH dello stomaco e l'alta solubilità dei nitrati stessi, che dunque vengono eliminati prevalentemente con le urine. Il Comitato Scientifico per l'Alimentazione della Commissione Europea ha valutato l'ADI, l'assunzione giornaliera accettabile di nitrati (valore confermato nel 2002 dal Comitato misto FAO/OMS) in 3,7 mg/kg di peso corporeo (0,06 mg/kg per i nitriti). La tossicità riguarda la trasformazione dei nitrati in nitriti già nella bocca con la saliva e poi nello stomaco. I nitriti in ambiente acido si trasformano in acido nitroso il quale legandosi alle ammine da origine alle nitrosammine, composti dimostratesi cancerogeni. Inoltre i nitriti si legano all'emoglobina ossidandola a metaemoglobina, riducendo quindi il trasporto di ossigeno ai tessuti (metaemoglobinemia dei lattanti, cianosi). I nitrati causano danni anche agli animali. I più a rischio sono i ruminanti, tra questi gli ovini sono i meno sensibili. Nei monogastrici possono provocare fenomeni irritativi e richiami d'acqua. Nel cavallo, in particolare, se prevale l'azione vasodilatatrice si può verificare depressione miocardica e morte. Inoltre a livello cronico si può presentare riduzione di performances produttive (ad esempio ipogalassia) e riproduttive.

2.2.4. Origine e processi di formazione e/o produzione di nitrati

In natura, la disponibilità di azoto è limitata dalla reazione biochimica detta di azoto-fissazione, ma l'aumento dell'attività agricola, e dunque l'incremento tra gli altri dell'utilizzo di concimi azotati, associato ad altre pratiche di tipo intensivo, come l'irrigazione, fanno sì, che tale inquinante si ritrovi sempre più spesso e in quantità sempre più elevate nelle acque sotterranee. L'origine della presenza dei nitrati nelle acque sotterranee non è comunque da attribuirsi esclusivamente alla attività agricole e zootecniche; infatti tra le principali fonti inquinanti troviamo scarichi industriali e rete fognaria civile (tabella 2.1).

Tabella 2.1. Principali centri di pericolo: fonti puntuali e non puntuali di inquinamento da nitrati delle acque sotterranee (modificato da Civita 1994).

Centri di pericolo	Fonti puntuali	Fonti non puntuali (diffuse)
Insedimenti industriali	<ul style="list-style-type: none">- Stoccaggi materie prime- Perdite di sottoservizi- Serbatoi fuori terra e interrati- Scarichi liquidi senza trattamento- Immissione nel sottosuolo di rifiuti liquidi	<ul style="list-style-type: none">- Ricadute degli aerosol- Smaltimento di reflui
Discariche di rifiuti		
Insedimenti urbani	<ul style="list-style-type: none">- Serbatoi interrati- Fognature- Fosse settiche	<ul style="list-style-type: none">- Smaltimento rifiuti
Infrastrutture di collegamento		
Attività agricole	<ul style="list-style-type: none">- Scarichi di acque di lavaggio delle attrezzature agricole- Depositi di contenitori di prodotti agrochimici	<ul style="list-style-type: none">- Fertilizzanti organici (letame solido, liquido, compost)- Fertilizzanti inorganici- Fitofarmaci
Attività zootecnica	<ul style="list-style-type: none">- Raccolta deiezioni animali (cumuli, pozzi neri, vasche e lagoni)	
Fonti naturali ed antropogeniche		Deposizioni atmosferiche

Nitriti e nitrati sono prodotti principalmente da processi ossidativi dello ione ammonio e da fenomeni conseguenti all'impiego dei fertilizzanti azotati in agricoltura. Lo ione nitrato è infatti presente come componente di sali molto solubili impiegati come fertilizzanti, pertanto può passare velocemente nelle acque sotterranee per dilavamento del suolo agricolo. Il nitrito è invece una specie intermedia derivante appunto dall'ossidazione dell'ammoniaca, più raramente dalla riduzione di nitrato, e la sua presenza nelle acque sotterranee, specie se accompagnato dalla presenza di ione ammonio, può indicare processi ossidativi ancora in corso. Il lungo percorso, dal suolo alle acque sotterranee, non dà sempre modo ai fenomeni naturali di eseguire un'efficace denitrificazione che consenta il ritorno di tale elemento all'atmosfera, sua sede naturale: è dunque obbligatorio conoscere a fondo il problema per elaborare un'attenta lista di possibili soluzioni. Esistono comunque trattamenti di potabilizzazione, che permettono di ridurre la concentrazione di nitriti e nitrati fino alla loro totale eliminazione.

2.2.4.1. Fonti naturali di nitrati

Sono dovute a fenomeni biologici naturali di:

- Mineralizzazione;
- Fissazione azoto atmosferico.

Gli animali eliminano ed immettono nell'ambiente una grande quantità di composti azotati in diverse forme a seconda dell'animale stesso. Ammoniaca per gli invertebrati, composti organici azotati per i vertebrati, acido urico per serpenti e uccelli, urea per i mammiferi. Urea e acido urico vengono

mineralizzati da specifici microrganismi con formazione di CO₂ e ammoniaca. Anche la demolizione di materia organica (piante e animali morti) fornisce ammoniaca. La mineralizzazione di azoto organico porta alla formazione di ione ammonio (NH₄⁺) a partire da composti organici (ammonificazione), e successivamente forma nitrato per ossidazione di NH₄⁺ (nitrificazione). La formazione di ione ammonio è associata nel metabolismo microbico ad un eccesso di substrato azotato rispetto i fabbisogni dei microrganismi ammonizzanti e rappresenta la fonte di energia delle reazioni ossidative dei batteri autotrofi della nitrificazione. La conversione di ammoniaca in nitrato, o nitrificazione, è effettuata da due specifici gruppi batterici chemioautotrofi aerobi obbligati in due tappe. La prima consiste nell'ossidazione dell'ammoniaca a nitrito; la seconda nell'ossidazione del nitrito a nitrato: questo costituisce il principale composto azotato disponibile nel suolo per le piante.

- Ossidazione dell'ammonio a nitrito: batteri nitrosi del genere *Nitrosomonas*
- Ossidazione dei nitriti a nitrati: batteri nitrici del genere *Nitrobacter*

I nitrati così prodotti sono poi lisciviati dalle acque piovane o di irrigazione e trasportati in falda. Talvolta i nitrati si trovano associati a depositi o incrostazioni calcaree, a depositi lacustri e anche a rocce ignee sotto forma di composti d'ammonio (Chiesa, 1994). L'azoto molecolare atmosferico può essere anche fissato da batteri simbiotici delle radici di leguminose (genere *Rhizobium*), associativi (*Azotobacter*) o liberi (*Clostridium*). Mediamente si può ritenere che le concentrazioni dovute a fenomeni naturali siano dell'ordine di 10 mg/l (Chiesa, 1994).

2.2.4.2. Fonti antropiche di nitrati

Sono fondamentalmente di due tipi:

- Fertilizzanti azotati (di origine organica o industriale) in agricoltura;
- Mineralizzazione reflui zootecnici o civili.

A questi si aggiungono i reflui delle industrie agro-alimentari.

Fertilizzanti azotati

Dopo che i lavori di Liebig, nel 1840, dimostrarono che le piante avevano bisogno di elementi inorganici come azoto, fosforo e potassio per crescere, la chimica dei fertilizzanti ebbe un vigoroso sviluppo. Prima della disponibilità dei concimi azotati artificiali la fertilizzazione dei terreni avveniva con lo spargimento dello stallatico che, con l'industrializzazione delle coltivazioni, non fu più sufficiente per le ampie richieste di concimazione. I fertilizzanti azotati disponibili verso la fine dell'800 stentavano ancora a coprire il fabbisogno agricolo e l'industria chimica pensò al recupero dei sottoprodotti. Questo fu il caso del solfato d'ammonio ottenuto come residuo nelle distillazioni del litantrace (carbon fossile). Presto anche i recuperi non furono più sufficienti a soddisfare la richiesta di concimi azotati e nel 1898 Crookes pensò all'aria come fonte inesauribile di azoto. I prodotti chimici più utilizzati (vedi figura 2.1) come fertilizzanti azotati sono: solfato di ammonio ((NH₄)₂SO₄), nitrato di ammonio (NH₄NO₃), nitrato di calcio (Ca(NO₃)₂), urea (CO(NH₂)₂), calciocianammide (CaCN₂). Oltre a questi si hanno dei fertilizzanti complessi contenenti elevate percentuali di azoto. La produzione italiana di azotati negli ultimi anni è superiore al consumo e viene esportata in gran parte.

Tranne il caso delle leguminose, che contengono batteri in noduli radicali, capaci di assimilare direttamente l'azoto dell'aria, questo elemento viene assimilato sotto forma di ione ammonio e nitrato (vedi tabella 2.2).

Figura 2.1. Uso dei fertilizzanti azotati in Italia anno 2007 (dati ISTAT)

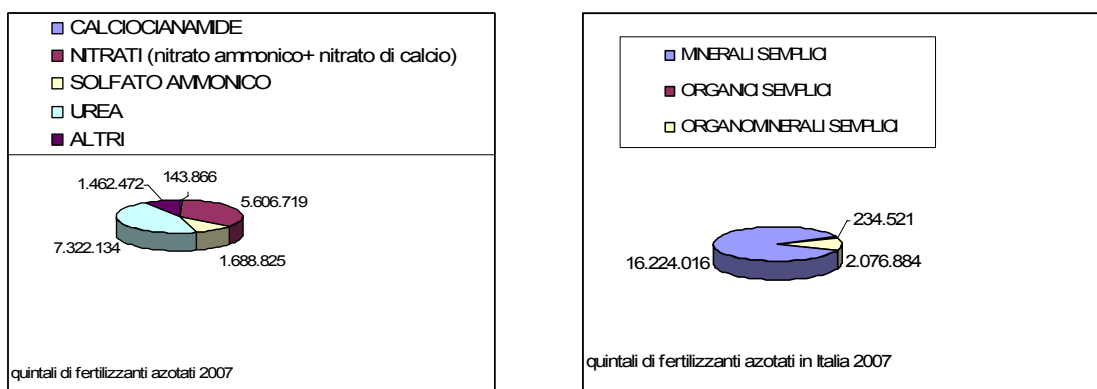


Tabella 2.2. Stima del carico di nitrati da fertilizzanti minerali nei suoli agricoli, calcolata in base ai valori di azoto asportato dalle singole colture riportate in letteratura (Giardini, 1992) presupponendo che l'entità delle concimazioni azotate non superi il reale fabbisogno delle piante (elaborato per progetto Aquanet Piacenza 2004)

APPORTO DI AZOTO (Kg/ha/anno)	COLTURE
0	Leguminose (soia, pisello, erba medica,)
1-25	Prato, melo, pero
26-100	Avena, segale, barbabietola, triticale, girasole, lino, colza, vite
100-180	Fruento, orzo, riso, patata
> 180	Mais, ulivo, pioppo 10-12° anno

Mentre i nitrati sono molto solubili e vengono facilmente dilavati dalle piogge, i sali di ammonio sono meno solubili e vengono fissati meglio dal terreno. Poiché l'azione dei batteri nitrificanti richiede un certo tempo, ne consegue che, mentre i nitrati sono concimi ad azione rapida che vanno dati in primavera, i concimi ammoniacali devono essere preferibilmente sparsi in autunno. Il solfato d'ammonio, messo in commercio con un titolo di azoto del 20-21%, è ottenuto in gran parte per neutralizzazione di acido solforico con ammoniaca ed anche per trattamento del gesso con ammoniaca e anidride carbonica. Il nitrato di ammonio costituisce il composto più impiegato in tutti i Paesi produttori di fertilizzanti (eccetto forse Italia e Inghilterra): esso viene usato come tale e in miscela (con solfato ammonico, con fosfato ammonico), ma ha l'inconveniente di un'elevata igroscopicità che rende difficile lo stoccaggio. Inoltre, il nitrato d'ammonio è suscettibile di detonazione per la sua sensibilità al calore e agli urti: questa però diminuisce se si mescola il nitrato d'ammonio con solfato ammonico o con carbonato di calcio, farina fossile, argilla. Il nitrato di calcio viene preferito in alcuni Paesi per la sua rapidità d'azione e per le caratteristiche di alcalinità, mentre incontra difficoltà in altri per il suo basso titolo (15,5% in azoto) che rende onerose le varie manipolazioni e il trasporto. Anch'esso è fortemente igroscopico. L'urea è un fertilizzante molto ricco, teoricamente ha il 46,6% di azoto; il prodotto per l'agricoltura di solito ne contiene circa il 45%. In Italia la sua produzione è cresciuta in maniera notevole negli ultimi decenni. I vantaggi del suo impiego derivano dall'alto titolo che fa diminuire i costi di trasporto, e di manipolazione, e lo rende utilissimo nella formazione di fertilizzanti complessi, dall'assenza di tossicità, di pericolosità e dalla relativa facilità di produzione. La calciocianamide trova discreto favore presso gli agricoltori solo in pochi Paesi (Italia, Germania, Giappone). Essa trova applicazione soprattutto nei terreni compatti, poveri di calce o argillosi; la presenza di sostanze colloidali nel terreno facilita la trasformazione in urea e l'utilizzazione da parte delle piante. A seguire, in tabella 2.3, si riportano i dati sulla quantità di concimi azotati distribuiti in Italia nel biennio 2006-2007.

Tabella 2.3. Fertilizzanti azotati distribuiti in Italia negli anni 2006-2007 espressi in quintali (fonte ISTAT)

TIPO DI FERTILIZZANTE	IN COMPLESSO			
	2006	2007	VARIAZIONI	
			ASSOLUTE	%
MINERALI SEMPLICI	16.103.522	16.224.016	120.494	0,7
CALCIOCIANAMIDE	124.031	143.866	19.835	16,0
NITRATI (nitrato ammonico+ nitrato di calcio)	5.707.168	5.606.719	-100.449	-1,8
SOLFATO AMMONICO	1.455.128	1.688.825	233.697	16,1
UREA	7.354.874	7.322.134	-32.740	-0,4
ALTRI	1.462.321	1.462.472	151	
ORGANICI SEMPLICI	1.764.686	2.076.884	312.198	17,7
ORGANOMINERALI SEMPLICI	152.690	234.521	81.831	53,6

In particolare, in Sardegna (anno 2007) è stato stimato un consumo pari a 275.923 q di fertilizzanti azotati semplici su un totale di concimi minerali, organici e organo minerali di 739.368 q.

Mineralizzazione dei reflui civili e zootecnici

Segue le stesse tappe viste per la mineralizzazione di materia organica nelle fonti naturali. L'azoto organico viene trasformato in ammoniaca e successivamente ossidato, dapprima in nitrito e successivamente in nitrato. Gli scarichi civili (fosse settiche e biologiche, pozzi neri, pozzi perdenti) contengono mediamente 20-30 mg/l di azoto (Chiesa 1994). Non sempre essi contengono nitrati, questi si formano in gran parte per reazioni aerobiche di nitrificazione, che spesso avvengono negli stessi impianti di depurazione e trattamento che normalmente rimuovono solo il 30% dell'azoto. Indicativamente si possono indicare le seguenti percentuali di forma d'azoto contenute nei reflui civili: 60% azoto ammoniacale, 35% azoto organico e 5% nitriti e nitrati.

Il Piano di Tutela delle Acque della Regione Sardegna stima in 12 g/abitante/giorno l'apporto di azoto dei reflui civili. Sempre nel PTA sono indicati i carichi potenziali di azoto derivanti da reflui zootecnici (tabella 2.4).

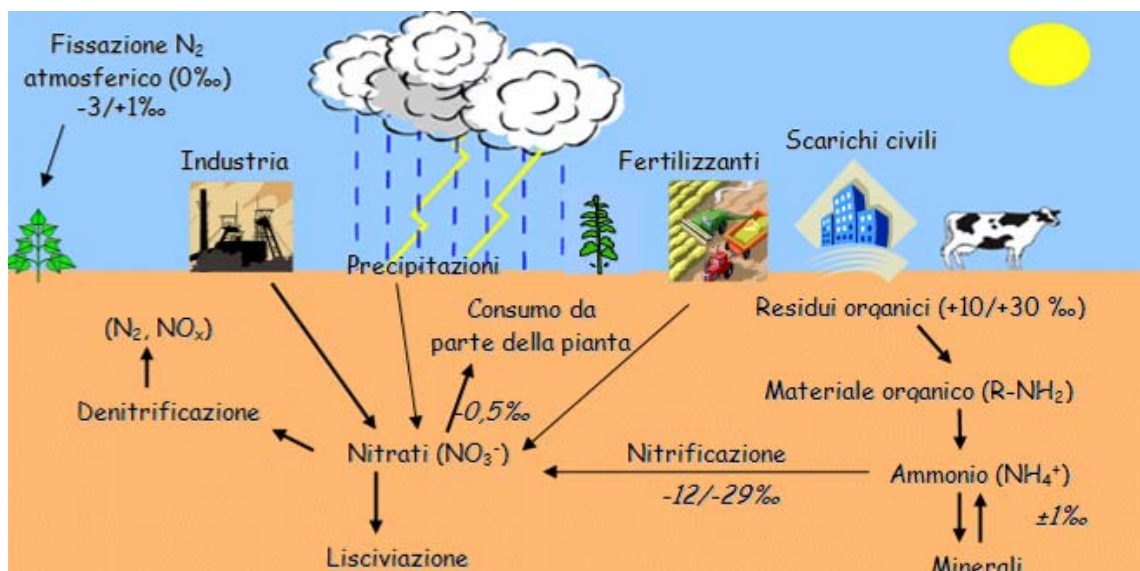
Tabella 2.4. Carichi zootecnici potenziali (tratto da PTA Sardegna)

Specie	Azoto prodotto (kg/animale/anno)
Bovini	54,8
Suini	11,3
Caprini-Ovini	4,9
Equini	62
Avicoli	0,48
Cunicoli	0,48

2.2.5. Denitrificazione

L'attenuazione del contenuto in nitrati, soprattutto nelle acque sotterranee, consiste di due meccanismi: la diluizione e la denitrificazione (figura 2.2).

Figura 2.2. Fonti e ciclo dell'azoto



Il primo è un processo fisico per cui diminuisce la concentrazione dell'inquinante ed è funzione degli apporti d'acqua. Il secondo è un vero e proprio processo di decontaminazione, consiste nella riduzione dei nitrati ad azoto molecolare gassoso e avviene per opera di microrganismi in assenza di ossigeno e con un substrato organico a disposizione. Gli esseri viventi traggono energia dall'ossidazione di composti organici, processo questo chiamato respirazione; normalmente l'accettore di elettroni è l'ossigeno ma in alcuni casi, in ambiente anossico, alcuni batteri sono capaci di utilizzare il nitrato e di eseguire una serie di due respirazioni metaboliche per cui lo ione è ridotto a nitrito, a ossido nitroso (N₂O) e quindi ad azoto molecolare gassoso che viene dunque rimosso dal terreno e dalle acque per finire in atmosfera. La maggior parte del nitrato è comunque ridotto ad ammoniaca da batteri fermentanti piuttosto che ad azoto molecolare dai denitrificanti. I batteri coinvolti nella denitrificazione si possono ricondurre a: *Pseudomonas*, *Thiobacillus*, *Paracoccus* e *Neisseria*.

2.3. Quadro legislativo europeo e nazionale

La tutela delle acque, in Italia, viene attualmente contemplata dal decreto legislativo 152/06 e dal D.Lgs. 30/09. La normativa definisce la disciplina generale per la tutela delle acque superficiali, marine e sotterranee, perseguendo, come obiettivi, la prevenzione, la riduzione dell'inquinamento ed il risanamento dei corpi idrici inquinati, il miglioramento dello stato delle acque e la protezione di quelle destinate a particolari usi (Articolo 1, comma 1). I decreti recepiscono, tra le altre, la Direttiva 91/676/CEE, relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole, in cui si rileva che i nitrati così originati sono la causa principale dell'inquinamento derivante da fonti diffuse e che, per tutelare la salute umana, le risorse ambientali e per salvaguardare gli usi legittimi dell'acqua è necessario ridurlo.

Già nel quarto Programma d'Azione delle Comunità Europee in materia ambientale (1987), veniva presentata una proposta di direttiva sul controllo e sulla riduzione dell'inquinamento idrico risultante dallo spandimento e dallo scarico di deiezioni del bestiame o dall'uso eccessivo dei fertilizzanti, pratiche ritenute le principali responsabili di questo tipo di contaminazione: da questa proposta nasce la Direttiva 676/91 del 12 dicembre 1991, relativa alla Protezione delle Acque dall'Inquinamento da Nitrati provenienti da fonti agricole. La direttiva imponeva agli Stati membri la designazione, entro due anni dall'entrata in vigore, delle Zone Vulnerabili da Nitrati (ZVN) note all'interno del loro territorio, prevedendo un riesame periodico di tali aree almeno ogni quattro anni. Sempre entro due anni dall'entrata in vigore della direttiva, si dovevano predisporre uno o più Codici di Buona Pratica Agricola ed, eventualmente, programmi comprensivi di disposizioni per la formazione e l'informazione degli agricoltori. Entro due anni dalla prima designazione, gli Stati membri dovevano fissare dei Programmi d'Azione per le Zone Vulnerabili, da attuare entro quattro anni dalla loro fissazione. Inoltre veniva fissato a 170 kg/ha/anno il quantitativo massimo di azoto da effluenti distribuibile sui terreni e si davano indicazioni sulle modalità di determinazione della quantità massima di fertilizzante da distribuire sulla base del bilancio dell'azoto. La direttiva è stata recepita in Italia mediante la Legge 146 del 22 febbraio 1994 (Disposizioni per l'adempimento di obblighi derivanti dall'appartenenza dell'Italia alle Comunità Europee). Con il D.M. del 19 aprile 1999, che segna l'approvazione del Codice di Buona Pratica Agricola, sono state in parte colmate alcune lacune. Il successivo Decreto Legislativo 11 maggio 1999 n. 152 (Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 676/91 relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento da nitrati provenienti da fonti agricole), sancisce la prima individuazione delle Zone Vulnerabili ai nitrati sul territorio italiano, attribuendo facoltà alle Regioni di individuarne di ulteriori. Viene, inoltre, conferito alle Regioni il compito di predisporre, entro un anno dall'entrata in vigore del suddetto decreto, i Programmi d'Azione obbligatori basati sulle indicazioni del Codice da attuare all'interno delle Zone Vulnerabili individuate. Tali Programmi dovevano essere rivisti almeno una volta ogni quattro anni, così come la designazione stessa delle Zone Vulnerabili. L'Italia non ha dato seguito alle prescrizioni: l'inadempienza ha comportato una condanna da parte della Corte di Giustizia Europea alla fine del 2001, dovuta al fatto che le istituzioni nazionali e regionali non hanno applicato correttamente la direttiva. Conseguentemente, alcune Regioni italiane hanno proceduto alla delimitazione delle aree vulnerabili e alla predisposizione dei Programmi di Azione. Infine, con il D.Lgs. 3 aprile 2006 n. 152 (Norme in materia ambientale) vengono riviste le Zone Vulnerabili e si impone alle Regioni di definire o di rivedere, se già posti in essere, i Programmi d'Azione entro un anno dall'entrata in vigore dello stesso decreto: in questo modo viene data piena attuazione alla direttiva nitrati. Attualmente la normativa di riferimento consiste sostanzialmente di tre Direttive a livello europeo (676/91, 60/2000 e 118/2006) e tre Decreti legge a livello nazionale italiano (31/2001, 152/2006, 30/2009).

2.3.1. La Direttiva nitrati 676/91

La direttiva 676/91, evidenziando come negli anni si vi sia stato l'aumento del contenuto di nitrati nelle acque comunitarie, indica come maggiore responsabile le attività connesse con le pratiche agricole e detta regole in fatto di: individuazione delle zone vulnerabili, metodi di controllo, analisi e relative misure di protezione e di miglioramento dello stato delle acque. In sostanza, gli stati membri, entro 2 anni, sono tenuti a: individuare tutte le zone note vulnerabili, ovvero acque già inquinate o suscettibili di inquinamento da nitrati; revisionarle almeno ogni 4 anni; fissare uno o più codici di buona pratica agricola; fissare programmi d'azione riguardo le zone vulnerabili comprendenti misure vincolanti da attuarsi entro 4 anni dalla fissazione; consegnare una relazione, ogni quadriennio,



contenente dati riguardanti la localizzazione, la qualità delle acque, le previsioni e le misure adottate. I programmi d'azione tengono conto dei dati scientifici e tecnici e delle condizioni ambientali. Si tratta di scegliere dei punti di controllo appropriati e valutare il contenuto di nitrati sia per acque superficiali che per acque sotterranee. La designazione delle zone vulnerabili avviene misurando il contenuto in nitrati nelle acque dolci per un anno (una volta al mese o più frequentemente nei periodi di piena per le acque superficiali, a intervalli regolari per le acque sotterranee). Vengono escluse le stazioni nelle quali il contenuto di nitrati risulta inferiore a 25 mg/l. Sono, dunque, considerate zone vulnerabili tutte le acque nelle quali si rilevi, o potrebbero essere rilevati in futuro, quantitativi uguali o superiori a 50 mg/l di nitrati (limite stabilito per legge). Nell'attuazione delle misure dei programmi d'azione si fa soprattutto riferimento alle limitazioni nell'uso di fertilizzanti azotati siano questi naturali o di produzione industriale, e nelle limitazioni agli spandimenti di letame, che non devono superare i 170 Kg/ha/anno (in contenuto di azoto) per le zone vulnerabili, prevedendo appropriate dimensioni dei depositi degli effluenti, i periodi e le procedure di applicazione nel rispetto dei codici di buona pratica agricola e tenendo conto delle condizioni climatiche, pedologiche e di uso del suolo.

2.3.2. La Direttiva quadro in materia di acque 60/2000

La direttiva quadro stabilisce che: l'acqua non è un prodotto commerciale al pari degli altri, bensì un patrimonio che va protetto, difeso e trattato come tale. Stabilisce, inoltre, che gli Stati membri dovrebbero cercare di raggiungere almeno l'obiettivo di un buono stato delle acque, definendo e attuando le misure necessarie nell'ambito di programmi integrati di misure, nell'osservanza dei vigenti requisiti comunitari. Ove le acque abbiano già raggiunto un buono stato, si dovrebbe mantenere tale situazione. Per le acque sotterranee, oltre ai requisiti di un buono stato, si dovrebbe identificare e correggere qualsiasi tendenza significativa e prolungata all'aumento della concentrazione di sostanze inquinanti. A tal proposito e per questo studio in particolare si definiscono "acque sotterranee" - tutte le acque che si trovano sotto la superficie del suolo nella zona di saturazione e a contatto diretto con il suolo o il sottosuolo; "falda acquifera" - uno o più strati sotterranei di roccia o altri strati geologici di porosità e permeabilità sufficiente da consentire un flusso significativo di acque sotterranee o l'estrazione di quantità significative di acque sotterranee; "corpo idrico sotterraneo" - un volume distinto di acque sotterranee contenute da una o più falde acquifere; "buono stato chimico delle acque sotterranee" - stato chimico di un corpo idrico sotterraneo che risponde a tutte le condizioni di cui alla tabella 2.3.2 dell'allegato V (tabella 2.5)

Tabella 2.5. Definizione di stato buono (Direttiva Quadro in materia di acque)

Elementi	Stato buono
Generali	La composizione del corpo idrico sotterraneo è tale che le concentrazioni di inquinanti: <ul style="list-style-type: none">- Non presentano effetti di intrusione salina o di altro tipo- Non superano gli standard di qualità applicabili ai sensi di altri atti normativi comunitari, ai sensi dell'art. 17- Non sono tali da impedire il conseguimento degli obiettivi ambientali di cui all'art. 4 per le acque superficiali connesse ne da comportare un deterioramento significativo della qualità ecologica o chimica di tali corpi ne da recare danni significativi agli ecosistemi terrestri direttamente dipendenti dal corpo idrico sotterraneo
Conduttività	Le variazioni di conduttività non indica intrusioni saline o di altro tipo nel corpo idrico sotterraneo

Nei corpi idrici sotterranei selezionati il monitoraggio riguarda tutti i fondamentali parametri seguenti:

- tenore di ossigeno;
- valore del pH;
- conduttività;
- nitrati;
- ione ammonio.

Inoltre nei piani di gestione dei bacini idrografici, per quanto concerne le acque sotterranee, sono

previsti:

- rappresentazione cartografica dell'ubicazione e del perimetro dei corpi idrici sotterranei;
- stime dell'inquinamento da fonti puntuali;
- stime sull'inquinamento da fonti diffuse con sintesi di utilizzazione del suolo;
- stime delle pressioni sullo stato quantitativo (estrazioni comprese);
- analisi degli altri impatti antropici;
- mappa delle reti di monitoraggio e rappresentazione cartografica dei programmi di monitoraggio effettuati a norma di dette disposizioni per verificare lo stato chimico e quantitativo.

2.3.3. La Direttiva 2006/118/CE relativa alla protezione dall'inquinamento e dal degrado delle acque sotterranee

Definisce i nitrati (assieme ai fosfati) come sostanze inquinanti che contribuiscono all'eutrofizzazione. Questa direttiva risulta più specifica in quanto istituisce misure specifiche per prevenire e controllare l'inquinamento delle acque sotterranee, ai sensi dell'articolo 17, paragrafi 1 e 2, della direttiva 2000/60/CE. Queste misure comprendono in particolare:

- criteri per valutare il buono stato chimico delle acque sotterranee;
- criteri per individuare e invertire le tendenze significative e durature all'aumento e per determinare i punti di partenza per le inversioni di tendenza.

Ai fini della valutazione dello stato chimico di un corpo o gruppo di corpi idrici sotterranei, in conformità dell'allegato V - punto 2.3 della direttiva 2000/60/CE, gli Stati membri utilizzano i seguenti criteri:

- le norme di qualità delle acque sotterranee di cui all'allegato I (che per i nitrati prevede un valore massimo di 50 mg/l);
- i valori soglia che devono essere stabiliti dagli Stati membri secondo la procedura descritta nell'allegato II, parte A, per gli inquinanti, i gruppi di inquinanti e gli indicatori di inquinamento che, all'interno del territorio di uno Stato membro, sono stati individuati come fattori che contribuiscono alla caratterizzazione di corpi o gruppi di corpi idrici sotterranei come a rischio, tenuto conto almeno dell'elenco contenuto nell'allegato II, parte B.

2.3.4. Il D.Lgs. 31/2001 relativo alla qualità delle acque destinate al consumo umano

Disciplina la qualità delle acque destinate al consumo umano al fine di proteggere la salute umana dagli effetti negativi derivanti dalla contaminazione delle acque, garantendone la salubrità e la pulizia. Fornisce parametri relativi ai valori limite per la dichiarazione di conformità al consumo umano.

2.3.5. Il D.Lgs. 152/2006 recante norme in materia ambientale (parte terza norme in materia di difesa del suolo e lotta alla desertificazione, di tutela delle acque dall'inquinamento e di gestione delle risorse idriche)

Riprendendo le definizioni della normativa europea di riferimento, assegna le competenze ai vari organismi pubblici, enti e altri soggetti. Definisce i vari bacini idrografici presenti nel territorio italiano. In particolare alla II sezione della III parte e all'allegato 7 vengono ripresi i punti già visti nella normativa europea riguardanti l'individuazione delle aree vulnerabili e loro revisione. Vengono quindi individuate le ZVN tenendo conto dei carichi (specie animali, intensità e tipologia di allevamento e dei reflui, modalità di applicazione al terreno, fertilizzazione in uso e colture) e dei fattori ambientali. I fattori ambientali dipendono dalle caratteristiche litostrutturali, idrogeologiche e idrodinamiche, dalle capacità di attenuazione del suolo, dalle caratteristiche climatiche e idrologiche, dall'ordinamento colturale e dalle pratiche agricole. Infine stabilisce le limitazioni già note riguardo il quantitativo massimo permesso di azoto che si attesta su 170 kg/ha/anno.

Sono riportati, in sintesi, i più importanti aspetti del Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152, relativi



alla vulnerabilità all'inquinamento delle acque sotterranee. Il Decreto disciplina, in attuazione della Legge 15/12/2004, n. 308, le materie seguenti:

- nella parte seconda, le procedure per la valutazione ambientale strategica (VAS), per la valutazione d'impatto ambientale (VIA) e per l'autorizzazione ambientale integrata (IPPC);
- nella parte terza, la difesa del suolo e la lotta alla desertificazione, la tutela delle acque dall'inquinamento e la gestione delle risorse idriche;
- nella parte quarta, la gestione dei rifiuti e la bonifica dei siti contaminati;
- nella parte quinta, la tutela dell'aria e la riduzione delle emissioni in atmosfera;
- nella parte sesta, la tutela risarcitoria contro i danni dell'ambiente.

Il presente Decreto Legislativo ha come obiettivo primario la promozione dei livelli di qualità della vita umana, da realizzare attraverso la salvaguardia ed il miglioramento delle condizioni dell'ambiente e l'utilizzazione accorta e razionale delle risorse naturali (Art. 2, comma 1).

L'ambito di applicazione da considerare, per il raggiungimento degli obiettivi esposti nella premessa, è presente nella parte terza e riguarda la difesa del suolo e la lotta alla desertificazione, la tutela delle acque dall'inquinamento e la gestione delle risorse idriche (Art. 1, comma 1, lettera b).

Le finalità della sezione I (norme in materia di difesa del suolo e lotta alla desertificazione) sono volte ad assicurare la tutela ed il risanamento del suolo e del sottosuolo, il risanamento idrogeologico del territorio tramite la prevenzione dei fenomeni di dissesto, la messa in sicurezza delle situazioni a rischio e la lotta alla desertificazione (Art. 53, comma 1).

La sezione II si riferisce alla tutela delle acque dall'inquinamento e nel titolo I (principi generali e competenze) persegue le seguenti finalità (Art. 73, comma 1, 2):

- prevenire e ridurre l'inquinamento e attuare il risanamento dei corpi idrici inquinati;
- conseguire il miglioramento dello stato delle acque ed adeguate protezioni di quelle destinate a particolari usi;
- perseguire usi sostenibili e durevoli delle risorse idriche, con priorità per quelle potabili;
- mantenere la capacità naturale di autodepurazione dei corpi idrici, nonché la capacità di sostenere comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate;
- mitigare gli effetti delle inondazioni e della siccità contribuendo quindi a:
 1. garantire una fornitura sufficiente di acque superficiali e sotterranee di buona qualità per un utilizzo idrico sostenibile, equilibrato ed equo;
 2. ridurre in modo significativo l'inquinamento delle acque sotterranee;
 3. proteggere le acque territoriali e marine e realizzare gli obiettivi degli accordi internazionali in materia, compresi quelli miranti a impedire ed eliminare l'inquinamento dell'ambiente marino, allo scopo di eliminare gradualmente gli scarichi, le emissioni e le perdite di sostanze pericolose prioritarie al fine ultimo di pervenire a concentrazioni, nell'ambiente marino, vicine ai valori del fondo naturale per le sostanze presenti in natura e vicine allo zero per le sostanze sintetiche antropogeniche;
- impedire un ulteriore deterioramento, proteggere e migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici, degli ecosistemi terrestri e delle zone umide direttamente dipendenti dagli ecosistemi acquatici sotto il profilo del fabbisogno idrico.

Il raggiungimento degli obiettivi indicati precedentemente si realizza attraverso i seguenti strumenti:

- l'individuazione di obiettivi di qualità ambientale e per specifica destinazione dei corpi idrici;
- la tutela integrata degli aspetti qualitativi e quantitativi nell'ambito di ciascun distretto idrografico ed un adeguato sistema di controlli e di sanzioni;
- il rispetto dei valori limite agli scarichi fissati dallo Stato, nonché la definizione di valori limite in relazione agli obiettivi di qualità del corpo recettore;

- l'adeguamento dei sistemi di fognatura, collettamento e depurazione degli scarichi idrici, nell'ambito del servizio idrico integrato;
- l'individuazione di misure per la prevenzione e la riduzione dell'inquinamento nelle zone vulnerabili e nelle aree sensibili;
- l'individuazione di misure tese alla conservazione, al risparmio, al riutilizzo ed al riciclo delle risorse idriche;
- l'adozione di misure per la graduale riduzione degli scarichi, delle emissioni e di ogni altra fonte di inquinamento diffuso contenente sostanze pericolose o per la graduale eliminazione degli stessi allorché contenenti sostanze pericolose prioritarie, contribuendo a raggiungere nell'ambiente marino concentrazioni vicine ai valori del fondo naturale per le sostanze presenti in natura e vicine allo zero per le sostanze sintetiche antropogeniche;
- l'adozione delle misure volte al controllo degli scarichi e delle emissioni nelle acque superficiali secondo un approccio combinato.
- Il Titolo II (Obiettivi di qualità), nel Capo I (Obiettivo di qualità ambientale e obiettivo di qualità per specifica destinazione) al fine della tutela e del risanamento delle acque superficiali e sotterranee individua gli obiettivi minimi di qualità ambientale per i corpi idrici significativi (Art. 76, comma 1).

L'obiettivo di qualità ambientale è definito in funzione della capacità dei corpi idrici di mantenere i processi naturali di autodepurazione e di supportare comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate (Art. 76, comma 2).

Il Titolo III (Tutela dei corpi idrici e tutela degli scarichi) prende in considerazione, nel Capo I, le aree richiedenti specifiche misure di prevenzione dall'inquinamento e di risanamento.

Nello specifico, l'Art. 92 si occupa delle Zone Vulnerabili da Nitrati di origine agricola.

L'allegato principale preso in considerazione è l'ALLEGATO 7, parte A, "zone vulnerabili da nitrati di origine agricola".

2.3.5.1. Programma ZVN nel D.Lgs. 152/06

PARTE A I

CRITERI PER L'INDIVIDUAZIONE DELLE ZONE VULNERABILI

Si considerano zone vulnerabili le zone di territorio che scaricano direttamente o indirettamente composti azotati in acque già inquinate o che potrebbero esserlo in conseguenza di tali scarichi.

Tali acque sono individuate in base dei seguenti criteri:

- la presenza di nitrati o la loro possibile presenza ad una concentrazione superiore a 50 mg/l (espressi come NO₃) nelle acque dolci superficiali, in particolare quelle destinate alla produzione di acqua potabile, se non si interviene ai sensi dell'articolo 19;
- la presenza di nitrati o la loro possibile presenza ad una concentrazione superiore a 50 mg/l (espressi come NO₃) nelle acque dolci sotterranee, se non si interviene ai sensi dell'articolo 19;
- la presenza di eutrofizzazione oppure la possibilità del verificarsi di tale fenomeno nell'immediato futuro nei laghi naturali di acque dolci o altre acque dolci, estuari, acque costiere e marine, se non si interviene ai sensi dell'articolo 19.

Nell'individuazione delle zone vulnerabili, le Regioni tengono conto pertanto:

- delle caratteristiche fisiche e ambientali delle acque e dei terreni che determinano il comportamento dei nitrati nel sistema acqua/terreno;
- del risultato conseguibile attraverso i programmi d'azione adottati;
- delle eventuali ripercussioni che si avrebbero nel caso di mancato intervento ai sensi dell'art. 19.



CONTROLLI DA ESEGUIRE AI FINI DELLA REVISIONE DELLE ZONE VULNERABILI

Ai fini di quanto disposto dal comma 4 dell'articolo 19, la concentrazione dei nitrati deve essere controllata per il periodo di durata pari almeno ad un anno:

- nelle stazioni di campionamento previste per la classificazione dei corpi idrici sotterranei e superficiali individuate secondo quanto previsto dall'Allegato 1 al decreto;
- nelle altre stazioni di campionamento previste al Titolo II Capo II relativo al controllo delle acque destinate alla produzione di acque potabili, almeno una volta al mese e più frequentemente nei periodi di piena;
- nei punti di prelievo, controllati ai sensi del D.P.R. 236/88, delle acque destinate al consumo umano.

Il controllo va ripetuto almeno ogni quattro anni. Nelle stazioni dove si è riscontrata una concentrazione di nitrati inferiore a 25 mg/l (espressi come NO₃) il programma di controllo può essere ripetuto ogni otto anni, purché non si sia manifestato alcun fattore nuovo che possa aver incrementato il tenore dei nitrati.

Ogni quattro anni è sottoposto a riesame lo stato eutrofico delle acque dolci superficiali, di transizione e costiere, adottando di conseguenza i provvedimenti del caso.

Nei programmi di controllo devono essere applicati i metodi di misura di riferimento previsti al successivo punto.

METODI DI RIFERIMENTO

CONCIMI CHIMICI

Il metodo di analisi dei composti dell'azoto è stabilito in conformità al D.M. 19 luglio 1989 - Approvazione dei metodi ufficiali di analisi per i fertilizzanti.

ACQUE DOLCI, ACQUE COSTIERE E ACQUE MARINE

Il metodo di analisi per la rilevazione della concentrazione di nitrati è la spettrofotometria di assorbimento molecolare. I laboratori che utilizzano altri metodi di misura devono accertare la comparabilità dei risultati ottenuti.

PARTE A II

ASPETTI METODOLOGICI

L'individuazione delle zone vulnerabili viene effettuata tenendo conto dei carichi (specie animali allevate, intensità degli allevamenti e loro tipologia, tipologia dei reflui che ne derivano e modalità di applicazione al terreno, coltivazioni e fertilizzazioni in uso) nonché dei fattori ambientali che possono concorrere a determinare uno stato di contaminazione.

Tali fattori dipendono:

- dalla vulnerabilità intrinseca delle formazioni acquifere ai fluidi inquinanti (caratteristiche litostrostrutturali, idrogeologiche e idrodinamiche del sottosuolo e degli acquiferi);
- dalla capacità di attenuazione del suolo nei confronti dell'inquinante (caratteristiche di tessitura, contenuto di sostanza organica ed altri fattori relativi alla sua composizione e reattività chimico-biologica);
- dalle condizioni climatiche e idrologiche;
- dal tipo di ordinamento colturale e dalle relative pratiche agronomiche.

Gli approcci metodologici di valutazione della vulnerabilità richiedono un'adeguata ed omogenea base di dati e a tal proposito si osserva che sul territorio nazionale sono presenti:



- aree per cui sono disponibili notevoli conoscenze di base e già è stata predisposta una mappatura della vulnerabilità a scala di dettaglio sia con la metodologia CNR-GNDCI (Gruppo Nazionale per la Difesa dalle Catastrofi Idrogeologiche) che con sistemi parametrici;
- aree nelle quali, pur mancando studi e valutazioni di vulnerabilità sono disponibili dati sufficienti per effettuare un'indagine di carattere orientativo e produrre un elaborato cartografico a scala di riconoscimento;
- aree in cui le informazioni sono molto carenti o frammentarie ed è necessario ricorrere ad una preventiva raccolta di dati al fine di applicare le metodologie di base studiate in ambito CNR-GNDCI.

Al fine di individuare sull'intero territorio nazionale le zone vulnerabili ai nitrati si ritiene opportuno procedere ad un'indagine preliminare di riconoscimento, che deve essere in seguito revisionata sulla base di aggiornamenti successivi conseguenti anche ad eventuali ulteriori indagini di maggiore dettaglio.

INDAGINE PRELIMINARE DI RICONOSCIMENTO

La scala cartografica di rappresentazione prescelta è 1:250.000 su base topografica preferibilmente informatizzata.

Obiettivo dell'indagine di riconoscimento è l'individuazione delle porzioni di territorio dove le situazioni pericolose per le acque sotterranee sono particolarmente evidenti. In tale fase dell'indagine non è necessario separare più classi di vulnerabilità.

In prima approssimazione i fattori critici da considerare nell'individuazione delle zone vulnerabili sono:

- presenza di un acquifero libero o parzialmente confinato (ove la connessione idraulica con la superficie è possibile) e, nel caso di rocce litoidi fratturate, presenza di un acquifero a profondità inferiore a 50 m. da raddoppiarsi in zona a carsismo evoluto;
- presenza di una litologia di superficie e dell'insaturo prevalentemente permeabile (sabbia, ghiaia o litotipi fratturati);
- presenza di suoli a capacità di attenuazione tendenzialmente bassa (ad es. suoli prevalentemente sabbiosi, o molto ghiaiosi, con basso tenore di sostanza organica, poco profondi);
- presenza di situazioni accertate di compromissioni qualitative delle acque sotterranee dovuta a fattori antropici di origine prevalentemente agricola o zootecnica.

La concomitanza delle condizioni sopra esposte identifica le situazioni di maggiore vulnerabilità.

Vengono escluse dalle zone vulnerabili le situazioni in cui la natura dei corpi rocciosi impedisce la formazione di un acquifero o dove esiste una protezione determinata da un orizzonte scarsamente permeabile purché continuo.

L'indagine preliminare di riconoscimento delle zone vulnerabili viene effettuata:

- per le zone ove è già disponibile una mappatura a scala di dettaglio o di sintesi, mediante accorpamento delle aree classificate ad alta, elevata ed estremamente elevata vulnerabilità;
- per le zone dove non è disponibile una mappatura ma esistono sufficienti informazioni geopedologico-ambientali, mediante il metodo di valutazione di zonazione per aree omogenee (metodo CNR-GNDCI) o al metodo parametrico;
- per le zone dove non esistono sufficienti informazioni, mediante dati esistenti e/o rapidamente acquisibili e applicazione del metodo CNR-GNDCI, anche ricorrendo a criteri di similitudine.

AGGIORNAMENTI SUCCESSIVI

L'indagine preliminare di riconoscimento può essere suscettibile di sostanziali approfondimenti e aggiornamenti sulla base di nuove indicazioni tra cui, in primo luogo, i dati provenienti da attività di monitoraggio che consentono una caratterizzazione e una delimitazione più precisa delle aree vulnerabili.



Con il supporto delle ARPA, ove costituite, deve essere avviata una indagine finalizzata alla stesura di una cartografia di maggiore dettaglio (1:50.000-100.000) per convogliare la maggior parte delle risorse tecnico-scientifiche sullo studio delle zone più problematiche.

Obiettivo di questa indagine è l'individuazione dettagliata della "vulnerabilità specifica" degli acquiferi e in particolare delle classi di grado più elevato. Si considerano, pertanto, i fattori inerenti la "vulnerabilità intrinseca" degli acquiferi e la capacità di attenuazione del suolo, dell'insaturo e dell'acquifero.

Il prodotto di tale indagine può essere soggetto ad aggiornamenti sulla base di nuove conoscenze e dei risultati della sperimentazione. E' opportuno gestire i dati raccolti mediante un sistema GIS.

Le amministrazioni possono comunque intraprendere studi di maggior dettaglio quali strumenti di previsione e di prevenzione dei fenomeni di inquinamento. Questi studi sono finalizzati alla valutazione della vulnerabilità e dei rischi presenti in siti specifici (campi, pozzi, singole aziende, comprensori, ecc.), all'interno delle più vaste aree definite come vulnerabili, e possono permettere di indicare con maggiore definizione le eventuali misure da adottare nel tempo e nello spazio.

PARTE A III

ZONE VULNERABILI DESIGNATE

In fase di prima attuazione sono designate vulnerabili all'inquinamento da nitrati provenienti da fonti agricole le seguenti zone:

- quelle già individuate dalla Regione Lombardia con il regolamento attuativo della legge regionale dicembre 1993, n. 37;
- quelle già individuate dalla Regione Emilia Romagna con la deliberazione del Consiglio regionale del 11 febbraio 1997, n. 570;
- la zona delle conoidi delle province di Modena, Reggio Emilia e Parma;
- l'area dichiarata a rischio di crisi ambientale di cui all'articolo 6 della legge 29 agosto 1989, n. 305, del bacino Burana Po di Volano della provincia di Ferrara;
- l'area dichiarata a rischio di crisi ambientale di cui all'articolo 6 della legge 28 agosto 1989, n. 305, dei bacini dei fiumi Fissero, Canal Bianco e PO di Levante (della regione Veneto).

Tale elenco viene aggiornato, su proposta delle Regioni interessate, sulla base dei rilevamenti e delle indagini svolte.

PARTE A IV

INDICAZIONI E MISURE PER I PROGRAMMI D'AZIONE

I programmi d'azione sono obbligatori per le zone vulnerabili e tengono conto dei dati scientifici e tecnici disponibili, con riferimento principalmente agli apporti azotati rispettivamente di origine agricola o di altra origine, nonché delle condizioni ambientali locali.

I programmi d'azione includono misure relative a:

- i periodi in cui è proibita l'applicazione al terreno di determinati tipi di fertilizzanti;
- la capacità dei depositi per effluenti di allevamento; tale capacità deve superare quella necessaria per l'immagazzinamento nel periodo più lungo, durante il quale è proibita l'applicazione al terreno di effluenti nella zona vulnerabile, salvo i casi in cui sia dimostrato all'autorità competente che qualsiasi quantitativo di effluente superiore all'effettiva capacità d'immagazzinamento verrà gestito senza causare danno all'ambiente;
- la limitazione dell'applicazione al terreno di fertilizzanti conformemente alla buona pratica agricola e in funzione delle caratteristiche della zona vulnerabile interessata; in particolare si deve tener conto:

1. delle condizioni, del tipo e della pendenza del suolo;
2. delle condizioni climatiche, delle precipitazioni e dell'irrigazione;
3. dell'uso del terreno e delle pratiche agricole, inclusi i sistemi di rotazione e di avvicendamento colturale.

Le misure si basano sull'equilibrio tra il prevedibile fabbisogno di azoto delle colture, e l'apporto di azoto proveniente dal terreno e dalla fertilizzazione, corrispondente:

- alla quantità di azoto presente nel terreno nel momento in cui la coltura comincia ad assorbirlo in misura significativa (quantità rimanente alla fine dell'inverno);
- all'apporto di composti di azoto provenienti dalla mineralizzazione netta delle riserve di azoto organico presenti nel terreno;
- all'aggiunta di composti di azoto provenienti da effluenti di allevamento;
- all'aggiunta di composti di azoto provenienti da fertilizzanti chimici e da altri fertilizzanti.

I programmi di azione devono contenere almeno le indicazioni riportate nel Codice di Buona Pratica Agricola, ove applicabili.

Le misure devono garantire che, per ciascuna azienda o allevamento, il quantitativo di effluente zootecnico sparso sul terreno ogni anno, compreso quello depositato dagli animali stessi, non superi un apporto pari a 170 kg di azoto per ettaro.

Tuttavia per i primi due anni del programma di azione il quantitativo di effluente utilizzabile può essere elevato fino ad un apporto corrispondente a 210 kg di azoto per ettaro. I predetti quantitativi sono calcolati sulla base del numero e delle categorie degli animali.

Ai fini del calcolo degli apporti di azoto provenienti dalle diverse tipologie di allevamento si terrà conto delle indicazioni contenute nel decreto del Ministero delle politiche agricole e forestali di cui all'articolo 39, comma 2, del presente decreto.

Durante e dopo i primi quattro anni di applicazione del programma d'azione le Regioni in casi specifici non possono fare istanza al Ministero dell'ambiente per lo spargimento di quantitativi di effluenti di allevamento diversi da quelli sopra indicati, ma tali da non compromettere le finalità di cui all'articolo 1, da motivare e giustificare in base a criteri obiettivi relativi alla gestione del suolo e delle colture, quali:

- stagioni di crescita prolungate;
- colture con grado elevato di assorbimento di azoto,
- terreni con capacità eccezionalmente alta di denitrificazione.

Il Ministero dell'ambiente, acquisito il parere favorevole della Commissione europea, che lo rende sulla base delle procedure previste all'articolo 9 della direttiva 91/676/CEE, può concedere lo spargimento di tali quantitativi.

2.3.6. Decreto Legislativo 16 marzo 2009, n. 30

Il D.Lgs. 30/09 integra le disposizioni intese a prevenire o limitare le immissioni di inquinanti nelle acque sotterranee, già previste nel D.Lgs. 152/06 e mira a prevenire il deterioramento dello stato di qualità di tutti i corpi idrici sotterranei.

Ai fini del raggiungimento o del mantenimento del buono stato delle acque sotterranee, entro il 22 dicembre 2015, ovvero dell'attuazione delle disposizioni di cui all'articolo 76 del decreto legislativo 152/2006, il D.Lgs. 30/09 si applica ai corpi idrici sotterranei, ivi comprese le acque di prima falda, identificati sulla base dei criteri tecnici riportati nell'Allegato 1 del decreto e definisce misure specifiche per prevenire e controllare l'inquinamento ed il depauperamento delle acque sotterranee, quali:

- criteri per l'individuazione e la caratterizzazione dei corpi idrici sotterranei;



- standard di qualità per alcuni parametri e valori soglia per altri parametri necessari alla valutazione del buono stato chimico delle acque sotterranee;
- criteri per individuare e invertire le tendenze significative e durature all'aumento dell'inquinamento e per determinare i punti di partenza per le inversioni di tendenza;
- criteri per la classificazione dello stato quantitativo;
- modalità per la definizione dei programmi di monitoraggio quali-quantitativo.

Quanto sopra è finalizzato al raggiungimento degli obiettivi di qualità ambientale previsti dal D.Lgs.152/06 (articoli 76 e 77). In particolare, si ricorda che, al fine della tutela e del risanamento delle acque superficiali e sotterranee, la parte terza di tale decreto individua gli obiettivi minimi di qualità ambientale per i corpi idrici significativi e gli obiettivi di qualità per specifica destinazione per i corpi idrici, da garantirsi su tutto il territorio nazionale. L'obiettivo di qualità ambientale è definito in funzione della capacità dei corpi idrici di mantenere i processi naturali di autodepurazione e di supportare comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate. L'obiettivo di qualità per specifica destinazione individua lo stato dei corpi idrici idoneo ad una particolare utilizzazione da parte dell'uomo, alla vita dei pesci e dei molluschi. Il raggiungimento di tali obiettivi è di competenza delle Regioni secondo le indicazioni dell'articolo 77 di detto D.Lgs. 152/2006. Di seguito, un sunto di quanto riportato negli Allegati più significativi.

Allegato 1 - Identificazione e caratterizzazione dei corpi idrici sotterranei

L'identificazione dei complessi idrogeologici e quindi degli acquiferi rappresenta la fase propedeutica all'identificazione dei corpi idrici sotterranei, necessaria al fine dell'attuazione del decreto.

Sulla base dei criteri generali univoci utili per giungere alla definizione dei corpi idrici sotterranei, sono state definite sette tipologie di complessi idrogeologici, partendo dalla Carta delle risorse idriche sotterranee di Mouton che costituisce il quadro di riferimento nazionale omogeneo. Tali tipologie sono state definite tenendo in considerazione gli elementi caratterizzanti i complessi idrogeologici (litologia e assetto idrogeologico) e i parametri descrittivi come la produttività, la facies idrochimica, i contaminanti naturali, la vulnerabilità e l'impatto antropico.

Le tipologie sono le seguenti:

- DQ – Alluvioni delle depressioni quaternarie;
- AV – Alluvioni vallive;
- CA – Calcari;
- VU – Vulcaniti;
- DET – Formazioni detritiche degli altipiani plio-quaternarie;
- LOC – Acquiferi locali;
- STE – Formazioni sterili.

Tali tipologie di Complessi Idrogeologici rappresentano il quadro ove ricollocare gli acquiferi e, successivamente, i corpi idrici sotterranei.

L'identificazione degli acquiferi è effettuata sulla base di 2 criteri: flusso significativo (la variazione del flusso di acqua sotterranea causa una diminuzione significativa nella qualità ecologica di un corpo idrico superficiale o di un ecosistema terrestre direttamente dipendente) e quantità significativa (è possibile prelevare in media più di 50 m³/giorno o la quantità prelevabile è sufficiente per 50 persone); se uno o entrambi i criteri sono soddisfatti, gli strati geologici sono da considerarsi acquifero.

La delimitazione dei corpi idrici sotterranei deve assicurare che vengano raggiunti gli obiettivi di qualità ambientale di cui all'articolo 76 del decreto legislativo 152/2006 ed una descrizione appropriata dello stato chimico e quantitativo delle acque sotterranee.

I corpi idrici devono essere delimitati in modo da permettere una descrizione appropriata ed affidabile dello stato quantitativo e chimico delle acque sotterranee.



La valutazione dello stato quantitativo è facilitata se i corpi idrici sotterranei sono delimitati in modo tale che qualsiasi flusso di acqua sotterranea da un corpo idrico ad un altro è talmente piccolo da poter essere trascurato nei calcoli dei bilanci idrici oppure può essere stimato con sufficiente precisione.

Le Regioni devono tenere conto delle caratteristiche specifiche degli acquiferi quando procedono alla delimitazione dei corpi idrici sotterranei.

La delimitazione dei corpi idrici sotterranei si basa inizialmente su criteri di tipo fisico ed è successivamente perfezionata sulla base di informazioni concernenti lo stato di qualità ambientale.

Esistono quindi due criteri generali che si basano sui seguenti elementi:

- confini idrogeologici;
- differenze nello stato di qualità ambientale.

Le Regioni, ai sensi degli articoli 118 e 120 del Decreto Legislativo n. 152/06 conducono l'analisi delle pressioni e degli impatti sui corpi idrici sotterranei ed il rilevamento dello stato di qualità degli stessi.

Al fine di mettere in atto adeguate misure di ripristino e di tutela dei corpi idrici, è necessario che per ciascuno di essi venga sviluppata, in relazione anche al bacino idrografico di appartenenza, una corretta e dettagliata conoscenza di:

- attività antropiche;
- pressioni che le suddette attività esercitano sui corpi idrici sotterranei (scarichi di reflui, prelievi idrici, uso di prodotti fitosanitari e di fertilizzanti);
- impatti, ossia gli effetti ambientale causati dalle pressioni.

Attraverso l'attività conoscitiva è possibile effettuare una valutazione della vulnerabilità dei corpi idrici sotterranei rispetto alle pressioni individuate. Sulla base delle informazioni sulle attività antropiche presenti nel bacino idrografico e dei dati di monitoraggio ambientale è possibile, infatti, pervenire ad una previsione circa la capacità di un corpo idrico di raggiungere o meno gli obiettivi di qualità di cui all'articolo 76 del decreto legislativo 152/2006, gli obiettivi specifici, ove pertinenti, previsti dalle leggi istitutive delle aree protette di cui all'allegato 9 del citato decreto, gli obiettivi di cui all'articolo 3, comma 6 e all'articolo 6, comma 1 del presente decreto. Nel caso di previsione di mancato raggiungimento dei predetti obiettivi il corpo idrico viene definito "a rischio".

Per facilitare tale valutazione le autorità competenti si avvalgono del modello concettuale di cui alla Parte C dell'Allegato 1.

Sulla base delle informazioni pregresse acquisite ai sensi della normativa comunitaria e nazionale di settore, compresi i dati esistenti sul monitoraggio ambientale e sulle pressioni, le Regioni, sentite le Autorità di bacino competenti, effettuano una prima classificazione dei corpi idrici come "a rischio", "non a rischio" e "probabilmente a rischio".

L'attribuzione di categorie di rischio ha lo scopo di individuare un criterio di priorità, basato sul rischio, attraverso il quale orientare i programmi di monitoraggio.

Allegato 3 - Buono stato delle acque sotterranee

Nelle tabelle 2.6 e 2.7 sono rispettivamente riportate le definizioni di buono stato chimico e buono stato quantitativo delle acque sotterranee.

Tabella 2.6. Definizione di buono stato chimico delle acque sotterranee

Elementi	Stato Buono
Generali	<p>La composizione chimica del corpo idrico sotterraneo è tale che le concentrazioni di inquinanti:</p> <ul style="list-style-type: none">- Non presentano effetti di intrusione salina.- Non superano gli standard di qualità ambientali applicabili ai sensi di cui alla tabella 2 e i valori soglia di cui alla tabella 3 dell'Allegato 1.- Non sono tali da impedire il conseguimento degli obiettivi ambientali di cui all'articolo per le acque superficiali connesse né da comportare un deterioramento significativo della qualità ecologica o chimico di tali corpi né da recare danni significativi agli ecosistemi terrestri direttamente dipendenti dal corpo idrico sotterraneo.
Conduktività	<p>Le variazioni della conduttività non indicano intrusioni saline o di altro tipo nel corpo idrico sotterraneo.</p>

Tabella 2.7. Definizione di buono stato quantitativo delle acque sotterranee

Elementi	Stato buono
Livello delle acque sotterranee	<p>Il livello di acque sotterranee nel corpo sotterraneo è tale che la media annua dell'estrazione a lungo termine non esaurisca le risorse idriche sotterranee disponibili. Di conseguenza, il livello delle acque sotterranee non subisce alterazioni antropiche tali da:</p> <ul style="list-style-type: none">- impedire il conseguimento degli obiettivi ecologici specificati per le acque superficiali connesse;- comportare un deterioramento significativo della qualità di tali acque;- recare danni significativi agli ecosistemi terrestri direttamente dipendenti dal corpo idrico sotterraneo. <p>Inoltre, alterazioni della direzione di flusso risultanti da variazioni del livello possono verificarsi, su base temporanea o permanente, in un'area delimitata nello spazio; tali inversioni non causano tuttavia l'intrusione di acqua salata o di altro tipo né imprimono alla direzione di flusso alcuna tendenza antropica duratura e chiaramente identificabile che possa determinare siffatte intrusioni.</p> <p>Un importante elemento da prendere in considerazione al fine della valutazione dello stato quantitativo è inoltre, specialmente per i complessi idrogeologici alluvionali, l'andamento nel tempo del livello piezometrico. Qualora tale andamento, evidenziato ad esempio con il metodo della regressione lineare, sia positivo o stazionario, lo stato quantitativo del corpo idrico è definito buono. Ai fini dell'ottenimento di un risultato omogeneo è bene che l'intervallo temporale ed il numero di misure scelte per la valutazione del trend siano confrontabili tra le diverse aree. È evidente che un intervallo di osservazione lungo permetterà di ottenere dei risultati meno influenzati da variazioni naturali (tipo anni particolarmente siccitosi).</p>

Allegato 4 - Monitoraggio dei corpi idrici sotterranei

I programmi di monitoraggio delle acque sotterranee ricadenti all'interno di ciascun bacino idrografico devono comprendere:

- una rete per il monitoraggio quantitativo: al fine di integrare e validare la caratterizzazione e la classificazione del rischio, di non raggiungere l'obiettivo di buono stato quantitativo per tutti i corpi idrici o gruppi di corpi idrici, di cui alla Parte B dell'allegato I del presente decreto; il principale obiettivo è, quindi, quello di facilitare la valutazione dello stato quantitativo dei corpi idrici sotterranei;
- una rete per il monitoraggio chimico che si articola in:
 1. una rete per il monitoraggio di sorveglianza: al fine di integrare e validare la caratterizzazione e la classificazione del rischio, di non raggiungere l'obiettivo di buono stato chimico per tutti i corpi idrici o gruppi di corpi idrici, di cui alla Parte B dell'allegato I del presente decreto; fornire informazioni utili a valutare le tendenze a lungo termine delle condizioni naturali e delle concentrazioni di inquinanti derivanti dall'attività antropica; stabilire, in concomitanza con

l'analisi delle pressioni e degli impatti, la necessità di indirizzare il monitoraggio operativo;

2. una rete per il monitoraggio operativo: al fine di stabilire lo stato di qualità di tutti i corpi idrici o gruppi di corpi idrici definiti a rischio; stabilire la presenza di significative e durature tendenze ascendenti nella concentrazione di inquinanti.

I risultati dei programmi di monitoraggio devono essere utilizzati per:

- stabilire lo stato chimico e quantitativo di tutti i corpi idrici sotterranei, inclusa una valutazione delle risorse idriche sotterranee disponibili;
- supportare l'ulteriore caratterizzazione dei corpi idrici sotterranei;
- validare la valutazione del rischio;
- stimare la direzione e la portata delle acque sotterranee che oltrepassano la frontiera tra Stati Membri;
- assistere la progettazione dei programmi di misure;
- valutare l'efficacia dei programmi di misure;
- dimostrare la conformità con gli obiettivi delle aree protette comprese le aree protette designate per l'estrazione di acque destinate al consumo umano;
- definire la qualità naturale delle acque sotterranee, incluse le tendenze naturali;
- identificare le tendenze nella concentrazione di inquinanti di origine antropica e la loro inversione.

Le Regioni assicurano che i programmi di monitoraggio dei corpi idrici sotterranei siano basati su:

- l'identificazione dei corpi idrici di cui all'Allegato 1, Parte A;
- i risultati della caratterizzazione, compresa la valutazione del rischio, di cui all'Allegato 1, Parte B;
- il modello concettuale di cui all'Allegato 1, Parte C.

I monitoraggi, da effettuarsi con modalità e frequenze stabilite nell'Allegato 4, hanno valenza sessennale, al fine di contribuire alla revisione dei piani di gestione del bacino idrografico, all'interno di ciascun distretto, e dei piani di tutela delle acque.

RAGGRUPPAMENTO DEI CORPI IDRICI

I corpi idrici sotterranei possono essere raggruppati ai fini del monitoraggio garantendo che le informazioni ottenute forniscano una valutazione affidabile dello stato di ciascun corpo idrico all'interno del gruppo e la conferma di ogni tendenza significativa ascendente della concentrazione di inquinanti.

Il raggruppamento non deve compromettere il raggiungimento degli obiettivi ambientali e di monitoraggio di ciascun corpo idrico componente il gruppo.

Il raggruppamento può avvenire purché i corpi idrici siano assimilabili in termini di:

- caratteristiche dell'acquifero;
- suscettibilità del percorso dell'inquinante;
- pressioni a cui il corpo idrico è sottoposto;
- attendibilità della valutazione del rischio.

MONITORAGGIO DELLO STATO CHIMICO E VALUTAZIONE DELLE TENDENZE

I programmi di monitoraggio delle acque sotterranee sono necessari per fornire un quadro conoscitivo completo e coerente dello stato delle acque all'interno di ciascun bacino idrografico, per rilevare la presenza di tendenze ascendenti all'aumento delle concentrazioni di inquinanti nel lungo termine causate dall'impatto di attività antropiche ed assicurare la conformità agli obiettivi delle aree protette.

In base alla caratterizzazione ed alla valutazione dell'impatto svolti conformemente all'Allegato 1, le Regioni definiscono un programma di monitoraggio di sorveglianza per ciascun periodo cui si applica



un piano di gestione del bacino idrografico. I risultati del programma del monitoraggio di sorveglianza sono utilizzati per elaborare un programma di monitoraggio operativo da applicare per il restante periodo coperto dal piano.

Il monitoraggio di sorveglianza, da condurre durante ciascun ciclo di gestione del bacino idrografico, va effettuato nei corpi idrici o gruppi di corpi idrici sia a rischio sia non a rischio. Il programma di monitoraggio di sorveglianza è inoltre utile per definire le concentrazioni di fondo naturale e le caratteristiche all'interno del corpo idrico.

Le Regioni devono obbligatoriamente monitorare i seguenti parametri di base:

- Tenore di ossigeno (OD);
- Valore del pH;
- Conduttività elettrica (CE);
- Nitrati;
- Ione ammonio.

Nel set dei parametri monitorati devono essere anche inclusi la temperatura ed un set di ioni diffusi ed in traccia ed indicatori selezionati, dove ciò risulti appropriato.

L'elenco dei parametri di base deve anche includere ulteriori parametri inorganici specifici della struttura geologica locale per l'acquisizione di informazioni sullo stato qualitativo del fondo naturale e per poter procedere alla valutazione dei requisiti di qualità del modello concettuale, del piano di monitoraggio, del campionamento e dei risultati analitici.

In aggiunta ai parametri di base, le Regioni devono obbligatoriamente monitorare quelle sostanze indicative di rischio e di impatto sulle acque sotterranee ascrivibili alle pressioni definite nella fase di caratterizzazione. In questa fase di selezione risulta fondamentale utilizzare il modello concettuale che consente, tra l'altro, di identificare qualunque pressione che vada ad influenzare ciascun sito di campionamento.

Per i corpi idrici che, in base alla caratterizzazione, si ritiene rischioso di non raggiungere lo stato buono, il monitoraggio riguarda anche i parametri indicativi dell'impatto delle pressioni determinanti il rischio.

Il monitoraggio di sorveglianza deve essere effettuato durante ogni periodo di pianificazione della gestione di un bacino idrografico e non può superare la periodicità dei 6 anni prevista per la revisione e l'aggiornamento dei Piani di gestione dei bacini idrografici; le Regioni ne possono aumentare la frequenza in relazione ad esigenze territoriali. I criteri per il monitoraggio di sorveglianza sono riassunti in tabella 2.8.

La scelta di un'appropriata frequenza di monitoraggio di sorveglianza è generalmente basata sul modello concettuale e sui dati di monitoraggio delle acque sotterranee esistenti.

Laddove vi sia un'adeguata conoscenza del sistema delle acque sotterranee e sia già stato istituito un programma di monitoraggio a lungo termine, questo deve essere utilizzato per determinare un'appropriata frequenza del monitoraggio di sorveglianza.

Qualora le conoscenze siano inadeguate e i dati non disponibili la seguente tabella indica le frequenze di monitoraggio di sorveglianza che possono essere adottate per differenti tipi di acquiferi.

Il monitoraggio operativo è richiesto solo per i corpi idrici a rischio di non raggiungere gli obiettivi di qualità ambientale.

Deve essere effettuato tutti gli anni nei periodi intermedi tra due monitoraggi di sorveglianza a una frequenza sufficiente a rilevare gli impatti delle pressioni e, comunque, almeno una volta all'anno.

Tabella 2.8. Criteri per il monitoraggio di sorveglianza

			Tipo di flusso dell'acquifero			
			Confinato		Libero	
			Flusso intergranulare significativo		Flusso esclusivamente per fessurazione	Flusso per carsismo
			Flussi significativi profondi	Flusso superficiale		
Frequenza iniziale (parametri di base e addizionali)			2 volte all'anno	trimestrale	trimestrale	trimestrale
Frequenza a lungo termine (parametri di base)	Trasmissività generalmente alta-	Ogni 2 anni	1 volta all'anno	2 volte all'anno	2 volte all'anno	2 volte all'anno
	Trasmissività generalmente bassa	Ogni 6 anni	1 volta all'anno	1 volta all'anno	1 volta all'anno	-
Parametri addizionali		Ogni 6 anni	Ogni 6 anni	Ogni 6 anni	Ogni 6 anni	-

Deve essere finalizzato principalmente a valutare i rischi specifici che determinano il non raggiungimento degli obiettivi.

Nella progettazione di un programma di monitoraggio operativo, la confidenza richiesta nei risultati di monitoraggio deve essere definita. Tale confidenza nei monitoraggi operativi dipende dalla variabilità delle sorgenti di impatto, dalle caratteristiche dell'acquifero o delle acque sotterranee in questione, così come dai rischi in caso di errore. In teoria l'incertezza derivante dal processo di monitoraggio non deve aggiungersi significativamente all'incertezza nel controllo del rischio.

L'accettabilità di non individuare un nuovo rischio o di non controllarne uno conosciuto deve essere stabilita, usata per fissare gli obiettivi di variabilità delle proprietà in questione e usata per il controllo della qualità del monitoraggio rispetto della variabilità dei dati.

Nella maggior parte dei casi sia i parametri di base, sia parametri selezionati sono richiesti in ogni stazione di monitoraggio.

Il processo di selezione di tali parametri è basato su:

- caratterizzazione e modello/i concettuale/i inclusa una valutazione della suscettibilità del percorso delle acque sotterranee, sensibilità del recettore, il tempo necessario perché ciascun programma di misure sia efficace e la capacità di discernere tra gli effetti delle varie misure;
- valutazione del rischio e livello di confidenza nella valutazione; inclusa la distribuzione delle pressioni principali identificate nel processo di caratterizzazione che possono determinare lo "stato scadente" del corpo idrico;
- considerazioni pratiche relative alla idoneità dei singoli siti di monitoraggio.

La selezione della frequenza nell'ambito di ogni anno di monitoraggio operativo è generalmente basata sul modello concettuale e, in particolare, sulle caratteristiche dell'acquifero e sulla sua suscettibilità alle pressioni inquinanti.

La tabella 2.9 individua frequenze minime di monitoraggio operativo per differenti tipologie di acquifero dove il modello concettuale è limitato e i dati esistenti non sono disponibili.

Se, invece, vi è una buona conoscenza della qualità delle acque sotterranee e del comportamento del sistema idrogeologico, possono essere adottate frequenze ridotte di monitoraggio, e comunque

almeno una volta l'anno.

La frequenza e la tempistica del campionamento in ogni sito di monitoraggio deve, inoltre, considerare i seguenti criteri:

- i requisiti per la valutazione della tendenza;
- l'ubicazione del sito di campionamento rispetto alla pressione (a monte, direttamente al disotto, o a valle). Infatti le ubicazioni direttamente al disotto di una pressione possono richiedere monitoraggi più frequenti;
- il livello di confidenza nella valutazione del rischio, e i cambiamenti della stessa valutazione nel tempo;
- le fluttuazioni a breve termine nella concentrazione degli inquinanti, per esempio effetti stagionali. Laddove sia probabile riscontrare effetti stagionali e altri effetti a breve termine, è essenziale che le frequenze di campionamento e le tempistiche siano adattate (incrementate) di conseguenza e che il campionamento abbia luogo nello stesso momento ogni anno, o nelle stesse condizioni, per rendere comparabili i dati per la valutazione delle tendenze, per accurate caratterizzazioni e per la valutazione degli stati di qualità;
- la tipologie di gestione dell'uso del suolo, per esempio periodo di applicazione di nitrati o pesticidi. Questo è importante specialmente per i sistemi a rapido scorrimento come gli acquiferi carsici e/o i corpi idrici sotterranei di prima falda.

Il campionamento per il monitoraggio operativo deve continuare finché il corpo idrico sotterraneo è considerato, con adeguata confidenza, non più nello stato scadente o a rischio di essere in uno stato scadente e ci sono adeguati dati che dimostrano un'inversione delle tendenze.

Tabella 2.9. Criteri per il monitoraggio operativo

		Tipo di flusso dell'acquifero				
		Confinato		Libero		
		Flusso intergranulare significativo		Flusso esclusivamente per fessurazione	Flusso per carsismo	
		Flussi significativi profondi	Flusso superficiale			
Acque sotterranee ad elevata vulnerabilità	Pressioni continue	1 volta all'anno	2 volte all'anno	2 volte all'anno	trimestrale	trimestrale
	Pressioni stagionali/intermittenti	1 volta all'anno	1 volta all'anno	Come appropriato	Come appropriato	Come appropriato
Acque sotterranee a bassa vulnerabilità	Pressioni continue	1 volta all'anno	1 volta all'anno	2 volte all'anno	2 volte all'anno	trimestrale
	Pressioni stagionali/intermittenti	1 volta all'anno	1 volta all'anno	Come appropriato	Come appropriato	Come appropriato
Valutazioni delle tendenze		1 volta all'anno	2 volte all'anno	2 volte all'anno	2 volte all'anno	-

MONITORAGGIO DELLO STATO QUANTITATIVO

La rete di monitoraggio dello stato quantitativo delle acque sotterranee è progettata in modo da fornire una stima affidabile dello stato quantitativo di tutti i corpi idrici o gruppi di corpi idrici sotterranei, compresa la stima risorse idriche sotterranee disponibili. Le Regioni inseriscono nel piano di gestione del bacino idrografico una o più mappe che riportano detta rete.

Il monitoraggio dello stato quantitativo ha l'obiettivo di integrare e confermare la validità della caratterizzazione e della procedura di valutazione di rischio, determinare lo stato quantitativo del corpo idrico sotterraneo, supportare la valutazione dello stato chimico, l'analisi delle tendenze e la progettazione e la valutazione dei programmi di misure.

Come per le altre reti di monitoraggio, la progettazione della rete per il monitoraggio quantitativo deve essere basata sul modello concettuale del sistema idrico sotterraneo e sulle pressioni.

Gli elementi chiave del modello concettuale quantitativo sono:

- la valutazione della ricarica e del bilancio idrico predisposto secondo le linee guida di cui all'allegato 1 al decreto ministeriale del 28 luglio 2004;
- valutazione esistenti del livello dell'acqua sotterranea o della portata ed informazioni pertinenti sui rischi per le acque superficiali e gli ecosistemi terrestri che dipendono dalle acque sotterranee;
- il grado di interazione tra acque sotterranee e relativi ecosistemi terrestri e superficiali dove questa interazione è importante e potrebbe potenzialmente determinare un'influenza negativa sullo stato di qualità del corpo idrico superficiale.

Lo sviluppo di una rete di monitoraggio quantitativo può essere iterativo; i dati raccolti dai nuovi siti di monitoraggio possono essere usati per migliorare e perfezionare il modello concettuale, usato per collocare ogni sito di monitoraggio, sull'intero corpo idrico sotterraneo, e la gestione del programma di monitoraggio quantitativo.

L'implementazione di un modello numerico delle acque sotterranee o di un modello idrologico che integri le acque superficiali e sotterranee sono utili strumenti per compilare ed interpretare i dati del monitoraggio quantitativo ed identificare le risorse e gli ecosistemi a rischio. Inoltre, le stime di incertezza che si possono ottenere con un modello numerico possono essere d'aiuto per identificare parti del corpo idrico sotterraneo che necessitano l'integrazione di siti per meglio descrivere la quantità e la portata delle acque sotterranee.

Per la valutazione dello stato quantitativo delle acque sotterranee sono raccomandati almeno i seguenti parametri:

- livelli delle acque sotterranee nei pozzi o nei fori di sondaggio;
- portata delle sorgenti;
- caratteristiche del flusso e/o livelli idrici dei corsi d'acqua superficiali durante i periodi di siccità (ad es. quando il contributo delle piogge al flusso delle acque superficiali può essere trascurato e la portata del fiume è mantenuto sostanzialmente dall'acqua sotterranea);
- livelli idrici delle zone umide e dei laghi che dipendono significativamente dalle acque sotterranee.

La selezione dei siti di monitoraggio e dei parametri deve essere basata su un solido modello concettuale del corpo idrico che deve essere monitorato.

Un monitoraggio addizionale per supportare la caratterizzazione e la classificazione delle acque sotterranee tiene conto almeno di:

- parametri chimici e indicatori (per esempio temperatura, conduttività, etc.) per monitorare l'intrusione salina o di altra natura. Qualora venga utilizzato un unico sito di monitoraggio sia per la valutazione dello stato chimico sia per la valutazione dello stato quantitativo e i controlli avvengano contemporaneamente, i dati per il controllo dei parametri chimici addizionali sono utilizzati per le finalità sopra riportate. Per gli acquiferi delle isole può essere appropriato monitorare le zone di transizione tra acqua dolce ed acqua marina;
- piovosità e altri componenti richiesti per calcolare l'evapotraspirazione (per il calcolo della ricarica delle acque sotterranee);
- monitoraggio ecologico degli ecosistemi terrestri connessi alle acque sotterranee (inclusi gli indicatori ecologici);
- estrazione di acque sotterranee.

Il monitoraggio quantitativo può essere richiesto su due differenti piani.

In primo luogo, se possibile, bisogna valutare i livelli e i flussi delle acque lungo un corpo idrico sotterraneo. Questi possono essere correlati alla valutazione del bilancio idrico dell'intero corpo idrico sotterraneo predisposto secondo le linee guida di cui all'allegato 1 al decreto ministeriale del 28 luglio 2004.

In secondo luogo, può essere necessario un monitoraggio "locale" più mirato sui flussi e sui livelli riferiti ai corpi recettori pertinenti che sono localmente alimentati dalle acque sotterranee, ad es. corpi idrici superficiali (fiumi, laghi ed estuari) ed ecosistemi terrestri dipendenti dalle acque sotterranee. Questo ultimo monitoraggio può includere informazioni integrative sulla salinità (con riferimento alle intrusioni saline) o informazioni integrative derivanti dal monitoraggio ecologico svolto ai sensi della normativa nazionale e comunitaria vigente (come prova dell'impatto sugli ecosistemi dovuti all'estrazione di acqua sotterranea).

Nei corpi idrici o gruppi di corpi idrici classificati "non a rischio" il monitoraggio quantitativo può essere ridotto. Infatti, non è necessario svolgere il monitoraggio su ogni corpo idrico all'interno di un gruppo di corpi idrici, a patto che tutti i corpi idrici del gruppo siano comparabili dal punto di vista idrogeologico.

Nei corpi idrici o gruppi di corpi idrici classificati "a rischio" la distribuzione dei siti di monitoraggio deve essere sufficiente per capire le condizioni idrogeologiche relative ai recettori identificati come a rischio ed alla loro importanza.

La densità del monitoraggio deve essere sufficiente per assicurare un'appropriate valutazione degli impatti sul livello delle acque sotterranee causati dall'estrazione.

La frequenza dei rilevamenti deve essere sufficiente a permettere di stimare lo stato quantitativo di ciascun corpo idrico o gruppo di corpi idrici sotterranei, tenuto conto delle variazioni del ravvenamento a breve e lungo termine. In particolare:

- per i corpi idrici sotterranei che si ritiene rischiosi di non conseguire gli obiettivi ambientali, è fissata una frequenza delle misurazioni sufficiente a valutare l'impatto delle estrazioni sul livello delle acque sotterranee;
- per i corpi idrici sotterranei le cui acque fluiscono attraverso la frontiera tra l'Italia ed altri Paesi, è fissata una frequenza delle misurazioni sufficiente a stimare la direzione e la portata delle acque sotterranee attraverso la frontiera.

La frequenza dei monitoraggi si stabilisce sulla base dei dati necessari per determinare il rischio e lo stato dei corpi idrici e, laddove necessario, per supportare la progettazione e valutazione dei programmi di misure.

La frequenza di monitoraggio dipende principalmente dalle caratteristiche di un corpo idrico e dal sito di monitoraggio. I siti con una significativa variabilità annuale devono essere monitorati più frequentemente rispetto a siti con minore variabilità. In generale un monitoraggio mensile sarà sufficiente per il monitoraggio quantitativo dove la variabilità è bassa, ma un monitoraggio giornaliero è preferito, in particolare quando si misurano le portate. La frequenza deve essere rivista quando migliora la comprensione della risposta e del comportamento dell'acquifero e in relazione all'importanza di ciascun cambiamento delle pressioni sul corpo idrico sotterraneo. Questo assicura che sia mantenuto un programma caratterizzato da un basso rapporto costi/efficacia.

Allegato 5 - Valutazione dello stato chimico delle acque sotterranee

La procedura di valutazione intesa a determinare lo stato chimico di un corpo o gruppo di corpi idrici sotterranei è espletata per tutti i corpi o gruppi di corpi idrici sotterranei caratterizzati come a rischio e per ciascuno degli inquinanti che contribuiscono a tale caratterizzazione del corpo o del gruppo di corpi idrici sotterranei.

Allegato 6 - Identificazione e inversione di tendenze significative e durature all'aumento

Le Autorità di bacino, le Regioni e le Province autonome di Trento e Bolzano individuano le tendenze significative e durature all'aumento in tutti i corpi o gruppi di corpi idrici sotterranei caratterizzati come a rischio in base all'Allegato 1.

Al fine di invertire le tendenze significative e durature all'aumento, le Autorità di bacino, le Regioni e le Province autonome di Trento e Bolzano determinano i punti di partenza per le inversioni di tendenza.

2.4. Il Piano di Tutela delle acque nella Regione Sardegna

In Sardegna è in corso, dal 2002, con coordinamento a cura dell'Ass. Difesa Ambiente, il monitoraggio della qualità delle acque previsto dal D.Lgs.152/99 attraverso il Piano di Tutela delle Acque. Attualmente la rete di monitoraggio regionale delle acque sotterranee, istituita nel 2003, consta di 101 postazioni, distribuite sui 37 complessi acquiferi considerati significativi. Inoltre, sono state definite, a scala regionale, la vulnerabilità intrinseca e le zone vulnerabili da nitrati di origine agricola: queste valutazioni necessiterebbero però di ulteriori approfondimenti.

La Regione Sardegna riporta nella Delibera di Giunta Regionale n. 1/12 del 18.01.2005 lo stato di attuazione della Direttiva 91/676/CEE, secondo quanto indicato dal D.Lgs. 152/99. In particolare viene descritto come, oltre all'individuazione delle zone vulnerabili, debba essere delineato il Programma d'Azione (P.A.), mediante l'applicazione del codice di buona pratica agricola e il successivo programma di monitoraggio della qualità dei corpi idrici al fine di verificarne l'efficacia. Nello specifico, il Programma d'Azione deve contenere: periodi di divieto di spandimento di fertilizzanti; capacità di stoccaggio per effluenti di allevamento; limitazioni dell'applicazione al terreno di fertilizzanti secondo il Codice di Buona Pratica Agricola e con il rispetto del limite di 170 kg/ha/anno di azoto (N) da effluente zootecnico.

Nei risultati ottenuti nella Delibera regionale, Allegato A, viene scritto: le considerazioni relative alla Vulnerabilità dovuta ai contenuti in nitrati rilevati nelle analisi chimiche delle acque sotterranee, alla Vulnerabilità intrinseca degli acquiferi ed alla Vulnerabilità legata ai carichi potenziali di nitrati del comparto agricolo e zootecnico, permettono, nel loro insieme, di individuare situazioni pericolose per le acque sotterranee. Sono comprese tra queste porzioni di territorio occupate dai seguenti complessi acquiferi: Acquifero Detritico-Alluvionale Plio-Quaternario del Campidano, in particolare la Piana di Arborea; Acquifero dei Carbonati Mesozoici della Nurra; Acquifero Detritico-Alluvionale Plio-Quaternario del Cixerri; Acquifero Detritico-Alluvionale Plio-Quaternario della Marina di Sorso; Acquifero delle Vulcaniti Plio-Pleistoceniche del Logudoro.

Come riportato nella Delibera, questi sono risultati parziali, che necessitano di indagini di maggior dettaglio. In generale, il decreto ha delle finalità positive che però sono perseguite con una certa rigidità, derivanti da un'impostazione basata sulle esigenze e sulle caratteristiche dei sistemi agricoli settentrionali e nord-europei, che nelle nostre condizioni rischiano, probabilmente, di non produrre gli effetti desiderati. Inoltre, il Piano di Tutela delle Acque, allo stato attuale, è uno studio a carattere regionale e quindi non di dettaglio.

Una volta individuati gli acquiferi significativi, questi sono stati studiati con relativo dettaglio, al fine di definire i limiti areali. Tale lavoro è stato realizzato servendosi della Carta delle Unità Idrogeologiche, analizzando le serie stratigrafiche note e realizzando sezioni geologiche, per comprendere i rapporti tra le diverse Unità Idrogeologiche sia in superficie sia in profondità. Il risultato di questo lavoro è stato la delimitazione areale degli acquiferi, che tiene dunque conto sia degli affioramenti delle Unità Idrogeologiche che lo costituiscono, sia dell'andamento in profondità dei rapporti tra le stesse Unità. I limiti degli acquiferi in profondità sono ovviamente approssimati ed ipotetici, ed andrebbero verificati nel dettaglio con lavori di ricostruzione specifici, che si dovrebbero servire in particolare di stratigrafie di sondaggi e di sezioni geologiche.

In sintesi, il Piano di Tutela ha prodotto i seguenti risultati:

- Perimetrazione degli acquiferi;
- Dimensione areale degli acquiferi;
- Delimitazione areale delle diverse Unità Idrogeologiche costituenti il singolo acquifero;
- Delimitazione areale delle diverse Unità Idrogeologiche affioranti sovrapposte al singolo acquifero.

2.4.1. Vulnerabilità intrinseca ed integrata degli acquiferi all'inquinamento e Centri di Pericolo della Sardegna

La Vulnerabilità Intrinseca degli Acquiferi è stata definita applicando il modello parametrico SINTACS. Il lavoro rappresenta il primo approccio a livello regionale dell'analisi della vulnerabilità intrinseca all'inquinamento degli acquiferi e, di conseguenza, il punto di partenza per analisi di maggiore dettaglio.

Per realizzare la cartografia della vulnerabilità integrata all'inquinamento degli acquiferi, sono stati individuati i centri di pericolo reali e/o potenziali più importanti a livello regionale (di seguito denominati CDP), secondo la classificazione riportata nella bibliografia specifica (Civita 1990, 1994):

I CDP sono stati suddivisi dal punto di vista dello spazio impegnato in:

- Puntuali, come da esempio una discarica;
- Multipuntuali, che danno origine ad agglomerati di CDP, come ad esempio un insediamento industriale con CDP multipli;
- Lineari, come ad esempio una strada;
- Diffusi, come ad esempio un'area agricola trattata con fitofarmaci.

Dal punto di vista temporale i CDP sono stati suddivisi in:

- Continui, che danno origine ad impatto per lunghi periodi, come ad esempio un'attività mineraria;
- Periodici, che danno origine ad impatto in determinati periodi dell'anno, come ad esempio lo spandimento di sali antighiaccio lungo le strade nel periodo invernale;
- Occasionali, che danno origine ad impatto per brevi periodi, come ad esempio sversamenti di prodotti petroliferi causati da incidenti che coinvolgono automezzi preposti al trasporto degli stessi.

I CDP sono stati ordinati secondo le seguenti classi (Civita 1994):

- Insediamenti industriali;
- Discariche di rifiuti e assimilabili;
- Attività minerarie ed estrattive;
- Insediamenti urbani;
- Vie di comunicazione e infrastrutture di collegamento;
- Attività agricole;
- Attività zootecniche;
- Attività antropiche diverse che possono inquinare i corpi idrici.

Seguendo la classificazione descritta, sono stati individuati 219 CDP di importanza regionale, scelti con opportuni criteri.

Di seguito si riportano i CDP di importanza regionale, connessi alle aree dichiarate ZVN, relative alle Attività Agricole, alle Attività Zootecniche e alle Attività Antropiche.

2.4.1.1. Attività Agricole

Sono state prese in considerazione le 5 principali aree a vocazione agricola, nelle quali le attività di coltivazione intensive possono essere considerate dei CDP diffusi. Esse sono:

- Attività agricole intensive della Nurra – Sassarese;
- Attività agricole intensive del Campidano;

- Attività agricole intensive della Piana di Muravera;
- Attività agricole del Sulcis;
- Attività agricole intensive della Piana di Capoterra – Pula.

2.4.1.2. Attività Zootecniche

Sono state prese in considerazione le 11 principali aree nelle quali si praticano attività zootecniche di vario tipo, con allevamenti di bestiame o ittici, o con pascolo di bestiame, che comunque impegnano notevolmente il territorio e che quindi possono essere considerate dei CDP diffusi. Esse sono:

- Attività zootecniche intensive del Campidano
- Attività zootecniche a pascolo della Sardegna Centrale
- Attività zootecniche a pascolo del Sulcis – Iglesiente
- Attività zootecniche a pascolo del Margine – Goceano
- Impianti Piscicoltura di Olbia
- Impianti Piscicoltura di Tortolì
- Impianti Piscicoltura di Muravera
- Impianti Piscicoltura di San Giovanni Suergiu
- Impianti Piscicoltura del Golfo di Oristano
- Impianti Piscicoltura del Golfo di Cagliari
- Ippodromo di Chilivani.

2.4.1.3. Attività antropiche

Nella Regione Sardegna, lo sfruttamento incontrollato ed eccessivo delle acque sotterranee in prossimità della costa può dare origine ad ingressioni marine, peraltro ben note e documentate in diversi settori dell'isola. Tale fenomeno può essere censito come CDP diffuso.

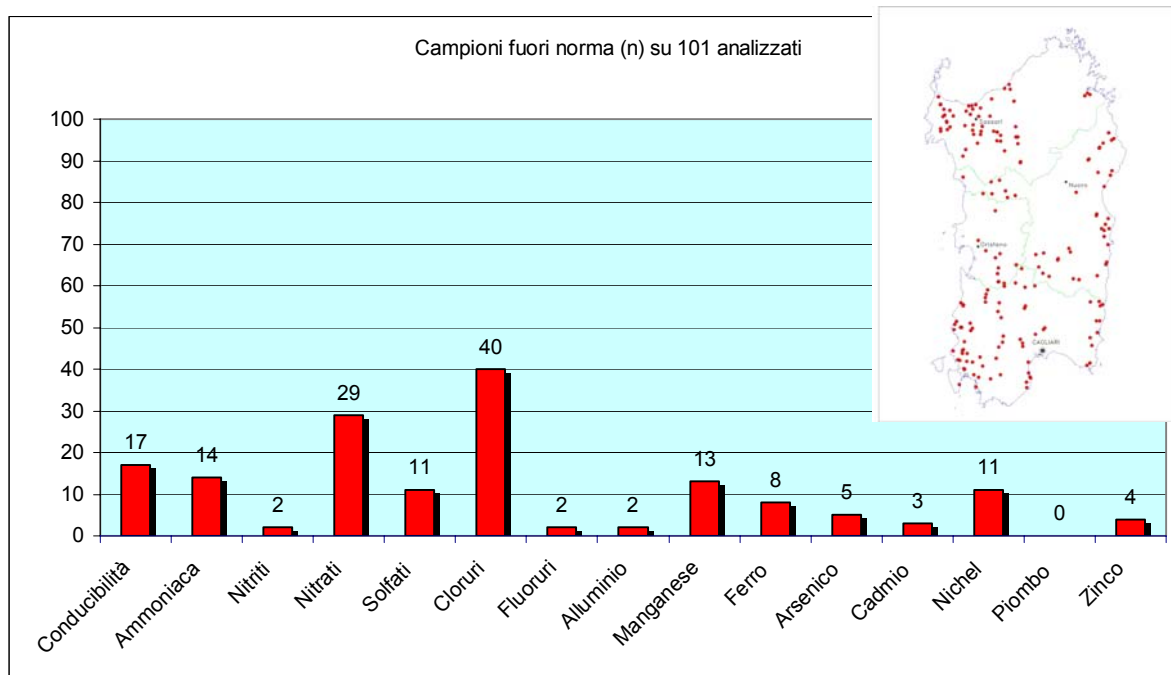
2.4.2. Classificazione dei punti d'acqua della Regione Sardegna secondo il D.Lgs. 152/99

La classificazione delle acque è stata effettuata secondo quanto illustrato nella Tabella 20 del D. Lgs. 152/99 – “Classificazione chimica in base ai parametri di base”, tale classificazione è stata effettuata sui singoli campioni e non sui valori medi per corpo idrico, al fine di evidenziare nel dettaglio le fenomenologie inquinanti.

Allo stato attuale delle conoscenze, non è stato in generale possibile valutare la gravità e la reale estensione dei fenomeni di degrado delle risorse idriche sotterranee. Dall'analisi delle sistematizzazioni tipologiche si sono riscontrati nella Regione Sardegna fenomeni di salinazione da intrusione marina diffusi lungo le coste, inquinamenti da metalli pesanti soprattutto localizzati nelle aree minerarie, attive e dismesse, e inquinamenti organici e inorganici distribuiti in maniera apparentemente casuale su tutto il territorio. Lo studio ha individuato anche una tipologia di degrado di tipo quantitativo, legata all'eccessivo prelievo di acque sotterranee in aree ristrette, che nelle fasce costiere può innescare fenomeni di ingressione marina.

Di seguito, figura 2.3, una sintesi dei risultati relativi al monitoraggio, per il territorio regionale, eseguito dall'ARPAS, nel maggio-giugno 2008.

Figura 2.3. Campioni fuori norma per i parametri analizzati e rete di monitoraggio regionale (Fonte ARPAS)



Come si può notare dal grafico in figura 2.3 i campioni con valori fuori norma sono principalmente relativi ad inquinamento da: composti azotati (nitrati, nitriti, ammoniaca); metalli pesanti; cloruri per relativa o ipotetica ingressione di acqua di mare. In generale, sovrapponendo l'ubicazione spaziale del punto di campionamento (acquifero, direzioni di flusso preferenziali, etc.) e le informazioni sull'uso reale del suolo, si può ipotizzare che le cause che concorrono nel delineare lo stato chimico scadente sono riconducibili a: attività agricole e zootecniche sostenute; attività minerarie dimesse; emungimento di acqua sotterranea in prossimità degli acquiferi costieri.

Per quanto riguarda i nitrati, i 21 campioni che ricadono in classe 4 sono attribuibili principalmente all'Acquifero Detritico-Alluvionale Plio-Quaternario del Campidano (6 punti d'acqua su 19 analizzati), ed in particolare al settore di Arborea (4 punti d'acqua su 10 analizzati), ed all'Acquifero Carbonatico Mesozoico della Nurra (4 punti d'acqua su 10 analizzati); entrambi i settori sono sede di attività agricole intensive. Gli altri 11 punti d'acqua che ricadono in classe 4 sono attribuibili agli Acquiferi Sedimentari Plio-Quaternari (5 punti d'acqua) e, specificatamente, agli Acquiferi Detritico-Alluvionali di Valledoria, di Olbia, della Piana di Chilivani-Oschiri, della Piana di Muravera-Castidas, del Cixerri, comunque territori a vocazione agricola e, in modo episodico, ad altri acquiferi (6 punti d'acqua), quali l'Acquifero delle Vulcaniti Plio-Pleistoceniche della Giara di Gesturi, l'Acquifero Detritico-Carbonatico Oligo-Miocenico del Campidano Orientale, l'Acquifero Detritico-Carbonatico Eocenico di Carbonia, l'Acquifero delle Vulcaniti Oligo-Mioceniche della Trexenta e della Marmilla, l'Acquifero delle Vulcaniti Oligo-Mioceniche di Pula-Sarroch e l'Acquifero dei Carbonati Mesozoici del Golfo di Palmas.

In conclusione, allo stato attuale, per quanto riguarda la Sardegna, emergono due tipi di problematiche.

Primariamente, entro il gennaio 2009, va confermata o meno l'indicazione delle zone vulnerabili da nitrati per le porzioni di territorio occupate dai complessi acquiferi succitati, ed eventualmente vanno indicate ulteriori porzioni di territorio occupate da complessi acquiferi che possono essere preliminarmente definite vulnerabili. Infatti, nell'Allegato 7 alla Parte Terza del D. Lgs. 152/06, è esplicitamente indicato che il controllo va ripetuto almeno ogni quattro anni, ad esclusione delle stazioni nelle quali si è riscontrata una concentrazioni di nitrati inferiore a 25 mg/l e nelle quali non si è

manifestato alcun fattore nuovo che possa aver incrementato il tenore dei nitrati.

In secondo luogo, sempre secondo quanto indicato nell'Allegato 7 alla Parte Terza del D. Lgs. 152/06, con il supporto delle ARPA, deve essere avviata un'indagine a scala 1: 50.000–1: 100.000, che abbia come obiettivo l'individuazione dettagliata della "vulnerabilità specifica" degli acquiferi, ed in particolare delle classi di grado più elevato. Si considerano, pertanto, i fattori inerenti la "vulnerabilità intrinseca" degli acquiferi e la capacità di attenuazione del suolo, dell'insaturo e dell'acquifero. Tale indagine, in Sardegna, dovrà riguardare inizialmente almeno gli acquiferi che ricadono in ZVN, che presentano situazioni di potenziale vulnerabilità da nitrati.

2.5. Quadro di riferimento concettuale dei fenomeni di degrado delle risorse idriche e dei processi di desertificazione

Le risorse idriche superficiali e sotterranee, considerate unitariamente sotto il duplice aspetto qualitativo e quantitativo, costituiscono un fattore essenziale e determinante di conservazione e sviluppo di ogni forma di vita e, in quanto tali, risultano assolutamente necessarie al sostentamento e all'armonico sviluppo degli ambienti naturali ed alla crescita socio-economica del territorio. In tal senso il deterioramento quali-quantitativo delle risorse idriche di un territorio, influenzando negativamente sulle condizioni di sviluppo di ogni forma di vita e di organizzazione antropica, costituisce indubbiamente un fondamentale indicatore dei processi di desertificazione, intesi nell'accezione più generale di degrado del sistema bioprodotivo del territorio, dovuto a cause diverse, tra le quali primariamente le variazioni climatiche e le attività umane. D'altra parte, anche nel linguaggio comune, al termine desertificazione viene generalmente associato il concetto di mancanza parziale o totale di risorsa idrica. Pur essendo considerato un indicatore fondamentale di desertificazione, il degrado della risorsa idrica costituisce in realtà una causa o concausa di desertificazione e non un effetto dei processi di desertificazione oggettivamente osservabili, come nel caso della degradazione dei suoli o delle foreste. Il reale impatto negativo che il degrado delle risorse idriche ha, o può avere, sullo sviluppo delle forme di vita naturali e organizzate, e cioè sullo sviluppo dei processi di desertificazione, è infatti legato all'utilizzo che concretamente si fa della risorsa idrica. Per questo motivo sembra più corretto parlare, in relazione al degrado delle acque, di potenziale indicatore di desertificazione, piuttosto che di indicatore certo ed oggettivo di desertificazione. In altre parole, una risorsa idrica sotterranea di pessima qualità, capace pertanto di provocare perdita di risorse naturali (suolo, vegetazione, etc.), potrebbe non costituire elemento assoluto di degrado se non venisse captata e utilizzata, e magari venisse sostituita con altra risorsa idrica derivata da altri bacini. Come pure una risorsa idrica prodotta in un determinato bacino idrografico non può e non deve essere messa in conto come fattore di sviluppo di quel bacino qualora venga derivata verso altri bacini, ma al contrario può costituire fattore di desertificazione del bacino stesso a cui è stata sottratta. Altro elemento che rende difficoltosa la valutazione dell'impatto che le acque degradate possono avere sull'ambiente e sul territorio è l'impossibilità di definire, per le risorse idriche, standard minimi qualitativi e quantitativi necessari alla conservazione e al corretto sviluppo dell'ambiente e del territorio in cui tali risorse si rinvergono naturalmente. Dal punto di vista quantitativo infatti le risorse idriche necessarie per un equilibrato sviluppo del territorio variano in funzione delle caratteristiche e del grado attuale dello sviluppo socio-economico del territorio stesso (insediamenti urbani e produttivi, uso del suolo, etc.). Ancor più dal punto di vista qualitativo appare difficile definire degli standard generali, perché certamente i requisiti di qualità richiesti alle acque differiscono, anche sensibilmente, a seconda dell'utenza a cui sono destinate (idropotabile, industriale e irrigua). Pertanto, una stessa risorsa idrica, qualitativamente e quantitativamente definita, potrebbe costituire elemento di degrado in un certo contesto territoriale e al contrario elemento di sviluppo in altri differenti contesti. Nella valutazione del rapporto risorse idriche-desertificazione, un ruolo fondamentale giocano inoltre le infrastrutture ed i processi tecnologici che l'uomo è in grado di realizzare e utilizzare per una corretta e razionale gestione della risorsa. In tal senso debbono, per esempio, considerarsi a tutti gli effetti disponibili per lo sviluppo di un territorio anche le acque eventualmente derivate da altri bacini idrografici. Come pure non può considerarsi in senso assoluto indicatore di desertificazione una risorsa qualitativamente non elevata, se poi detta risorsa, attraverso opportuni processi depurativi, può essere resa idonea a soddisfare una certa tipologia di utenza (ad esempio trattamento delle acque reflue per scopi irrigui). L'analisi risulta a questo punto particolarmente complessa, perché non può essere disgiunta da una valutazione di carattere economico, tenuto anche conto che i costi aggiuntivi connessi alla realizzazione di infrastrutture e processi tecnologici costituiscono un elemento di perdita di redditività economica, che, nell'accezione più ampia di desertificazione, costituisce uno dei fattori dei processi stessi di desertificazione. Il rapporto tra degrado delle risorse idriche e desertificazione sarebbe invece più univocamente e più facilmente interpretabile se le risorse idriche insistessero in un ambiente naturale, in cui venissero utilizzate esclusivamente risorse locali, captate, immagazzinate o derivate nel loro stato qualitativo naturale (Barbieri G., Ghiglieri G., Vernier A. 2004) (Ghiglieri et al. 2006; 2009a; 2009b).

2.6. Impiego di isotopi ambientali in idrogeologia applicata

2.6.1. Cenni sui fondamenti teorici

Gli isotopi sono atomi dello stesso elemento con diverso numero di neutroni, quindi masse diverse, forze di legame diverse, comportamenti chimico-fisici diversi. Gli isotopi radioattivi sono instabili e sono nuclidi che si disintegrano spontaneamente per formare altri isotopi emettendo particelle α o particelle β ed in alcuni casi raggi γ . Gli isotopi stabili non decadono nella scala dei tempi geologici, ma possono essere prodotti durante il decadimento di quelli radioattivi. Nelle indagini ambientali vengono utilizzati prevalentemente alcuni elementi (H, C, N, O, S), che sono i principali elementi presenti nei sistemi idrologici, geologici e biologici: sono leggeri e la loro differenza di massa è relativamente elevata, per cui i frazionamenti che avvengono durante i processi fisici, chimici e biologici sono misurabili. Gli isotopi stabili vengono utilizzati come traccianti nei cicli dell'acqua, del carbonio, dei nutrienti e in genere delle sostanze disciolte ($D^1H - ^{18}O/^{16}O - ^{13}C/^{12}C - ^{15}N/^{14}N - ^{34}S/^{32}S - ^{11}B/^{10}B$). Gli isotopi vengono anche utilizzati per stimare l'età delle acque sotterranee ($^3H, ^{14}C, ^{36}Cl$, etc.). La composizione isotopica è normalmente riportata come valore δ (delta) ed espressa in parti per mille (‰), riferita ad uno standard di composizione nota

$$\delta \text{ (in ‰)} = (R_x / R_s - 1) \times 1000$$

dove R è il rapporto fra l'isotopo più pesante e quello più leggero (es. $^{18}O/^{16}O$) ed R_x e R_s sono rispettivamente i rapporti del campione e dello standard (tabella 2.10).

Tabella 2.10. Elementi chimici, loro isotopi, abbondanze e standard di riferimento

Elemento	Isotopi stabili	Abbondanza naturale media (%)	Valori dei rapporti standard	Standard di riferimento internazionale
Idrogeno	1H	99.985	$^2H/^1H = 0.000316$	V-SMOW (Vienna –Standard Mean Ocean Water)
	2H	0.015		
Carbonio	^{12}C	98.892	$^{13}C/^{12}C = 0.0112372$	V-PDB (Vienna-Pee Dee Belemnite) Carbonato di calcio fossile
	^{13}C	1.108		
Azoto	^{14}N	99.6337	$^{15}N/^{14}N = 0.007353$	AIR (Azoto dell'aria)
	^{15}N	0.3663		
Ossigeno	^{16}O	99.7587	$^{18}O/^{16}O = 0.0039948$	V-SMOW (Vienna –Standard Mean Ocean Water)
	^{18}O	0.2039		
Zolfo	^{32}S	95.02	$^{34}S/^{32}S = 0.0450045$	V-CDT (Canyon Diablo Troilite)
	^{34}S	4.22		

Gli isotopi sono soggetti in natura a frazionamento isotopico: ciò significa che le proporzioni delle abbondanze relative dei vari isotopi stabili di uno stesso elemento non sono fisse, ma cambiano in seguito a processi fisici, chimici e biologici. Ad esempio, nella condensazione del vapore acqueo gli isotopi più leggeri (^{16}O e 1H) si concentrano nella fase di vapore, quelli più pesanti (^{18}O e 2H o Deuterio) nella fase liquida. Gli isotopi più leggeri formano legami chimici che si rompono più facilmente rispetto a quelli degli isotopi pesanti, e reagiscono più velocemente, concentrandosi nei prodotti; mentre, gli isotopi più pesanti si concentrano nei reagenti. Gli isotopi più leggeri sono maggiormente utilizzati dagli organismi perché comportano un minor costo energetico, e si

concentrano nei prodotti del metabolismo; mentre, gli isotopi più pesanti si concentrano nei substrati. I frazionamenti che avvengono durante i processi di evaporazione e condensazione delle acque di pioggia e che coinvolgono i componenti della molecola d'acqua (H₂O), sono influenzati dalla temperatura. Infatti, ad una temperatura di condensazione più bassa corrisponde un contenuto minore di isotopi pesanti, viceversa ad una temperatura di condensazione più elevata corrisponde un maggior contenuto di isotopi pesanti. Le principali conseguenze della dipendenza della composizione isotopica delle precipitazioni dalla temperatura di condensazione sono le seguenti:

- effetto delle variazioni stagionali: le precipitazioni invernali hanno un contenuto più basso di isotopi pesanti rispetto alle precipitazioni estive come conseguenza del fatto che derivano da un vapore condensato a temperature più basse;
- effetto altitudine: le piogge originate ai piedi di un rilievo sono isotopicamente più pesanti delle piogge che cadono a quote maggiori, e che sono isotopicamente più leggere (gradiente isotopico verticale);
- effetto continentalità: le precipitazioni sulle zone interne di un continente sono isotopicamente più leggere rispetto a quelle che si verificano sulle zone litorali o sub-litorali;
- effetto latitudine: la composizione isotopica delle precipitazioni ha contenuti minimi di isotopi pesanti su aree polari e contenuti massimi su aree tropicali.

Gli isotopi stabili di Ossigeno e Idrogeno trovano applicazioni negli studi idrogeologici: grazie al gradiente isotopico verticale è possibile stimare la quota relativa di ricarica di una sorgente (quota di condensazione delle piogge che la alimentano); in base all'ampiezza delle variazioni isotopiche stagionali rilevate sull'acquifero stesso, è possibile effettuare valutazioni sulla profondità e sulla lunghezza di un circuito idrogeologico:

- nel caso di circuiti brevi e piuttosto superficiali le variazioni isotopiche dell'acquifero sono paragonabili alle variazioni isotopiche delle precipitazioni atmosferiche dell'area in esame;
- nel caso di circuiti di portata regionale e/o di grande profondità, le acque hanno il tempo di rimescolarsi ed omogeneizzarsi, perciò non sono più praticamente presenti variazioni isotopiche stagionali, come nelle precipitazioni relative (UNESCO – IAEA, 2001).

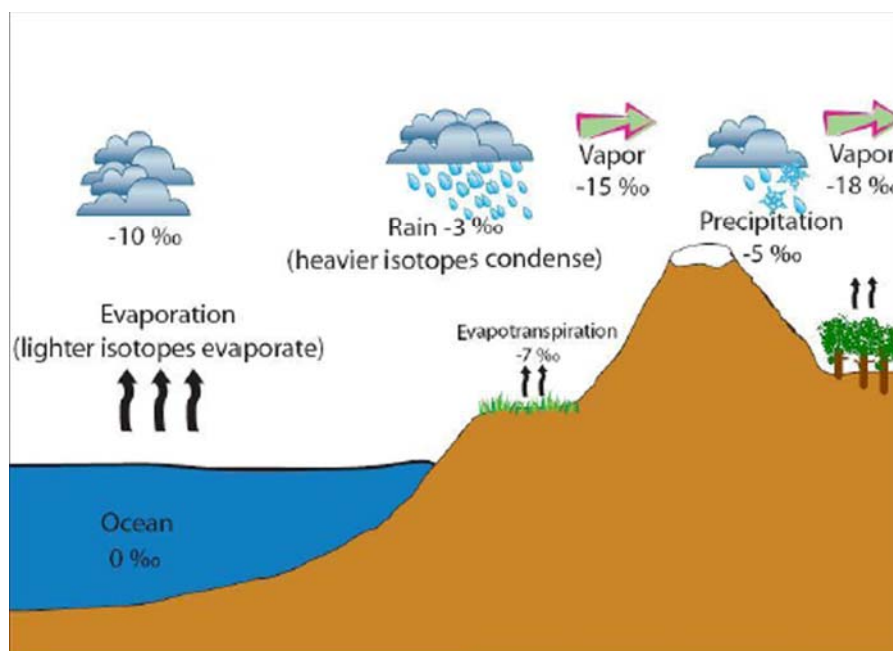
2.6.2. Gli isotopi stabili ossigeno-18 (¹⁸O) ed il deuterio (²H o D)

L'ossigeno-18 (¹⁸O) ed il deuterio (²H o D), isotopi rispettivamente dell'ossigeno e dell'idrogeno, consentono di calcolare la quota media di infiltrazione delle acque sotterranee: dunque permettono di localizzare il bacino di alimentazione. Entrambi vengono espressi in differenza per mille (δ ‰) del rapporto isotopico del campione (R_x) rispetto allo stesso rapporto nello standard (R_s), secondo l'espressione:

$$\delta \text{‰} = (R_x/R_s - 1) \times 1000$$

dove R è il rapporto fra l'isotopo più pesante e quello più leggero: ¹⁸O/¹⁶O per l'ossigeno e D/¹H per l'idrogeno. Lo standard è rappresentato dallo SMOW (Standard Mean Ocean Water), che rappresenta il valore medio della composizione isotopica delle acque oceaniche (le quali costituiscono il punto iniziale del ciclo idrologico). I principali processi naturali che determinano frazionamenti isotopici nelle acque sono i fenomeni di evaporazione e condensazione. Inoltre, poiché il frazionamento isotopico è tanto maggiore quanto più è bassa la temperatura, è evidente che i tenori in δD e δ¹⁸O delle precipitazioni debbano dipendere strettamente (oltre che dalla posizione rispetto agli oceani) dalla latitudine, dalla stagione e dall'altitudine (figura 2.4). Senza entrare nel dettaglio della metodica, si ammette che il tenore medio in isotopi pesanti stabili delle precipitazioni si conservi inalterato nelle acque sotterranee, a parità di posizione geografica: tale contenuto è da correlare con il gradiente temperatura dell'aria/altitudine e, quindi, con l'altezza sul livello del mare del bacino di alimentazione. Tale gradiente va sempre calcolato sperimentalmente, in quanto varia da regione a regione. L'interpretazione deve, inoltre, tenere conto di eventuali fenomeni di miscelamento fra acque di diversi acquiferi.

Figura 2.4. Frazionamento dell' ^{18}O

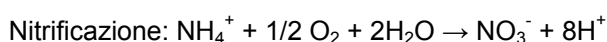
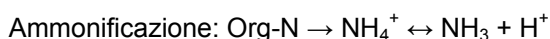


2.6.3. Il tritio (^3H)

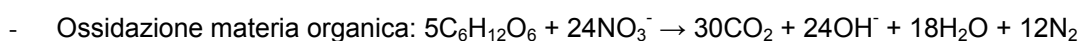
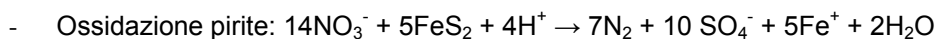
Il tritio (^3H), isotopo più pesante dell'idrogeno, ha massa tre ed è il solo radioattivo. Si forma spontaneamente per bombardamento del ^{14}N , da parte delle radiazioni cosmiche, si trasforma in acqua per combinazione con l'ossigeno dell'aria e raggiunge le acque sotterranee con le precipitazioni atmosferiche. In assenza di motivi di perturbazione artificiali, il contenuto in tritio delle piogge è in equilibrio con quello atmosferico, risentendo anch'esso della localizzazione geografica, della latitudine e della temperatura. La quantità di tritio nell'atmosfera è pressoché costante, in quanto il tritio prodotto e quello che decade sono naturalmente in equilibrio. Nel periodo di sperimentazione delle armi termonucleari nella stratosfera (1952-1963) la quantità di radionuclidi di tritio è aumentata di quasi 3 ordini di grandezza, fino alla moratoria di tali esperimenti. Da questo periodo il contenuto in tritio nelle precipitazioni è tornato ai livelli antecedenti gli anni '50, vale a dire 5-10 unità tritio, contro le 3000-5000 del 1963. Una unità tritio (TU Tritium Unit) equivale alla presenza di un atomo di ^3H ogni 10^8 atomi di ossigeno. Dunque, la principale applicazione in campo idrogeologico è quella della datazione delle acque sotterranee: infatti, queste, nel corso del loro movimento, perdono tritio, in accordo con il periodo di decadimento e/o dimezzamento (12,43 anni).

2.6.4. Uso dell'analisi isotopica per la determinazione di fonti d'inquinamento da nitrati nelle acque sotterranee. Gli isotopi $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{18}\text{O}$ in NO_3

La fonte dei nitrati in certi ambienti naturali può essere identificata correlando il rapporto isotopico dell'azoto naturale tra il nitrato contenuto nell'acqua di falda e il nitrato contenuto nei terreni a seconda della loro utilizzazione (Chiesa 1994). Come è noto, l'azoto, nelle acque naturali, è presente come nitrato, nitrito, ione ammonio, in forma gassosa biatomica e come ammoniaca; in forma organica come materiale solido in sospensione. Le reazioni possibili sono:



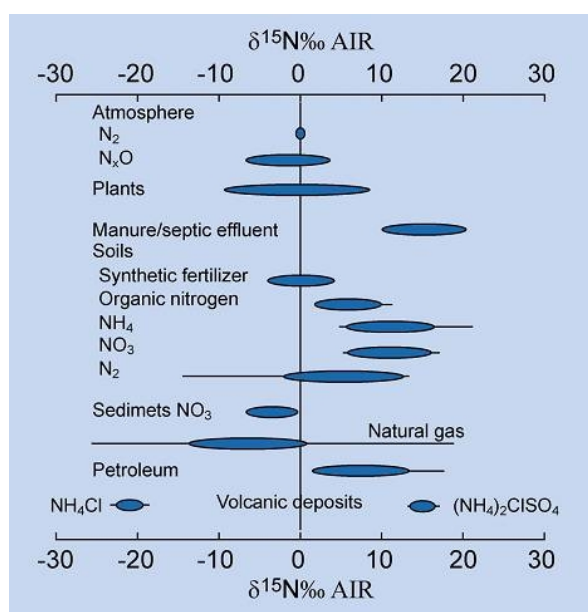
Denitrificazione:



L'azoto possiede due isotopi stabili ^{14}N e ^{15}N , il loro rapporto, ovvero la variazione in <per mille> della presenza rispettivamente dell'uno o dell'altro isotopo aiuta a definire l'origine dell'azoto: da fenomeni di ossidazione di resti organici o come sale derivato da fissazione industriale di azoto atmosferico e utilizzato come concime.

L'utilizzo dei dati isotopici dell'azoto in questa applicazione si basa sul fatto che l'azoto in natura si trova prevalentemente nella forma ^{14}N , ma è presente anche come ^{15}N , isotopo pesante; l'abbondanza isotopica viene misurata rispetto a standard internazionali di riferimento, che per l'azoto è quello atmosferico ($\delta^{15}\text{N}=0$). Valori di $\delta^{15}\text{N}$ intorno allo zero, infatti individuano i fertilizzanti azotati (figura 2.5), che vengono prodotti per sintesi partendo dall'azoto atmosferico; valori di $\delta^{15}\text{N}$ compresi tra +3 e +25 individuano liquami di origine animale, per la prevalenza di processi biometabolici; inoltre il ^{14}N viene espulso con l'urina e l'ammoniaca presente nei liquami (isotopicamente arricchita in ^{14}N) e volatilizza facilmente: da qui il marcato arricchimento in ^{15}N (Clark and Fritz, 1997).

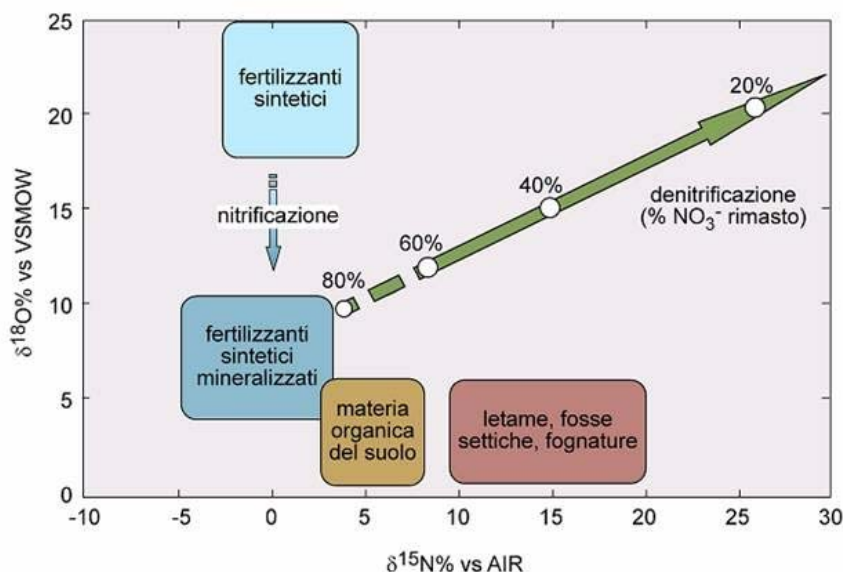
Figura 2.5. Valori di $\delta^{15}\text{N}$ (Clark and Fritz, 1997)



I fertilizzanti sintetici sono prodotti per sintesi industriale a partire dall'azoto e dall'ossigeno atmosferico, pertanto la loro composizione isotopica rimane simile a quella atmosferica; con valori per $\delta^{15}\text{N}$ intorno allo 0‰, generalmente compresi tra -4‰ e +4‰; per $\delta^{18}\text{O} = +20 \pm 2\%$ (valore medio dell'ossigeno atmosferico $^{18}\text{O} = 23\%$).

La metabolizzazione dell'azoto lungo la catena alimentare comporta un frazionamento sempre maggiore in proporzione al livello trofico dell'organismo. Dunque, i nitrati provenienti dall'ossidazione di materia organica prodotta da organismi superiori (concimi organici, perdite da fosse settiche) presentano valori di ^{15}N maggiormente arricchiti fino a valori prossimi a 20‰. Inoltre, poiché nel processo di denitrificazione i batteri utilizzano di preferenza l'isotopo leggero ^{14}N , il rapporto isotopico dei nitrati presenti nelle acque sotterranee, in presenza di tali processi, potrebbero risultare simili sia nel caso di nitrati provenienti da fertilizzanti prodotti industrialmente, che di quelli provenienti da mineralizzazione di sostanza organica. Perciò viene quantificata anche la variazione dell'isotopo ^{18}O (figura 2.6) (Clark and Fritz, 1997).

Figura 2.6. Contenuto in isotopi di azoto e ossigeno per le varie fonti di nitrati (Clark and Fritz, 1997)



Il rapporto tra il valore del campione e il valore standard viene espresso come:

$$\delta^{15}\text{N} (\text{‰}) = \left(\frac{^{15}\text{N}/^{14}\text{N}}{(^{15}\text{N}/^{14}\text{N}) \text{ standard}} - 1 \right) \times 1000$$

- se ^{15}N campione $>$ ^{15}N standard allora $\delta^{15}\text{N}$ è positivo (arricchimento dell'isotopo pesante nel campione rispetto allo standard);
- se ^{15}N campione $<$ ^{15}N standard allora $\delta^{15}\text{N}$ risulta essere un valore negativo (impoverimento dell'isotopo pesante o arricchimento dell'isotopo leggero rispetto allo standard).

La composizione isotopica dell'azoto serve dunque:

- ad individuare l'origine e distinguere i fertilizzanti sintetici dai composti organici;
- a portare in evidenza fenomeni di nitrificazione e denitrificazione e caratterizza i processi che si svolgono nelle acque sotterranee;
- è indispensabile per distinguere un nitrato da concime organico rispetto ad uno da fertilizzante sintetico.

2.6.4.1. Esempi di valori di $\delta^{15}\text{N}$ rilevati in differenti condizioni (Roadcap et al. 2002)

Precipitazioni

Le acque piovane contengono azoto nitrico e ammoniacale in quantità talmente basse da non costituire fonte importante di contaminazione. I valori di $\delta^{15}\text{N}$ si attestano su -3‰ per analisi effettuate su precipitazioni a Pretoria in Sud Africa.

Acque superficiali

Il range di $\delta^{15}\text{N}$ è compreso tra $+1\text{‰}$ e $+10\text{‰}$. Valori più alti sono da attribuire a fenomeni di denitrificazione in acque anossiche.

Suolo

L'azoto è contenuto nel materiale organico potenzialmente mineralizzabile e come risultato di ammonizzazione e nitrificazione. Se lo ione ammonio è prodotto con sufficiente lentezza e ha un tempo di ritenzione basso, e se la volatilizzazione è minima la nitrificazione è completa. I valori di $\delta^{15}\text{N}$ vanno da $+4\text{‰}$ a $+9\text{‰}$. In uno studio di laboratorio su 7 differenti tipi di suolo il range era



compreso tra -9,6‰ e +6,3‰, risultati probabilmente dovuti ai tempi di incubazione.

Acque sotterranee non contaminate

Premesso che il valore di $\delta^{15}\text{N}$ in studi a larga scala è estremamente difficoltoso, studi effettuati in Minnesota hanno stabilito un quantitativo di nitrati di 1,5 mg/l corrispondenti a valori di $\delta^{15}\text{N}$ intorno a +3,9‰.

Acque sotterranee contaminate da fertilizzanti inorganici (fertilizzanti sintetici e mineralizzati)

L'azoto è contenuto nei fertilizzanti in forma di nitrato ammonico e ammoniaca anidra e deriva dalla fissazione industriale di azoto atmosferico. I valori di $\delta^{15}\text{N}$ sono compresi tra -4‰ e +4‰. Heaton (1986) indica valori pari a -1‰ e +2,5‰ rispettivamente per la parte dello ione ammonio e per la parte dello ione nitrato. Dealy (1995) suggerisce un range che va da +3,5‰ a +7‰ per contaminazioni derivanti dalla combinazione di fertilizzanti azotati in suoli con materiale organico.

Acque sotterranee contaminate da reflui animali e fosse settiche

Nitrati derivanti da reflui animali hanno valori di $\delta^{15}\text{N}$ maggiori di +10‰ (Kendall and Aravena, 2000; Moore et al. 2006). Il grado di arricchimento è alto in conseguenza del tempo di esposizione diretta dei reflui all'atmosfera. Heaton (1986) indica valori compresi tra +8‰ e +22‰. I reflui umani sono una potenziale fonte di nitrati in piccole comunità rurali nelle quali il numero di fosse settiche è alto. Rispetto i reflui animali, l'arricchimento isotopico tende ad essere inferiore. Mariotti et al. (1988) indicano valori compresi tra +10‰ e 13,5‰ per fognature e fosse settiche, mentre per campioni di acque sotterranee in area urbana in Francia si indica un valore medio di +9,9‰.

Denitrificazione

Quando le acque sotterranee fluiscono verso la zona di riduzione, i nitrati vengono ridotti dai batteri che li usano come accettori di elettroni. Il range va da +4,7‰ di un acquifero calcareo in Francia dove avvengono fenomeni di adsorbimento (Mariotti et al. 1988) a +30‰ in acquifero "sabbioso" nel deserto del Kalahari dove la denitrificazione è particolarmente lenta (Vogel et al. 1981).

2.6.4.2. Disponibilità di $\delta^{18}\text{O}$ misurati nelle acque sotterranee

In studi di Bottcher et al. (1990) realizzati su 10 campioni lungo un percorso di 3 km caratterizzato da suoli agricoli e forestali in Germania, è evidente la correlazione tra la concentrazione di nitrati e l'incremento in $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{18}\text{O}$. Infatti da 4 a 7 metri di profondità il contenuto in nitrati subisce un decremento da 21 mg/l a 4,5 mg/l con un incremento di $\delta^{15}\text{N}$ da +9,69‰ a +37,09‰ e un incremento di $\delta^{18}\text{O}$ da +6,01‰ a +25,67‰. Altri studi condotti in Ontario da Mengis et al. (1999) sui processi di denitrificazione indicano valori di $\delta^{15}\text{N}$ tra +5‰ e +30‰ e di $\delta^{18}\text{O}$ tra +0,5‰ e +17‰.

In un'altra area di studio dove si sospetta che i fertilizzanti siano la fonte dei nitrati Aravena et al. (1993), indicano per $\delta^{18}\text{O}$ un valore di +3,5‰. Questo risulta più basso del valore atteso (pari a +13‰) nell'ipotesi che tutto il nitrato presente provenga dal nitrato ammonico usato per la fertilizzazione. I risultati indicano che il nitrato non deriva appunto dal fertilizzante, ma presumibilmente da una nitrificazione di ione ammonio presente nel letame e dalla mineralizzazione dell'azoto organico del suolo.

2.7. L'area pilota della Nurra di Alghero. Assetto territoriale, criticità e studi progressi

La ricerca sviluppata nell'area della Nurra, nell'ambito del progetto RIADE, dal titolo "Studio sulla gestione sostenibile delle risorse idriche: dall'analisi conoscitiva alle strategie di salvaguardia e tutela" (Ghiglieri et al. 2006; 2009a; 2009b), è stata impostata e condotta secondo un approccio interdisciplinare: questo è stato possibile articolando il lavoro in diverse fasi. In particolare, si è posto l'accento sugli aspetti quantitativi e qualitativi delle risorse idriche superficiali e sotterranee appartenenti al sistema fisico dell'area in studio.

La protezione delle risorse idriche rappresenta un aspetto di fondamentale importanza nell'area in studio, dove si fa un ampio ricorso allo sfruttamento delle risorse idriche superficiali e sotterranee, per soddisfare le esigenze di approvvigionamento dei diversi settori (civile, idropotabile, industriale, irriguo e zootecnico).

Infatti, gli acquiferi presenti nell'area sono una risorsa strategica in termini quantitativi: sulla base delle valutazioni eseguite sono state calcolate disponibilità, in termini di riserve regolatrici immagazzinate medie annue (riserve che si rinnovano annualmente), pari a circa 37 milioni di m³.

La moltitudine dei centri di pericolo, produttori (reali e potenziali) di inquinamenti (puntuali, diffusi e sparsi) in aree ad elevata pressione antropica, comporta la necessità di individuare, in modo completo e dinamico, le zone a rischio di degrado qualitativo, al fine di disporre di uno strumento di controllo dello stato quali-quantitativo delle risorse idriche, peraltro continuamente aggiornabile.

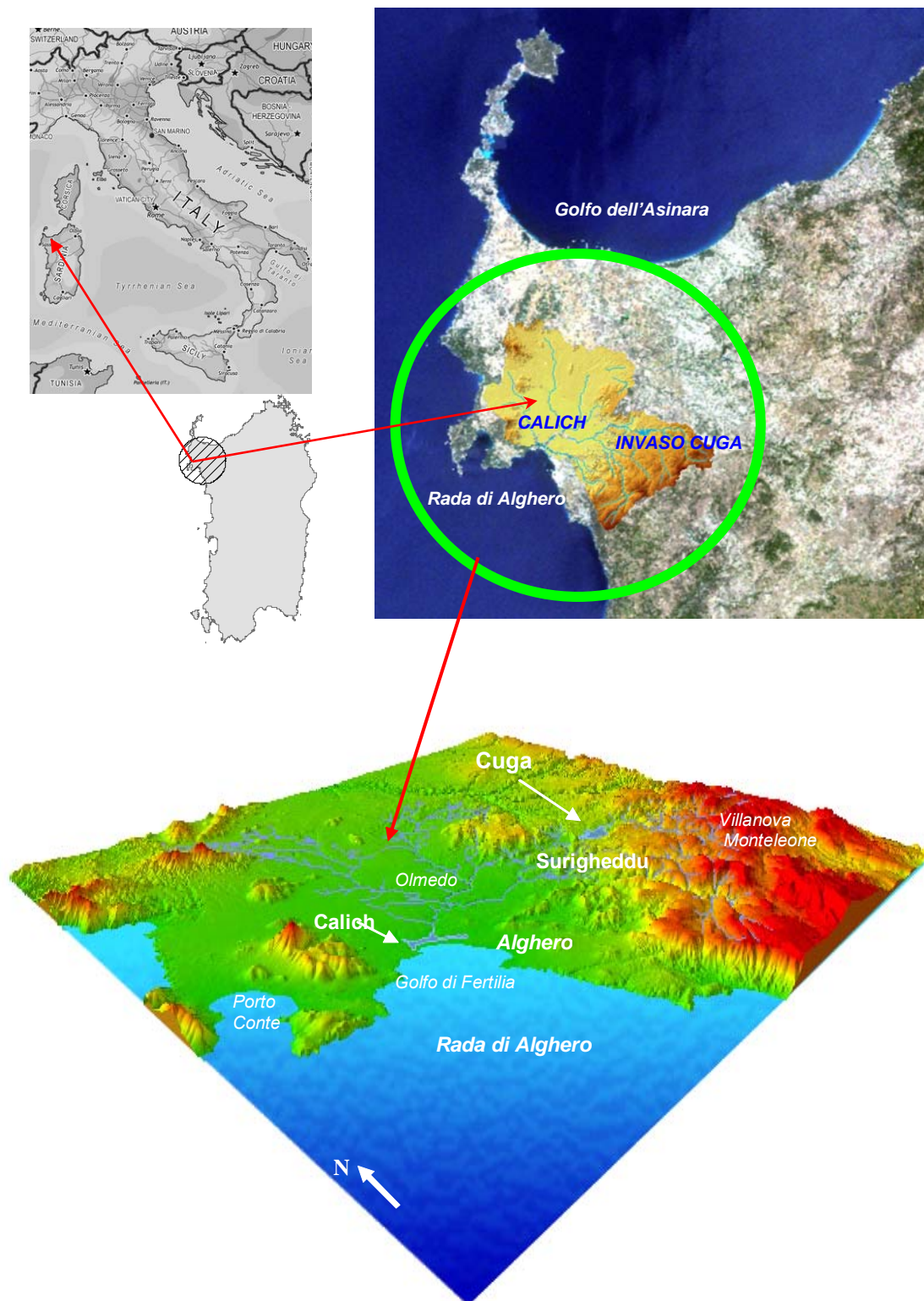
Il lavoro ha proposto un processo metodologico di impostazione di una rete di monitoraggio delle risorse idriche, ottimizzando lo sviluppo e l'estensione della rete stessa attraverso la selezione dei punti d'acqua più significativi, sulla base delle condizioni fisiche locali e delle trasformazioni antropiche del territorio. Per esempio, tenendo conto del modello idrogeologico ricostruito per l'intero bacino del Calich, dei risultati preliminari dei rilievi idrogeologici e idrochimici e del censimento dei Centri di Pericolo individuati nel territorio, la metodologia proposta ha consentito di ottimizzare la rete di monitoraggio delle acque sotterranee del bacino del Calich, passando dai 447 punti d'acqua rilevati nel censimento preliminare ai 59 della rete di monitoraggio definitiva. Le indagini effettuate nel bacino, hanno inoltre messo in evidenza diffusi e preoccupanti fenomeni di inquinamento di tipo organico (civile o zootecnico) e/o di tipo agricolo dovuti alla presenza nelle acque sotterranee di eccessive concentrazioni di composti azotati (nitrati, nitriti ed ammoniaca) (Ghiglieri et al. 2005; 2006; 2009a; 2009b).

2.7.1. Caratterizzazione area pilota

Il bacino pilota è ubicato nella Sardegna Nord occidentale, nel territorio della provincia di Sassari. Il bacino ha una estensione di circa 400 km² e ricade nei territori comunali di Alghero, Ittiri, Olmedo, Putifigari, Sassari, Uri e Villanova Monte Leone. L'area in studio è compresa nei Fogli IGM, in scala 1:50.000, n. 440, 441, 458, 459, 478 e 479. Nel quadro generale delle varie tipologie delle aree costiere della Sardegna, la zona in studio offre svariati motivi di interesse naturalistico e antropico.

All'interno del bacino idrografico si distinguono due grandi aree: la Nurra di Alghero, con paesaggi pianeggianti nella porzione centro settentrionale del bacino; l'altra, costituita da paesaggi collinari che da Alghero si spingono verso Villanova Monte Leone, occupando la parte meridionale del bacino (figura 2.7). La parte centrale del bacino è dunque caratterizzata da una morfologia pianeggiante, degradante fino alla rada di Alghero, localmente dominata da rilievi costituiti da alti tettonici o residui di erosione e da una dorsale meridionale. In questa area troviamo il Monte Murone con i suoi 506 m s.l.m., che rappresenta la cima più alta dell'area in studio. La vicinanza dei rilievi alla costa non permette la formazione di corsi d'acqua di una certa importanza; le precipitazioni infatti si raccolgono in modesti compluvi e defluiscono direttamente a mare. In generale il reticolo idrografico del bacino è impostato con orientamento verso il Golfo di Fertilia. Le linee principali di deflusso sono a raggiera e solo in parte legate a direttrici tettoniche. Il corso d'acqua più importante è il Rio Barca che sfocia nello stagno del Calich. Le precipitazioni sono mediamente pari a 600 mm/a. All'interno del bacino sono presenti due invasi artificiali: corrispondenti alle dighe del Cuga e di Surigheddu.

Figura 2.7. Area in studio



L'area, fino a non molti anni fa interessata quasi esclusivamente da una fiorente attività agro-pastorale, ancora oggi presente, sviluppatasi soprattutto nell'entroterra e presso le maggiori incisioni fluviali, ha visto negli ultimi anni una forte richiesta di urbanizzazione lungo la fascia costiera con la costruzione di diversi insediamenti turistici con le relative infrastrutture urbanistiche. Nell'entroterra, a Nord-Est di Alghero, sono presenti alcune imprese produttive tipologicamente riconducibili ad attività industriali, terziarie e quaternarie. Sulla costa, la concentrazione della popolazione, sia residente che stagionale, insieme all'uso agricolo dei territori, determina un fabbisogno idrico che, in certi periodi

dell'anno e/o in annate siccitose, supera le quantità disponibili. Inoltre, l'estrazione eccessiva di acqua dagli acquiferi costieri può innescare fenomeni d'intrusione di acqua marina negli stessi, che contribuiscono ad incrementare, ancora di più, il rischio di desertificazione.

2.7.2. Inquadramento geologico

La Nurra è una regione pianeggiante nella quale sono presenti una grande varietà di litologie interessate da complessità strutturali: essa costituisce un alto strutturale, delimitata verso Est da un semigraben miocenico del bacino di Porto Torres. I depositi miocenici del semigraben trasgrediscono, con rapporti onlap, nel quale i terreni più antichi affiorano progressivamente verso Ovest. La trasgressione si realizza al di sopra di vulcaniti oligo-aquitane e talvolta direttamente sopra le coperture carbonatiche mesozoiche ad Ovest delle quali sulla costa affiora il basamento metamorfico varisco. Verso Sud la regione confina con il Mejlugu: un'area caratterizzata da plateaux ignimbrici miocenici variamente incisi. Ad Ovest la Nurra è delimitata dal bacino balearico e a Nord dal golfo dell'Asinara. L'attuale assetto strutturale che controlla la distribuzione e la giacitura dei terreni in affioramento si è delineato con molta probabilità a partire dall'Oligocene Miocene inferiore anche se alcuni tratti strutturali, che interessano le coperture mesozoiche, possono essere riferiti a fasi tettoniche del Cenozoico inferiore e del Mesozoico (Ghiglieri et al. 2006; 2009a; Funedda et al. 2000). La grande varietà di litologie coinvolte (figura 2.8), in una strutturazione solo apparentemente priva di complessità, rende problematica la ricostruzione della circolazione idrica sotterranea e le geometrie dei serbatoi. In figura 2.8 è riportata la carta geologica della Nurra e in figura 2.9 le sezioni geologiche, così come riportate dagli autori (Ghiglieri et al. 2006; 2009a) nell'ambito del progetto RIADE.

L'orogenesi varisca è responsabile della strutturazione del basamento che è caratterizzato da una tettonica polifase. Tutto il basamento è strutturato in una grande sinforme di scistosità con immersione assiale verso Est. Questo basamento è caratterizzato dalla presenza di:

- Quarziti e metarenarie filladiche con intercalazioni di metaconglomerati.
- Metagrovacche, metabasiti (metadoleriti e metabasalti alcalini) e rare metarioliti intercalate.
- Ironstones fosfatici a tessitura diamictitica fine e conglomeratici (Ordoviciano superiore).
- Filladi grafitose (Siluriano). Si tratta di meta-argilliti molto fini ricche in grafite. Tra tutti i litotipi del basamento è sicuramente quello con minor permeabilità.
- Micascisti e paragneiss della zona a biotite della facies degli scisti verdi e della facies anfibolitica.

Sovrastanti il basamento troviamo le coperture paleozoiche e mesozoiche. Tali coperture giocano il ruolo principale nell'idrogeologia della regione; infatti la loro natura essenzialmente carbonatica, oltre a rendere facile l'infiltrazione nelle zone in cui esse affiorano, fanno di queste aree un acquifero di notevole capacità. Le coperture post-varisiche datano dall'Autuniano, rappresentato da siltiti e areniti grigie, fino al Cretaceo superiore, rappresentato da calcari e marne. Il Paleozoico superiore è rappresentato essenzialmente da ruditi e areniti continentali con intercalazioni di vulcaniti acide che fanno passaggio ad areniti e ruditi triassiche nella tipica facies germanica. I primi depositi marini trasgressivi datano al Trias medio e sono rappresentati da dolomie e calcari anch'essi in facies germanica. La successione marina testimonia l'instaurarsi di una piattaforma a sedimentazione carbonatica che continua per tutto il Mesozoico. Tuttavia un'importante lacuna è presente nel Cretaceo medio; essa è causata da un'emersione che ha generato la formazione di bauxite. I terreni trasgressivi del Cretaceo superiore, e la stessa bauxite, giacciono sui terreni più antichi in chiara discordanza angolare, ben rilevabile a scala cartografica (Pecorini 1966; Oggiano et al. 1987). Le coperture mesozoiche carbonatiche rivestono particolare importanza in quanto, il loro spessore è superiore ai 1000 metri, ospitano gran parte delle riserve idriche sotterranee della regione. Esse possono comprendere tre insiemi principali:

- Il Trias, notoriamente in facies germanica, costituito da dolomie e calcari, con importanti livelli evaporitici (essenzialmente gessi). Gli spessori sono molto variabili in funzione della tettonica, ma lo spessore iniziale non dovrebbe superare gli 80 metri.
- Il Giurassico, costituito da dolomie e calcari con intercalazioni marnose, con spessore esposto di almeno 700 metri (Monte Doglia).

Figura 2.8. Schema geologico-strutturale dell'area in studio (Ghiglieri et al.2006; 2009a)

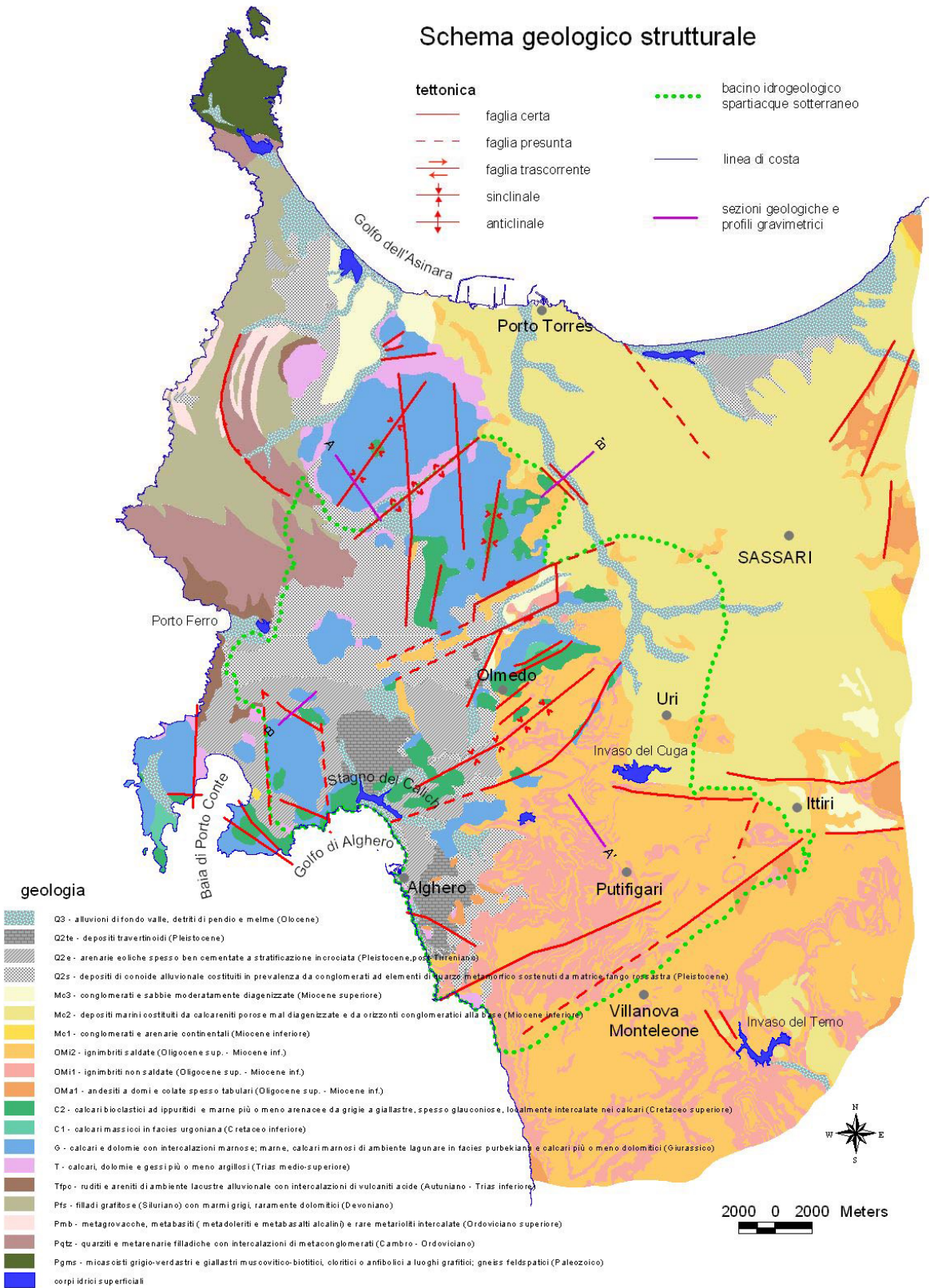
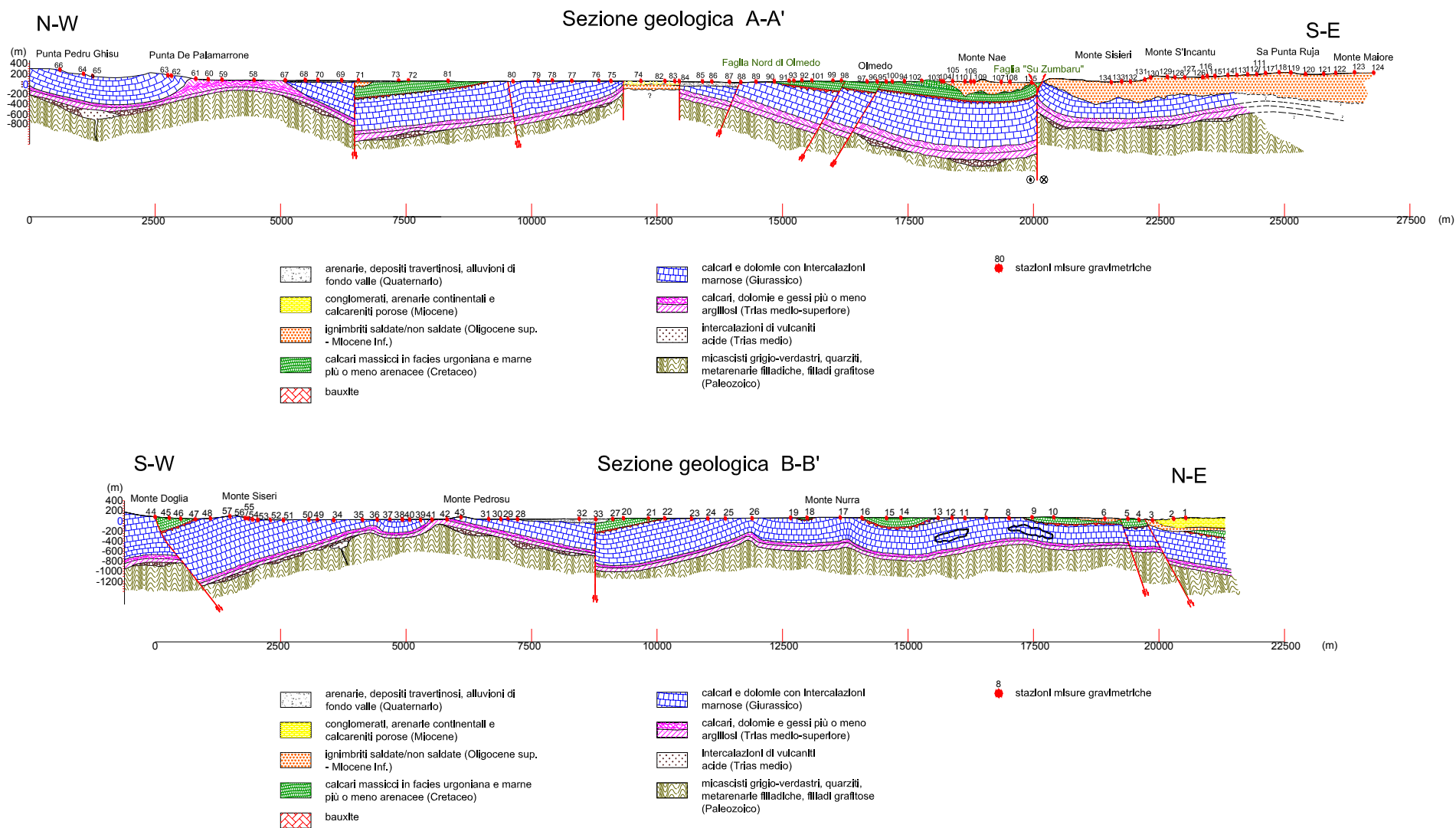


Figura 2.9. Sezioni geologiche A - A' e B - B' (Ghiglieri et al.2006; 2009a)



- Il Cretaceo, è un sistema lacunoso, costituito da calcari molto fini (facies Urgoniana, Cretaceo inferiore) e da calcari e marne del Cretaceo superiore. Lo spessore complessivo è di 400 metri.

Sulle successioni carbonatiche mesozoiche poggiano flussi piroclastici, spesso alterati in argille smectitiche, e su questi, verso la parte orientale della Nurra poggiano i sedimenti trasgressivi del Miocene.

Coltri detritiche rappresentate da depositi alluvionali più o meno ricche di argille sono comuni dal Mesozoico al Pleistocene.

2.7.3. L'assetto strutturale

L'assetto strutturale della regione riflette essenzialmente eventi deformativi di età cenozoica ed in minor misura mesozoica. La tettonica varisca ha importanza solo nel settore della Nurra occidentale, in cui affiora il basamento metamorfico paleozoico, che comunque riveste un'importanza secondaria rispetto alle coperture.

2.7.3.1. Tettonica varisca

L'orogenesi varisca è responsabile della strutturazione del basamento che è caratterizzato da una tettonica polifase. La prima fase deformativa è caratterizzata da grandi pieghe isoclinali coricate con vergenza sud-occidentale. A tali pieghe sin-metamorfiche è legata la principale scistosità del basamento. Alla prima fase seguono altre fasi deformative che sviluppano nuove scistosità che traspongono la precedente. Tutto il basamento è strutturato in una grande sinforme di scistosità con immersione assiale verso Est. Il piegamento in sinforme è riferibile alla fase F3 (Carosi et al. 2002), mentre l'immersione assiale verso Est potrebbe essere riferita al tilting di età miocenica. Da un punto di vista idrogeologico, questo assetto strutturale controlla l'andamento del drenaggio che è centrifugo rispetto alla costa.

2.7.3.2. Tettonica Mesozoica

La tettonica mesozoica è stata individuata dagli studi per la prospezione della bauxite (Oggiano et al. 1987; Combes et al. 1993) ed è riassumibile nelle seguenti fasi:

- movimenti tettonici in regime distensivo, ai quali è legata l'emersione della piattaforma carbonatica. Sono riferiti all'Albiano, anche sulla base di correlazioni con i movimenti tettonici della Provenza (movimenti bedouliani) e sono caratterizzati da faglie normali che, con direzione ENE, hanno riattivato discontinuità tardo-varisiche nel basamento. Tali faglie hanno sollevato il settore nord-occidentale della piattaforma carbonatica attualmente affiorante, causandovi, nel Cretaceo medio, l'elisione erosiva dei depositi del Giurassico superiore e del Cretaceo inferiore. In questo modo la successione carbonatica mesozoica ha iniziato a presentare spessori via via decrescenti verso NW, fin dalla fase emersiva mesocretacica (figure 2.8, 2.9);
- tettonica a carattere transpressivo, caratterizzata da faglie trascorrenti sinistre con associate pieghe blande a direzione NNW e faglie normali orientate NE. La faglia più importante, legata a tale tettonica, è la faglia di Su Zumbaru-Mamuntanas. Questa decorre da Nalvonazzos di Uri sino ad oltre Mamuntanas ed è responsabile del sollevamento della piattaforma carbonatica posta a Sud-Est, che probabilmente è rimasta emersa anche durante il Cretaceo superiore; infatti a Sud di tale faglia non si trovano mai sedimenti trasgressivi di tale epoca;
- fase tettonica del Cretaceo terminale, responsabile dell'emersione di tutta la piattaforma mesozoica. Le strutture riferibili a tale tettonica non sono ben identificate.

2.7.3.3. Tettonica Cenozoica

- Fase tettonica post-Cretaceo superiore e pre-ignimbriti. Tra il Cretaceo superiore e il Miocene medio devono essersi sviluppate diverse fasi tettoniche che tradizionalmente vengono riferite alla fase Pirenaica (Cerchi & Tremolieres 1984). Le pieghe principali, generate da tale tettonica,



hanno direzione assiale N50 e ammettono un raccorciamento N140 che è differente da quello riferito alla fase pirenaica nella Sardegna sud-occidentale (Barca & Costamagna 1997; Carmignani et al. 2004). Non essendoci marker stratigrafici che possano vincolarla, sia inferiormente che superiormente, tale tettonica, oltre che alla fase Pirenaica, potrebbe essere attribuita al Cretaceo superiore o anche all'Oligocene-Aquitano. In quest'ultimo caso, sarebbe riferibile alla collisione appenninica che ha generato importanti faglie trascorrenti sinistre con associate fasce transpressive nella Sardegna orientale e bacini transtensivi nella Sardegna centro-settentrionale.

- Fase tettonica distensiva, legata all'apertura burdigaliana del Bacino Balearico. Tale fase tettonica riveste notevole importanza nella strutturazione definitiva della regione; infatti ad essa è riferibile il generale tilting verso NE del blocco frustale della Nurra, ben deducibile dall'immersione orientale sia delle strutture planari e lineari del basamento, che dell'immersione assiale a NE delle pieghe che interessano le coperture tra il Rio D'Astimini e Monte Nurra. L'interferenza delle deformazioni fragili, legate a tale tettonica, con le pieghe della tettonica precedente realizza geometrie che hanno un controllo fondamentale sulla circolazione idrica sotterranea.
- Fase tettonica del Pliocene. Tale tettonica è responsabile del sollevamento recente della regione e si manifesta con faglie dirette e sollevamenti in blocco. Tali faglie hanno spesso andamento meridiano, ma possono riattivare faglie precedenti con differenti direzioni, generando depressioni ad andamento NS ed ENE all'interno delle quali si conservano vulcaniti mioceniche e depositi clastici del Miocene superiore.

2.7.4. Inquadramento idrogeologico: Unità e complessi idrogeologici. Il bacino idrogeologico

L'acquifero più importante della Nurra è costituito dalla successione carbonatica mesozoica. Il suo spessore non è ben conosciuto. Tuttavia, a meno di elisioni erosive recenti e antiche, dovrebbe raggiungere i 1000 m di spessore. Il serbatoio principale deve essere ricondotto alle zone in cui l'assetto e la storia strutturale della regione ha consentito la conservazione del massimo spessore di questa successione.

Le vulcaniti che affiorano con grandi spessori nella parte meridionale dell'area poggiano anch'esse sui carbonati mesozoici. La profondità non è conosciuta, e sicuramente verso Sud deve essere molto elevata. Lo spessore massimo esposto è di 720 m a Pedra Etori; considerando che tutta la successione vulcanica costituita da flussi piroclastici sovrapposti immerge verso NE, non si può escludere che lo spessore delle vulcaniti superi il chilometro di spessore quantomeno nei limiti sud orientali dell'area di studio.

I due sistemi, carbonatico e vulcanico, hanno potenzialità di immagazzinamento molto diverse. Soprattutto le vulcaniti mostrano un maggior numero di acquiferi sovrapposti, anche se l'immersione verso NE porta le piezometriche ad abbassarsi notevolmente in questa direzione e, verosimilmente, a far confluire i flussi nel sistema dei carbonati mesozoici. Nel distretto della Nurra, in particolare nelle formazioni vulcaniche, sono riconosciute delle manifestazioni idrotermali, riferibili al Miocene superiore, che possono essere descritte come prodotti di interazione acqua-roccia. Queste hanno generato estesi depositi di bentonite, zeolite e caolinite, che attualmente vengono coltivati: tali fenomeni influenzano le caratteristiche chimiche delle acque sotterranee in alcune zone dell'acquifero delle vulcaniti.

Da un punto di vista idrogeologico le formazioni litostratigrafiche, già descritte, sono state raggruppate in 5 Unità Idrogeologiche principali che a loro volta sono state suddivise in 7 Complessi Idrogeologici o acquiferi. Agli acquiferi individuati sono stati attribuiti i valori di permeabilità desunti dalla letteratura scientifica e verificati con prove di pompaggio in regime transitorio (Ghiglieri et al. 2006; 2009a).

A parte il modesto acquifero ospitato nei sedimenti quaternari, che possiede una permeabilità per porosità, gli altri sono caratterizzati da una permeabilità secondaria per fessurazione e per carsismo, che in alcuni casi coesistono. Come già descritto, nell'area esistono anche dei circuiti sotterranei estremamente condizionati da strutture tettoniche, le quali talvolta costituiscono delle zone preferenziali di drenaggio e talaltra costituiscono dei limiti laterali stagni.

Le informazioni di carattere geologico-strutturale, unitamente alle informazioni idrogeologiche ed idrochimiche hanno permesso di ricostruire il modello concettuale degli acquiferi presenti nell'area



d'indagine. L'insieme di tali elaborazioni ha, inoltre, consentito di ricostruire il bacino idrogeologico, che in alcune zone si discosta da quello idrografico superficiale. Il bacino idrogeologico, rappresentato in figura 2.10 è condizionato nella parte settentrionale, meridionale e parzialmente occidentale da strutture (anticlinali e faglie) e nella porzione orientale da spartiacque sotterranei individuati dalle piezometriche. In particolare, nella zona a Sud di Alghero, il bacino idrogeologico si estende fino alla linea di costa, mentre a Ovest coincide con il bacino idrografico, ad eccezione della zona di Monte Doglia, dove il suo andamento è condizionato dalla presenza di una faglia con direzione N-S. Nella parte Nord, dall'analisi delle curve isopiezometriche, si è riconosciuto uno spartiacque sotterraneo: questo segue in gran parte l'asse dell'anticlinale che presenta al nucleo il complesso sedimentario del Trias. Ad Est il bacino si estende verso il sassarese: questo andamento è dovuto alla presenza di un pull-apart, che comporta il richiamo di flussi idrici sotterranei dall'unità idrogeologica del Miocene. A Sud il limite del bacino idrogeologico è determinato da una faglia, a carattere regionale, che si estende in direzione NE-SW. Vengono di seguito elencate le Unità ed i Complessi Idrogeologici riconosciuti.

2.7.4.1. Unità idrogeologica del Paleozoico

Cme (P) – *Complesso metamorfico (Acquifero del Paleozoico):* $K=1 \times 10^{-11}$ (m/s)

L'infiltrazione nelle metamorfiti deve ritenersi molto modesta ed i flussi, generalmente sub superficiali, ospitati in esse, a causa dell'immersione assiale delle strutture varisiche verso Est, tendono anch'essi a confluire nel sistema carbonatico.

2.7.4.2. Unità idrogeologica del Mesozoico

Tale Unità è stata suddivisa nei seguenti complessi idrogeologici:

Csc (T) – *Complesso sedimentario composito del Trias (Acquifero del Trias):* $K=1 \times 10^{-6}$ (m/s)

Cc (G) – *Complesso calcareo del Giura (Acquifero del Giura):* $K=1 \times 10^{-4}$ (m/s)

Ccm (C) – *Complesso calcareo marnoso del Cretaceo (Acquifero del Cretaceo):* $K=1 \times 10^{-5}$ (m/s)

La copertura carbonatica mesozoica è stata deformata a più riprese da fasi tettoniche che hanno comportato:

- emersione ed erosione che ne hanno condizionato gli spessori in aree differenti;
- la generazione di geometrie e strutture che possano aver consentito la formazione di falde sospese, la conservazione degli spessori primari e l'ispessimento di questi dovuto a raccorciamenti;
- la formazione di diaframmi impermeabili al flusso laterale costituiti da faglie.

D'altra parte faglie e bassi strutturali (graben e fosse tettoniche di modesta estensione) possono aver avuto, al contrario, il ruolo di dreni. Inoltre le *damage zones* legate alle principali faglie trascorrenti possano essere sede di circolazione profonda che ha dato luogo a circuiti termo-minerali come ad esempio a S'Abbalughente a Romana, ai limiti sud-orientali dell'area, e del Rio Sette Ortas dove un circuito idrotermale è stato intercettato dal collegamento Temo-Cuga.

Lo spessore dei carbonati diminuisce verso NW a causa di un primo evento erosivo legato alla tettonica mesocretacica, che ha generato un alto strutturale in questa direzione. Infatti a Sa Campana un lembo di Cretaceo superiore poggia sulle dolomie dell'Oxfordiano.

La tettonica plicativa ad assi N 50 ha generato un'ampia sinforme tra Sa Ginestra e Tottubella dove si conserva gran parte del Cretaceo superiore. In quest'area quindi gli spessori della successione carbonatica sono molto elevati. Un'altra importante sinforme si conserva tra Brunestica e Fertilia bordata verso Sud dalla faglia di Su Zumaru Mamuntanas. E' questa l'area in cui lo spessore del sistema carbonatico è da ritenersi massimo e quindi massima è la capacità del serbatoio.

In definitiva il sistema carbonatico può essere suddiviso nelle seguenti zone:

- un'area nord occidentale costituita da terreni del Giura ripiegati da una coppia anticlinale (Cugiareddu) – sinclinale (Monte Alvaro) con immersioni assiali a NE e che quindi drenano i flussi verso Porto Torres al di sotto dei carbonati miocenici;
- un'area di basso strutturale costituita dalle sinformi di Monte Nurra – Sa Ginestra e dalla sinclinale Olmedo – Calich, che costituiscono un basso strutturale dove si concentra la maggior possibilità di immagazzinamento;
- un graben (bacino di pull-apart) interposto tra queste due sinclinali riempito da successioni clastiche del Miocene superiore e vulcaniti, che può rappresentare una zona di accumulo;
- un'area a sud della faglia di Su Zumbaru dove il sistema carbonatico diminuisce di spessore per erosione (al Cretaceo medio?) ed è sepolto sotto modesti spessori di vulcaniti (area tra Surigheddu e Valverde), dove lo spessore degli acquiferi e la capacità di immagazzinamento è limitata.

2.7.4.3. Unità idrogeologica delle vulcaniti terziarie

Cpi (OM) – *Complesso piroclastico (Acquifero dell'Oligo-Miocene):* $K=1 \times 10^{-8}$ (m/s)

Le vulcaniti terziarie sono costituite essenzialmente da una successione di flussi piroclastici (ignimbriti) con sottili intercalazioni di *surge* e *pell*. L'immersione generale delle coltri ignimbritiche è verso i quadranti nord orientali. Tale giacitura non condiziona l'andamento generale del deflusso sotterraneo, come evidenziato dalle isopieze relative a questo sistema.

L'andamento delle isopieze sembra seguire il massimo gradiente topografico che ha orientazione NNW e lungo il quale si realizza il passaggio in affioramento dalle vulcaniti al sottostante sistema carbonatico mesozoico.

Localmente, in corrispondenza di faglie, in particolare nel settore nord orientale di questo sistema (tra Putifigari e il Cuga), possono essere presenti circuiti preferenziali con elevata portata.

2.7.4.4. Unità idrogeologica del Miocene

Cmc (Mc) – *Complesso marnoso-calcareo (Acquifero del Miocene):* $K=1 \times 10^{-8}$ (m/s)

I depositi marini miocenici affiorano ai limiti orientali dell'area di studio. Nello studio, questo acquifero è stato tenuto in considerazione, in quanto, nel suo limite laterale occidentale, il bacino idrogeologico lo taglia parzialmente. Questo determina un limitato drenaggio delle acque circolanti nell'acquifero del Miocene verso l'area d'indagine.

Comunque, per la nostra area, tale acquifero non costituisce un acquifero importante, mentre è da considerarsi strategico per la zona del sassarese, dove raggiunge spessori importanti.

2.7.4.5. Unità idrogeologica del Quaternario

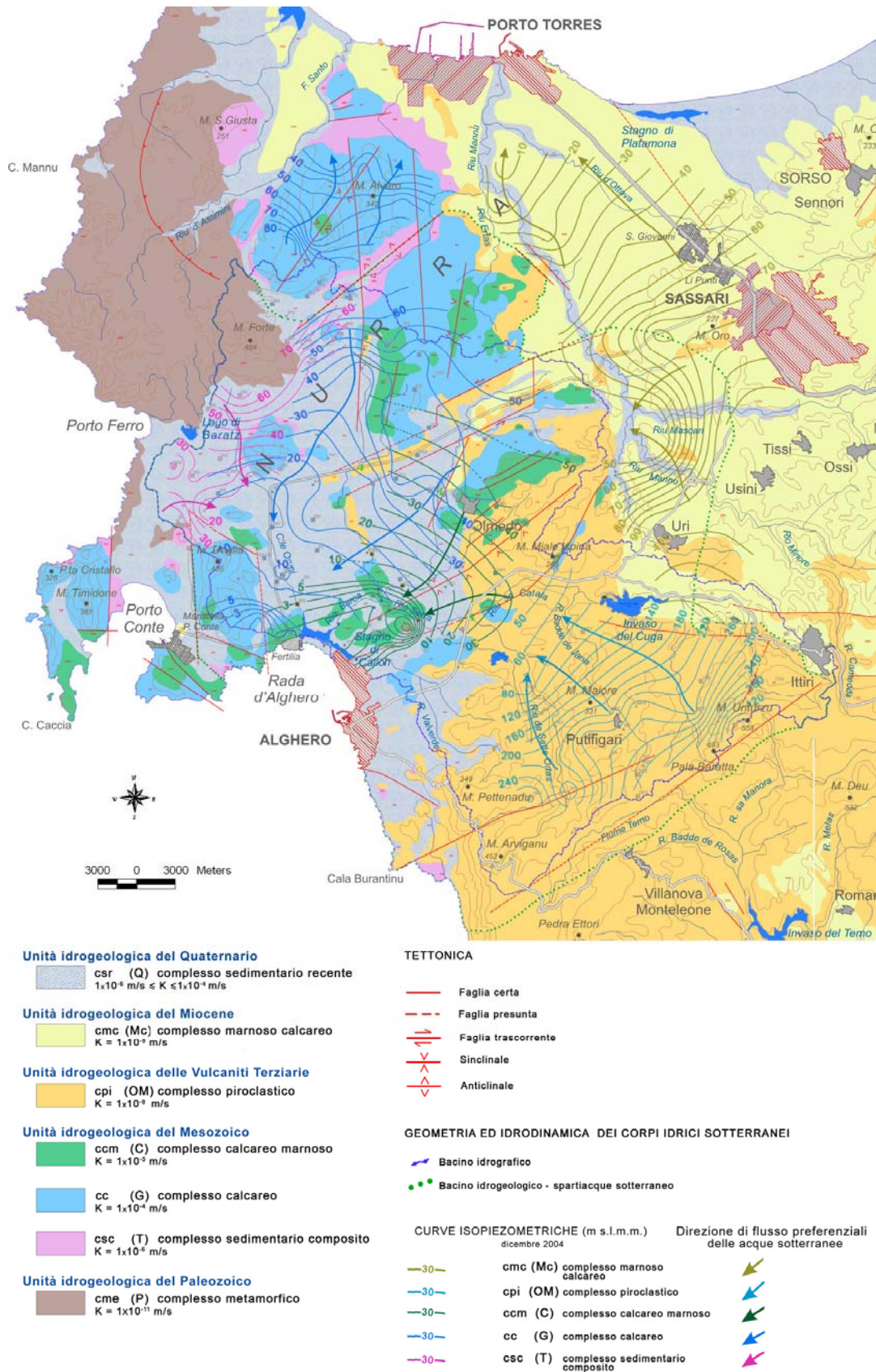
Csr (Q) - *Complesso sedimentario recente (Acquifero del Quaternario):* $K=1 \times 10^{-6} \leq K \leq 1 \times 10^{-4}$ (m/s)

I depositi travertinosi e alluvionali, con le loro notevoli permeabilità, consentono ai flussi di passare al di sotto nel sistema carbonatico. Laddove alla base di questi depositi si trovino paleosuoli o livelli ricchi di argille, possono raccogliersi falde non molto produttive che alimentano, laddove incisioni fluviali mettono a nudo il contatto stratigrafico che rappresenta il letto impermeabile di queste falde, sorgenti di contatto (es. Fontana di Riu Su Mattone). Queste falde, molto superficiali, in virtù del modesto spessore degli acquiferi, sono spesso sfruttate con pozzi scavati.

2.7.4.6. Isopiezometriche degli acquiferi

I dati relativi alle quote piezometriche sono stati utilizzati per l'elaborazione delle isopiezometriche. In generale, si può affermare che, durante le varie fasi di studio, non si sono evidenziati sostanziali modifiche sull'andamento generale delle linee preferenziali di flusso e sulle cadenti piezometriche. In figura 2.10 sono riportate le elaborazioni relative al monitoraggio eseguito nel dicembre 2004 durante il progetto RIADE.

Figura 2.10. Schema idrogeologico dell'area in studio (Ghiglieri et al. 2006; 2009a)



2.8. Materiali e metodi

Come è stato scritto in precedenza, attraverso tale progetto si sono volute definire con maggior dettaglio le problematiche relative ai fenomeni di degrado delle acque sotterranee, con particolare riferimento alla tracciabilità di inquinanti azotati, utilizzando anche tecniche di impiego di isotopi naturali. L'obiettivo non era solo quello di fornire delle stime assolute e quantitative della concentrazione di nitrati in falda, quanto quello di individuare l'origine dei nitrati (agricoltura, zootecnica, reflui urbani) e di capirne le dinamiche.

Sulla base del modello idrogeologico e della rete di monitoraggio ottimizzata delle acque sotterranee, definiti nell'ambito del Progetto RIADE, sono stati eseguiti due set di rilievi idrogeologici. Il primo è stato effettuato, dal 12 al 29 novembre 2007 ed il secondo (che rappresenta il monitoraggio mensile) da dicembre 2008 a giugno 2009.

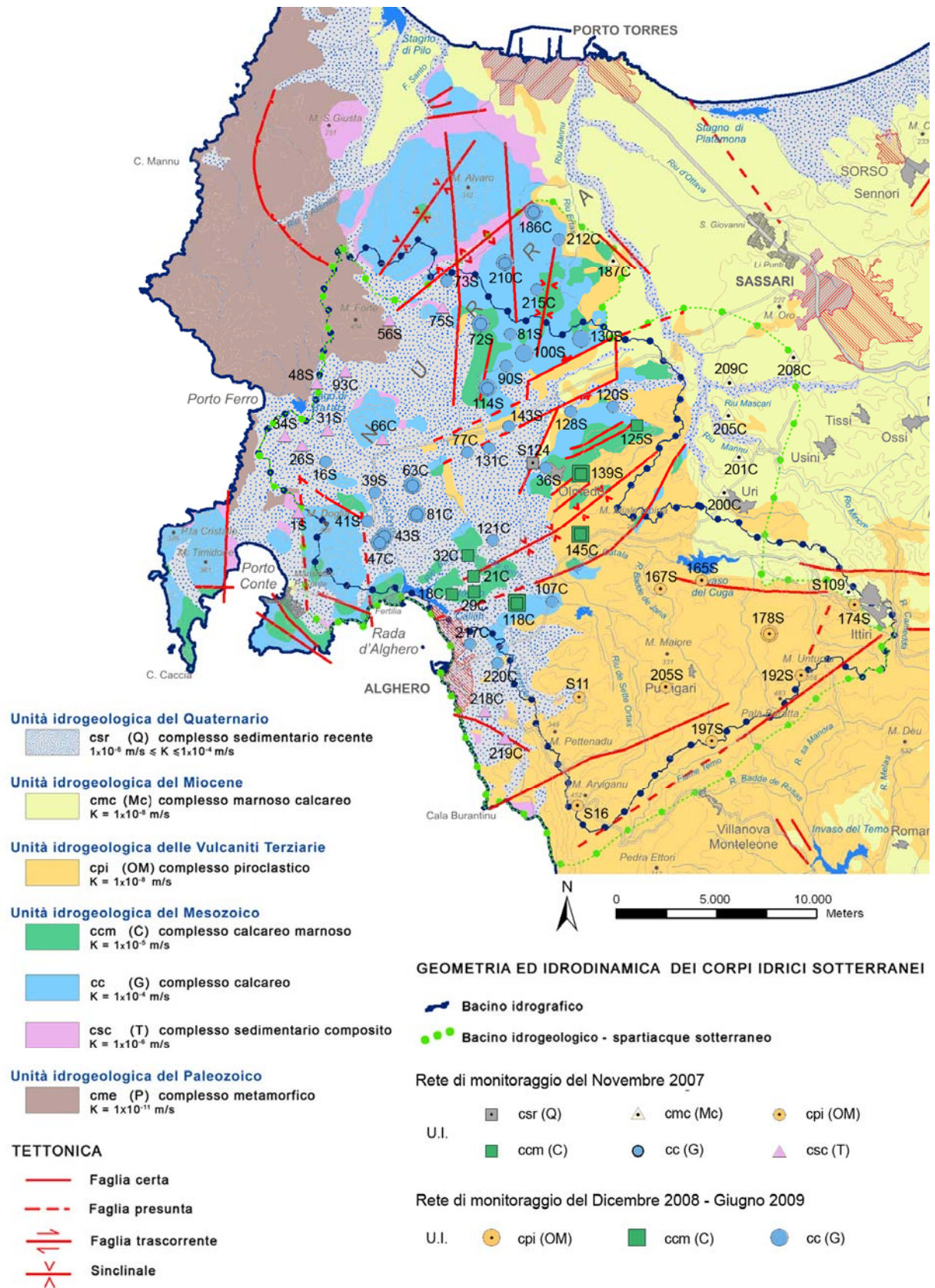
Il primo rilievo è stato effettuato, dal 12 al 29 novembre 2007. Questo è consistito in un monitoraggio idrogeologico ed idrochimico delle acque sotterranee (figura 2.11) su 62 punti di prelievo (58 pozzi e 4 sorgenti) distribuiti su tutto il bacino idrogeologico sotteso allo stagno costiero del Calich e così suddivisi tra i vari acquiferi individuati:

- 11 pozzi nell'acquifero ospitato nelle formazioni del Trias;
- 27 pozzi nell'acquifero ospitato nelle formazioni del Giura;
- 8 pozzi nell'acquifero ospitato nelle formazioni del Cretaceo;
- 7 pozzi e 2 sorgenti nell'acquifero ospitato nel complesso vulcanico oligo-miocenico;
- 5 pozzi e 1 sorgente nell'acquifero ospitato nel complesso marnoso-calcareo del Miocene;
- 1 sorgente nell'acquifero ospitato nel complesso sedimentario recente del Quaternario.

Il monitoraggio è consistito oltre che in rilievi idrogeologici ed idrochimici eseguiti in situ, anche nel campionamento delle acque sotterranee per l'esecuzione delle analisi chimico-fisiche presso il Laboratorio Acque della Sezione di Geopedologia e Geologia Applicata, Dipartimento di Ingegneria del Territorio dell'Università degli Studi di Sassari.

La seconda fase di monitoraggio è stata realizzata con finalità differenti. Poiché i nitrati possono variare nel tempo e nello spazio, ovvero sono inquinanti non conservativi, si è deciso di osservarne la dinamica. Per evidenziare le eventuali variazioni dei nitrati, sono stati selezionati 11 punti di prelievo dei quali 7, nell'acquifero ospitato nelle formazioni del Giura, 3 nell'acquifero del Cretaceo, ubicati lungo un transetto tracciato perpendicolarmente alle linee di flusso delle acque sotterranee, e uno rappresentativo della zona per l'attività agro-zootecnica nell'acquifero dell'Oligo-Miocene (figura 2.11). Questa fase è stata condotta attraverso un monitoraggio a cadenza mensile, a partire da dicembre 2008 fino a giugno 2009. Inoltre, sui campioni prelevati si è deciso di eseguire analisi isotopiche (azoto, ossigeno, deuterio e trizio) per la definizione delle zone di alimentazione degli acquiferi ed il tasso di rinnovamento delle acque, per la definizione dell'origine dei nitrati ed il tracciamento delle fonti d'inquinamento.

Figura 2.11. Rete di monitoraggio del Novembre 2007 e rete di monitoraggio del 2008-2009 delle acque sotterranee (rappresentata con simboli di dimensioni maggiori)



2.8.1. Rilievi idrogeologici ed idrochimici eseguiti in situ

I rilievi idrogeologici ed idrochimici eseguiti direttamente in situ sono consistiti in:

- misura del livello piezometrico;
- misura delle portate delle sorgenti;
- determinazione, su un campione di acqua appositamente prelevato, dei parametri: pH, temperatura (°C) e conducibilità elettrica a 25°C ($\mu\text{S}/\text{cm}$), con un pHmetro-conduttimetro portatile (*WTW pH-cond 340i*); ossigeno disciolto (mg/l) mediante un ossimetro digitale (*Aqualytic OX24*); potenziale di ossido riduzione (potenziale redox) per via potenziometrica (UNI/UNICHIM 10370) con un pHmetro portatile dotato di elettrodo per la misura del potenziale di ossido-riduzione (*pH Meter HD 8705*).

Il prelievo del campione, nei pozzi dotati di pompa sommersa, è stato sempre preceduto da un pompaggio di alcuni minuti, in modo da essere il più possibile rappresentativo dell'acquifero in esame. Nei pozzi privi di pompa, prima di provvedere al campionamento mediante un campionatore in polietilene, si è proceduto allo spurgo del pozzo utilizzando una pompa elettrica sommersa (*Grundfos SQ 2-70*) alimentata da un gruppo elettrogeno (*GenSet MG 3000 I-LE*) con il supporto dei tecnici dell'ARPAS.

Il campione è stato raccolto in un contenitore in polietilene, in modo da mantenere inalterate le caratteristiche fisico-chimiche, conservato in una borsa termica a bassa temperatura e conferito al laboratorio entro le 4 ore. Nelle tabelle 2.11, 2.12 e 2.13 i dati analitici relativi ai rilievi eseguiti in situ durante le due fasi di monitoraggio.

Tabella 2.11. Rilievi idrogeologici nelle sorgenti del monitoraggio del Novembre 2007

ID	UTM E	UTM N	UI	Quota topografica	Portata
S11	448706	4489210	CPI(OM)	78	0,180
S16	448616	4483775	CPI(OM)	404	0,020
S109	462145	4494545	CMC(MC)	380	0,166
S124	446398	4500957	CSR(Q)	23	2,627

UI = Unità Idrogeologica (cpi(OM) – complesso piroclastico dell'Oligo-Miocene; cmc(Mc) – complesso marnoso calcareo del Miocene; csr(Q) – complesso sedimentario recente del Quaternario); quota topografica è in m s.l.m.; portata è in l/s.

Tabella 2.12. Rilievi idrogeologici nei pozzi del monitoraggio del Novembre 2007

ID	UTM E	UTM N	UI	Q.T.	PR.	Q.F.F.	L.P.	Q.P.	ID	UTM E	UTM N	UI	Q.T.	PR.	Q.F.F.	L.P.	Q.P.
1S	434641	4498480	CSC(T)	75	133	-58	36,38	38,62	18C	442349	4494343	CCM(C)	15	127	-112	14,30	0,70
16S	436002	4501003	CC(G)	33	60	-27	20,87	12,13	21C	443428	4495249	CCM(C)	13	80	-67	12,06	0,94
26S	434811	4501819	CSC(T)	36	45	-9	4,52	31,48	29C	443463	4494493	CCM(C)	11	24	-13	9,07	1,93
31S	436089	4502596	CSC(T)	41	70	-29	9,10	31,90	32C	443127	4496292	CCM(C)	15	162	-147	14,12	0,88
34S	433971	4502286	CSC(T)	36	150	-114	10,41	25,59	47C	438711	4496925	CC(G)	23	44	-21	13,52*	9,48
36S	447026	4500702	CC(G)	48	49	-1	4,37*	43,63	63C	440366	4499796	CC(G)	26	60	-34	1,85	24,15
39S	438487	4499458	CC(G)	23	42	-19	15,49*	7,51	66C	438858	4502128	CSC(T)	38	100	-62	22,40	15,60
41S	438108	4498022	CC(G)	30	60	-30	23,02*	6,98	77C	443121	4501477	CC(G)	33	58	-25	9,22*	23,78
43S	438944	4497251	CC(G)	20	220	-200	15,18*	4,82	81C	440560	4498381	CC(G)	23	85	-62	15,41*	7,59
48S	435563	4504909	CSC(T)	69	108	-39	18,00	51,00	93C	437000	4505525	CSC(T)	86	45	41	27,21*	58,79
56S	439181	4508061	CSC(T)	100	42	58	25,22	74,78	107C	447357	4493987	CC(G)	19	6	13	1,16	17,84
72S	443776	4507878	CC(G)	74	120	-46	20,38*	53,62	118C	445604	4493897	CCM(C)	22	151	-129	14,01	7,99
73S	442081	4510021	CC(G)	75	50	25	7,83*	67,17	121C	444373	4497045	CC(G)	16	75	-59	15,67	0,33
75S	441866	4508696	CSC(T)	62	90	-28	10,07	51,93	131C	444186	4501685	CC(G)	44	65	-21	0,86*	43,14
81S	445244	4507389	CC(G)	63	120	-57	21,24*	41,76	145C	448770	4497340	CCM(C)	44	98	-54	14,56*	29,44
90S	445044	4505801	CC(G)	57	30	27	13,42*	43,58	186C	446418	4513533	CC(G)	63	48	15	8,55*	54,45
114S	444118	4504686	CC(G)	51	32	19	5,79	45,21	187C	450360	4511132	CMC(MC)	60	110	-50	14,24*	45,76
120S	450400	4503746	CC(G)	51	40	11	3,54*	47,46	200C	455921	4499553	CMC(MC)	124	70	54	27,92	96,08
125S	451597	4502826	CCM(C)	73	28	45	23,26*	49,74	201C	456659	4501315	CMC(MC)	144	160	-16	68,75	75,25
128S	448276	4503507	CC(G)	52	100	-48	6,10	45,90	205C	456126	4503391	CMC(MC)	128	110	18	78,46	49,54
139S	448796	4500386	CCM(C)	68	60	8	23,81	44,19	208C	459382	4506304	CMC(MC)	134	80	54	44,21	89,79
143S	445173	4502773	CC(G)	47	42	5	2,15	44,85	209C	456194	4505024	CMC(MC)	111	70	41	61,83*	49,17
165S	454840	4495053	CPI(OM)	153	103	50	40,47*	112,53	210C	444989	4510956	CC(G)	75	108	-33	14,98	60,02
167S	452777	4494629	CPI(OM)	179	115	64	87,90*	91,10	212C	447680	4512146	CC(G)	60	61	-1	6,04*	53,96
174S	462493	4493828	CPI(OM)	360	170	190			215C	446574	4509597	CC(G)	66	48	18	9,87*	56,13
178S	458227	4492364	CPI(OM)	291	95	196	41,64*	249,36	217C	443234	4491868	CC(G)	13	30	-17	3,96	9,04
192S	459805	4490314	CPI(OM)	524	105	419	62,40*	461,60	218C	443976	4488535	CSC(T)	51	126	-75	14,17	36,83
197S	455328	4487011	CPI(OM)	359	70	289	29,03*	329,97	219C	444984	4487151	CSC(T)	78	100	-22	60,32	17,68
205S	453047	4489723	CPI(OM)	291	66	225	12,78	278,22	220C	444604	4490914	CC(G)	38	52	-14	12,41	25,59

UI = Unità Idrogeologica (csc(T) – complesso sedimentario composto del Trias; cc(G) – complesso calcareo del Giura; ccm(C) – complesso calcareo marnoso del Creta; cpi(OM) – complesso piroclastico dell'Oligo-Miocene; cmc(Mc) – complesso marnoso calcareo del Miocene); quota topografica (Q.T.) è in m s.l.m.; profondità del pozzo dal P.C. (Pr) è in m; quota del fondo foro (Q.F.F.) è in m s.l.m.; livello piezometrico (L.P.) è in m; quota piezometrica (Q.P.) è in m s.l.m.; * = livello piezometrico dinamico.



Tabella 2.13. Rilievi idrogeologici nei pozzi del monitoraggio 2008 – 2009

ID	UTM E	UTM N	UI	Q.T.	PR.	Q.F.F.	Dicembre 2008		Gennaio 2009		Febbraio 2009		Marzo 2009		Aprile 2009		Maggio 2009		Giugno 2009	
							L.P.	Q.P.	L.P.	Q.P.	L.P.	Q.P.	L.P.	Q.P.	L.P.	Q.P.	L.P.	Q.P.	L.P.	Q.P.
43S	438944	4497251	cc(G)	20	220	-200	14,21*	5,79	9,42*	10,58	8,98*	11,02	9,35*	10,65	9,47*	10,53	10,10*	9,90	10,17*	9,83
72S	443776	4507878	cc(G)	74	120	-46	14,09	59,91	15,88	58,12	14,98	59,02	15,12	58,88	19,24	54,76	17,61	56,39	16,15	57,85
100S	445935	4506405	cc(G)	65	103	-38	16,72*	48,28												
114S	444118	4504686	cc(G)	51	32	19	5,06	45,94												
130S	448813	4507119	cc(G)	66	30	36	10,89	55,11												
139S	448796	4500386	ccm(C)	68	60	8	23,31*	44,69	21,58	46,42	21,16	46,84	21,54	46,46	21,86	46,14	22,11	45,89	22,33	45,67
178S	458227	4492364	cpi(OM)	291	95	196	41,52*	249,48	41,26	249,74	41,17*	249,83	41,18*	249,82	40,98*	250,02	41,09	249,91	41,44*	249,56
47C	438711	4496925	cc(G)	23	44	-21	9,73*	13,27	4,53	18,47	4,68	18,32	5,85	17,15	5,93	17,07	6,58*	16,42	6,92*	16,08
63C	440366	4499796	cc(G)	26	60	-34	0,93	25,07	0,53	25,47	0,73	25,27	0,92	25,08	1,08	24,92	1,27	24,73	1,45	24,55
81C	440560	4498381	cc(G)	23	85	-62	18,63*	4,37	7,27*	15,73	5,93*	17,07	7,70*	15,30	11,14*	11,86	6,26*	16,74		
118C	445604	4493897	ccm(C)	22	151	-129	11,24	10,76	6,33	15,67	6,25	15,75	7,43	14,57	8,53	13,47	9,38	12,62	10,37	11,63
145C	448770	4497340	ccm(C)	44	98	-54	14,90*	29,10	14,26*	29,74	13,91*	30,09	14,00*	30,00	13,59*	30,41	14,20*	29,80	14,76*	29,24
186C	446418	4513533	cc(G)	63	48	15	6,20*	56,80	5,30*	57,70	5,54*	57,46	6,41*	56,59	6,84*	56,16	7,14*	55,86	7,40*	55,60
210C	444989	4510956	cc(G)	75	108	-33	8,48	66,52	4,42	70,58	4,68	70,32	6,07	68,93	7,67	67,33	9,00	66,00	9,71	65,29

UI = Unità Idrogeologica (cc(G) – complesso calcareo del Giura; ccm(C) – complesso calcareo marnoso del Creta; cpi(OM) – complesso piroclastico dell'Oligo-Miocene); quota topografica (Q.T.) è in m s.l.m.; profondità del pozzo dal P.C. (Pr) è in m; quota del fondo foro (Q.F.F.) è in m s.l.m.; livello piezometrico (L.P.) è in m; quota piezometrica (Q.P.) è in m s.l.m.; *= livello piezometrico dinamico.

2.8.2. Analisi chimico-fisiche eseguite in laboratorio: metodiche analitiche

I campioni, pervenuti presso il laboratorio della Sezione di Geopedologia e Geologia Applicata, Dipartimento di Ingegneria del Territorio dell'Università degli Studi di Sassari, sono stati immediatamente filtrati con dei filtri di carta porosa; un'aliquota del campione è stata ulteriormente stabilizzata, per la lettura degli anioni in HPLC, mediante filtraggio con membrane porose in nylon con pori di 0.20 µm e quindi conservata alla temperatura di 4 °C.

Le analisi sono state eseguite entro le 48 ore dal conferimento del campione. Sono stati determinati i principali parametri fisico-chimici utili a caratterizzare le acque sotto l'aspetto qualitativo. Complessivamente, i parametri analizzati sono stati i seguenti: conducibilità elettrica a 18 °C (µS/cm); residuo fisso a 110 °C e a 180 °C (mg/l), salinità (mg/l), durezza totale (mg/l CaCO₃), cloruri (mg/l), solfati (mg/l), nitrati (mg/l), nitriti (mg/l), bromuri (mg/l), fluoruri (mg/l), fosfati (mg/l), silice (mg/l), calcio (mg/l), magnesio (mg/l), sodio (mg/l), potassio (mg/l), ammoniaca (mg/l), ferro (mg/l), litio (mg/l), zinco (mg/l), manganese (mg/l), cadmio (mg/l), piombo (mg/l), nichel (mg/l) e rame (mg/l). Nelle tabelle 2.14, 2.15, 2.16, 2.17, 2.18, 2.19, 2.20 e 2.21 sono riportati i risultati delle analisi eseguite durante le due fasi di monitoraggio.

2.8.2.1. Conducibilità elettrica

La conducibilità elettrica dell'acqua è stata determinata in laboratorio, sul campione filtrato, con il metodo conduttimetrico (UNI EN 27888), con un conduttimetro dell'*Analytical Control Model 120 microprocessor Conductivity Meter*; i dati sono stati espressi in µS/cm alla temperatura di riferimento di 18 °C.

2.8.2.2. NH₄⁺, Nitriti

Per la valutazione dell'azoto ammoniacale si è proceduto alla determinazione spettrofotometrica mediante reattivo di Nessler. L'ammoniaca (libera o idrolizzata) presente in un'acqua reagisce con una soluzione alcalina di iodo-mercurato di potassio (reattivo di Nessler) per formare un complesso colorato. L'assorbanza del complesso colorato viene misurata, allo spettrofotometro, alla lunghezza d'onda di 420 nm. La determinazione su ciascun campione è stata effettuata in laboratorio dopo qualche ora dal prelievo, previa stabilizzazione dello stesso, aggiunta della soluzione stabilizzante (soluzione di sale di Seignette) e del reattivo di Nessler.

La determinazione dei nitriti (azoto nitroso) è avvenuta colorimetricamente su un azoto-composto di colore rosso porpora che si produce a pH 2,0-2,5 per reazione fra la solfanilammide (I), diazotata dall'acido nitroso, e la N-(1-naftil)-etilendiammina (II). L'assorbanza del complesso colorato viene misurata, allo spettrofotometro, alla lunghezza d'onda di 543 nm. Anche in questo caso la determinazione su ciascun campione è stata effettuata in laboratorio dopo qualche ora dal prelievo.

2.8.2.3. Ione bicarbonato

Il contenuto di ioni bicarbonato nelle acque è stato determinato con il metodo potenziometrico con un titolatore automatico dell'*Analytical Control ORION 950*, mediante una titolazione acido base con una soluzione di HCl 0.05 N.

2.8.2.4. Cationi principali: calcio, magnesio, sodio, potassio

La determinazione dei cationi è stata eseguita mediante metodo spettrometrico per assorbimento atomico con aspirazione diretta in fiamma (UNI 10540 - UNI 10541 - UNI 10542 - UNI 10543 30/11/96) con uno spettrofotometro *Perkin Elmer mod AAnalyst 200*. La taratura dello strumento è stata sempre realizzata con delle soluzioni standard certificate, con concentrazioni pari a:

- Ca 0.5 ppm, 1 ppm;



- Mg 0.1 ppm, 0.2 ppm;
- Na 0.25 ppm, 0.50 ppm;
- K 0.5 ppm, 1 ppm.

Per ogni campione, preventivamente filtrato, sono state preparate delle diluizioni, di modo che la concentrazione dei cationi ricadesse all'interno dell'intervallo di taratura dello strumento, con l'aggiunta di 2 ml su 100 ml di cloruro di lantanio al 20%.

2.8.2.5. Cationi minori: Zinco, Ferro, Litio, Manganese, Cadmio, Piombo, Nichel e Rame

La determinazione dei cationi minori è stata eseguita mediante metodo spettrometrico per assorbimento atomico con aspirazione diretta in fiamma, utilizzando uno spettrofotometro *Perkin Elmer mod AAnalyst 200*, sul campione preventivamente filtrato.

2.8.2.6. Anioni: fluoruri, cloruri, bromuri, nitrati, fosfati, solfati

La determinazione degli anioni è stata effettuata con il metodo della cromatografia ionica, con un cromatografo composto da:

- pompa programmabile *Waters mod. 590*;
- rilevatore conduttometrico *Waters mod. 431*;
- soppressore chimico *Alltech mod. 335 spcs*;
- colonna anioni *Alltech mod allsep anion 7 µ lunghezza 100 mm*;
- software *Peak simple 3.21 (SRI)* per la visualizzazione, integrazione del cromatogramma ed elaborazione dei dati.

La taratura dello strumento è stata effettuata con delle soluzioni standard certificate (*Alltech*) con concentrazioni pari a:

- fluoruri 0,5 ppm, 1 ppm;
- cloruri 1 ppm, 2 ppm;
- nitriti 1 ppm, 2 ppm;
- bromuri 1 ppm, 2 ppm;
- nitrati 1 ppm, 2 ppm;
- fosfati 1,5 ppm, 3 ppm;
- solfati 1,5 ppm, 3 ppm.

In seguito il campione, filtrato con membrane porose in nylon con pori di 0.20 µm, è stato diluito con acqua milliQ. È stato utilizzato come eluente una diluizione (x200) di una soluzione di carbonato-bicarbonato di sodio (*Alltech 1,7 mM sodio Bicarbonato; 1,8 mM sodio Carbonato*).

2.8.2.7. Silice

La silice è stata determinata con il metodo colorimetrico al blu di molibdeno (UNI 10503), dosata spettrofotometricamente a 650 nm con uno spettrofotometro *Perkin Elmer mod 554*.

2.8.2.8. Residuo Fisso a 110 °C e a 180 °C

Il residuo fisso è stato determinato con il metodo gravimetrico (UNI-UNICHIM 10506) con riscaldamento del campione in termostato rispettivamente a 110 °C e 180 °C.



Tabella 2.14. Parametri idrochimici per i campioni di acque sotterranee prelevati durante il monitoraggio del Novembre 2007

ID	UTM E	UTM N	UI	TDS	T	PH	CE	OD	EH	RH	RF 110°C	RF 180°C	CA	MG	NA	K	HCO ₃	CL	SO ₄	NO ₃	NH ₃	NO ₂
1S	434641	4498480	csc(T)	2940	18,8	7,2	3700	4,03	86	17,3	3080	2820	520,00	117,50	205,00	19,75	373,50	484,81	1173,3	31,34	0,17	0,00
16S	436002	4501003	cc(G)	1654	18,6	7,0	2400	2,31	114	17,9	1460	1420	190,00	60,50	215,00	16,75	438,00	458,05	227,12	31,98	0,10	0,00
26S	434811	4501819	csc(T)	1170	17,6	9,3	2380	2,59	85	21,4	1220	1180	1,40	53,50	345,00	17,50	90,31	636,40	18,57	1,71	1,00	0,00
31S	436089	4502596	csc(T)	5021	19,1	7,5	8450	3,66	-99	11,5	5360	4800	166,00	200,00	1240,00	51,50	360,50	2785,44	158,76	3,04	0,46	26,54
34S	433971	4502286	csc(T)	1776	18,1	8,9	3060	3,40	95	21,1	1680	1640	10,90	21,10	560,00	15,00	300,20	694,75	164,93	1,66	0,14	0,00
36S	447026	4500702	cc(G)	1003	18,5	6,9	1316	3,42	77	16,4	760	700	160,00	30,60	80,00	4,50	452,60	174,80	50,48	29,65	0,00	4,06
39S	438487	4499458	cc(G)	1388	17,7	7,3	1866	3,49	154	19,9	1220	1080	186,00	47,00	170,00	7,00	459,90	363,80	111,95	32,25	0,00	0,00
41S	438108	4498022	cc(G)	1360	18,3	7,2	1840	4,17	136	19,2	1120	1020	184,00	42,00	145,00	11,20	454,90	350,52	120,96	33,74	0,00	0,00
43S	438944	4497251	cc(G)	1197	19,4	7,2	1595	4,13	156	19,8	980	880	172,00	39,00	120,00	8,60	450,80	275,83	84,96	27,11	0,00	0,00
48S	435563	4504909	csc(T)	5293	16,7	6,8	8690	2,31	-19	12,9	5700	5100	156,00	240,00	1300,00	51,00	275,60	2901,72	351,08	1,59	0,25	N.R.A
56S	439181	4508061	csc(T)	2273	17,3	7,1	3570	5,49	159	19,7	2220	2100	186,00	78,60	420,00	10,00	342,70	783,92	297,72	132,12	0,03	0,00
72S	443776	4507878	cc(G)	972	16,5	7,1	1315	7,42	163	20,5	880	760	165,00	19,10	75,00	5,50	373,50	171,05	50,24	92,76	0,00	2,45
73S	442081	4510021	cc(G)	577	17,7	7,3	811	9,07	147	19,6	420	400	86,00	18,90	53,00	2,20	254,80	98,71	42,41	10,75	0,02	0,00
75S	441866	4508696	csc(T)	2262	17,0	7,3	3000	4,22	130	19,0	2240	2120	342,00	92,00	265,00	6,25	384,60	402,58	675,46	79,90	0,06	N.R.A
81S	445244	4507389	cc(G)	899	17,4	6,9	1210	5,87	200	20,8	680	660	158,00	27,20	64,00	2,90	369,10	120,64	117,35	24,05	0,25	2,34
90S	445044	4505801	cc(G)	832	17,1	7,4	1054	5,41	157	20,2	580	540	114,00	30,60	60,00	2,40	426,60	113,91	37,33	31,70	0,00	2,27
114S	444118	4504686	cc(G)	763	16,7	7,1	972	2,79	66	16,5	500	460	114,00	27,60	53,00	3,10	424,00	96,34	27,39	0,62	0,02	0,00
120S	450400	4503746	cc(G)	612	16,7	7,6	841	2,70	182	21,4	360	360	74,00	22,40	56,00	4,00	288,00	109,96	25,19	9,13	0,04	0,00
125S	451597	4502826	ccm(C)	1205	13,0	6,9	1633	3,70	179	20,0	1100	1060	177,50	27,50	105,00	6,10	506,70	213,85	78,79	61,95		5,16
128S	448276	4503507	cc(G)	971	15,9	7,1	1278	1,07	-184	7,9	780	780	111,00	48,70	80,00	9,90	522,70	152,98	20,77	4,88	0,62	4,41
139S	448796	4500386	ccm(C)	2412	19,7	6,8	3690	1,78	172	19,6	2180	2000	154,00	129,50	450,00	15,50	485,80	975,34	138,49	13,74		N.R.A
143S	445173	4502773	cc(G)	851	18,0	7,2	1344	3,16	157	19,7	760	700	118,00	45,00	75,00	3,60	346,30	163,24	50,49	36,22	0,46	4,35
165S	454840	4495053	cpi(OM)	2938	19,2	7,2	4730	2,71	185	20,8	3020	2640	156,00	86,00	800,00	18,25	163,50	1479,82	168,42	2,82	0,04	N.R.A
167S	452777	4494629	cpi(OM)	2172	20,6	6,7	4260	4,96	142	18,4	2040	1940	82,00	83,00	550,00	12,25	194,10	1074,00	117,28	7,15	0,02	N.R.A
174S	462493	4493828	cpi(OM)	924	19,7	7,3	1248	3,12	127	19,0	760	720	39,50	10,10	205,00	11,25	333,60	207,72	41,67	0,21	0,00	N.R.A
178S	458227	4492364	cpi(OM)	2671	19,3	6,7	4440	4,51	132	17,9	2940	2480	142,00	124,00	610,00	13,00	172,30	1277,56	179,69	106,66	0,00	N.R.A
192S	459805	4490314	cpi(OM)	771	17,4	6,6	1132	4,47	144	17,2	1280	1140	40,00	28,40	185,00	10,60	79,20	309,24	33,39	26,73	0,00	2,70
197S	455328	4487011	cpi(OM)	1307	18,5	6,9	1997	2,91	132	18,3	1080	1060	95,00	54,80	260,00	7,30	228,70	476,63	72,33	48,27	0,00	N.R.A
205S	453047	4489723	cpi(OM)	1236	19,2	6,1	1897	7,83	181	18,4	660	660	60,00	50,50	215,00	23,00	120,40	444,41	78,97	160,73	0,00	0,00
18C	442349	4494343	ccm(C)	1806	18,5	6,9	2480	6,76	132	18,3	1540	1500	187,50	44,00	340,00	7,25	537,20	453,22	174,32	38,80		0,00
21C	443428	4495249	ccm(C)	2163	18,8	7,0	3360	1,25	-71	11,6	1980	1960	144,00	68,00	430,00	28,00	518,90	669,01	260,36	0,62	0,14	0,00

UI = Unità Idrogeologica (csc(T) – complesso sedimentario composito del Trias; cc(G) – complesso calcareo del Giura; ccm(C) – complesso calcareo marnoso del Creta; cpi(OM) – complesso piroclastico dell'Oligo-Miocene; ccm(Mc) – complesso marnoso calcareo del Miocene; csr(Q) – complesso sedimentario recente del Quaternario); TDS, RF 110 e 180°C, cationi ed anioni sono in mg/l; temperatura (T) è in °C; conducibilità elettrica (CE) è a 25°C in µS/cm; ossigeno disciolto (OD) è in mg/l; potenziale-redox (Eh) è in mV; n.r.a. = non rilevabile analiticamente

Tabella 2.14. (continua)

ID	UTM E	UTM N	UI	TDS	T	pH	CE	OD	Eh	rH	RF 110°C	RF 180°C	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	NH ₃	NO ₂
29C	443463	4494493	ccm(C)	267	14,4	7,8	422	2,06	191	22,2	260	220	28,50	7,45	38,00	4,80	91,30	72,52	15,94	1,09	0,00	1,03
32C	443127	4496292	ccm(C)	1972	16,8	6,7	2610	2,58	223	21,1	1960	1780	262,00	64,60	210,00	8,50	276,90	241,95	665,78	224,43	0,08	n.r.a.
47C	438711	4496925	cc(G)	1026	17,1	7,3	1417	4,13	152	19,7	860	780	124,00	21,60	124,00	16,75	377,60	182,00	59,99	96,39	0,00	n.r.a.
63C	440366	4499796	cc(G)	622	18,8	7,3	861	1,41	139	19,4	500	460	78,00	14,10	66,00	3,00	316,20	84,74	42,33	3,98	0,00	0,00
66C	438858	4502128	csc(T)	994	18,5	6,8	1295	2,92	110	17,4	780	700	174,00	16,00	94,00	4,30	436,70	138,64	64,91	53,77	0,00	0,00
77C	443121	4501477	cc(G)	950	16,9	7,0	1284	5,06	278	23,7	760	720	122,00	38,80	92,00	3,60	426,40	155,53	65,44	26,53	0,00	n.r.a.
81C	440560	4498381	cc(G)	1013	19,1	7,0	1320	3,06	169	19,8	800	780	160,00	26,00	100,00	5,30	451,90	150,38	48,50	52,61	0,00	3,24
93C	437000	4505525	csc(T)	2884	18,4	7,0	4940	3,19	37	15,2	3040	2780	102,00	125,00	720,00	21,00	218,10	1501,30	185,47	0,86	0,02	0,00
107C	447357	4493987	cc(G)	1462	20,1	7,7	2420	2,81	208	22,6	1340	1280	54,50	30,60	360,00	20,50	240,00	594,54	88,06	5,74	0,00	0,00
118C	445604	4493897	ccm(C)	2550	20,3	6,9	4000	5,71	148	18,9	2440	2420	184,00	73,00	500,00	13,00	582,40	848,88	242,68	49,37		10,80
121C	444373	4497045	cc(G)	1065	16,6	7,2	1347	2,42	195	21,1	820	760	112,00	27,60	136,00	3,00	534,20	124,75	100,39	4,67	0,05	0,00
131C	444186	4501685	cc(G)	901	18,3	6,9	1230	3,14	147	18,9	660	640	112,00	35,80	82,00	3,40	434,10	140,47	45,95	30,39	0,00	4,39
145C	448770	4497340	ccm(C)	3606	19,7	6,9	5450	4,61	183	20,2	3340	3280	107,00	124,00	880,00	45,00	594,60	1336,62	220,80	226,88	0,05	n.r.a.
186C	446418	4513533	cc(G)	1036	18,0	7,3	1305	3,08	117	18,7	800	720	172,00	32,60	74,00	2,00	469,60	152,72	83,08	35,43	0,00	0,00
187C	450360	4511132	cmc(Mc)	2474	19,4	6,8	3610	2,47	252	22,3	2620	2540	380,00	78,50	210,00	7,00	394,10	546,85	201,54	654,62		0,00
200C	455921	4499553	cmc(Mc)	833	18,2	7,3	1102	3,96	130	19,0	600	600	150,00	16,40	70,00	3,40	363,20	134,57	30,77	45,88	0,00	0,00
201C	456659	4501315	cmc(Mc)	974	19,3	7,1	1304	3,37	152	19,4	780	740	146,00	30,20	90,00	8,00	364,30	175,62	33,85	101,54	0,03	0,00
205C	456126	4503391	cmc(Mc)	1277	20,3	7,2	1816	4,38	142	19,3	920	880	90,00	47,20	225,00	16,10	425,90	370,20	74,11	3,99	0,03	0,00
208C	459382	4506304	cmc(Mc)	659	17,6	7,0	856	5,20	162	19,6	480	460	124,00	7,00	54,00	2,10	315,60	70,57	18,30	53,12	0,00	0,00
209C	456194	4505024	cmc(Mc)	1133	19,3	6,9	1664	3,55	155	19,2	1080	940	220,00	26,80	102,00	2,90	333,50	327,58	28,88	70,42	0,03	0,00
210C	444989	4510956	cc(G)	1046	19,0	6,9	1327	1,85	180	22,2	740	740	150,00	27,40	68,00	64,00	444,90	140,37	69,59	58,99	0,70	0,00
212C	447680	4512146	cc(G)	2173	18,7	6,8	3180	4,71	255	22,3	2280	2280	390,00	37,50	105,00	136,00	366,30	454,94	140,40	513,95	0,17	6,09
215C	446574	4509597	cc(G)	993	16,7	6,8	1327	6,65	234	21,7	740	740	186,00	17,80	58,00	4,30	445,40	146,36	36,26	80,37		0,00
217C	443234	4491868	cc(G)	1115	18,0	7,2	1553	2,83	102	17,9	940	940	126,00	36,20	138,00	10,00	446,60	241,29	51,54	14,42	0,00	n.r.a.
218C	443976	4488535	csc(T)	1447	20,6	7,2	2130	1,48	150	19,5	1340	1300	150,00	32,60	260,00	13,00	357,70	323,47	268,56	4,67	0,00	0,00
219C	444984	4487151	csc(T)	2219	18,7	7,2	3630	5,10	149	19,6	2900	2160	296,00	88,00	340,00	18,00	318,20	942,27	182,51	0,33	0,00	7,43
220C	444604	4490914	cc(G)	1307	17,9	7,0	1786	2,10	171	19,9	1020	1000	202,00	40,40	124,00	40,50	463,90	308,49	71,31	16,98	0,00	0,00
S11	448706	4489210	cpi(OM)	1010	16,2	6,8	1583	6,36	133	18,2	900	900	55,00	36,20	245,00	11,25	92,20	444,19	44,87	1,71	0,00	0,00
S16	448616	4483775	cpi(OM)	552	17,5	6,3	863	7,03	114	16,5	520	520	23,00	23,70	108,00	8,00	22,50	210,65	46,07	22,31	0,00	0,00
S109	462145	4494545	cmc(Mc)	645	17,4	7,1	834	3,51	146	19,2	440	440	118,00	7,25	31,00	2,30	309,40	81,26	23,37	46,80	0,00	2,35
S124	446398	4500957	csc(Q)	1007	17,1	7,1	1363	4,36	189	20,8	800	700	146,00	33,90	87,50	3,50	466,40	177,20	47,46	24,58	0,37	3,57

UI = Unità Idrogeologica (csc(T) – complesso sedimentario composito del Trias; cc(G) – complesso calcareo del Giura; ccm(C) – complesso calcareo marnoso del Creta; cpi(OM) – complesso piroclastico dell'Oligo-Miocene; cmc(Mc) – complesso marnoso calcareo del Miocene; csr(Q) – complesso sedimentario recente del Quaternario); TDS, RF 110 e 180°C, cationi ed anioni sono in mg/l; temperatura (T) è in °C; conducibilità elettrica (CE) è a 25°C in µS/cm; ossigeno disciolto (OD) è in mg/l; potenziale-redox (Eh) è in mV; n.r.a.= non rilevabile analiticamente

Tabella 2.14. (continua)

ID	UTM E	UTM N	UI	F	Br	PO ₄	SiO ₂	Fe	Li	Mn	Zn	Pb	Cd	Ni	Cu	Classificazione
1S	434641	4498480	csc(T)	0,00	0,00	0,00	14,13	0,03	0,11	0,02	0,00	0,0	0,0	0,07	0,00	solfato alcalino terrosa
16S	436002	4501003	cc(G)	3,28	0,00	0,00	13,71	0,04	0,02	0,02	0,00	0,0	0,0	0,05	0,00	cloruro alcalino terrosa
26S	434811	4501819	csc(T)	0,00	0,00	0,00	5,01	0,00	0,12	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	cloruro alcalina
31S	436089	4502596	csc(T)	0,00	16,74	0,00	12,44	0,04	0,97	0,14	0,02	0,0	0,0	0,02	0,00	cloruro alcalina
34S	433971	4502286	csc(T)	0,00	0,00	0,00	7,66	0,00	0,41	0,02	0,04	0,0	0,1	0,03	0,00	cloruro alcalina
36S	447026	4500702	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	16,70	0,00	0,01	0,00	0,05	0,0	0,0	0,05	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
39S	438487	4499458	cc(G)	0,00	0,00	0,00	9,93	0,00	0,01	0,00	0,00	0,0	0,0	0,02	0,00	cloruro alcalino terrosa
41S	438108	4498022	cc(G)	0,00	9,24	0,00	8,28	0,00	0,01	0,00	0,00	0,0	0,0	0,03	0,00	cloruro alcalino terrosa
43S	438944	4497251	cc(G)	0,00	8,01	0,00	11,18	0,00	0,01	0,00	0,03	0,0	0,0	0,00	0,00	cloruro alcalino terrosa
48S	435563	4504909	csc(T)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	15,48	0,10	0,03	0,52	0,03	0,1	0,1	0,13	0,00	cloruro alcalina
56S	439181	4508061	csc(T)	0,00	0,00	0,00	22,15	0,03	0,04	0,02	0,00	0,1	0,0	0,02	0,00	cloruro alcalina
72S	443776	4507878	cc(G)	0,00	0,00	0,00	17,75	0,03	0,01	0,00	0,04	0,0	0,0	0,05	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
73S	442081	4510021	cc(G)	0,00	0,00	0,00	10,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,06	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
75S	441866	4508696	csc(T)	0,00	0,00	0,00	13,66	0,04	0,02	0,02	0,00	0,0	0,0	0,04	0,00	solfato alcalino terrosa
81S	445244	4507389	cc(G)	0,91	n.r.a.	0,00	11,83	0,00	0,00	0,02	0,08	0,0	0,0	0,06	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
90S	445044	4505801	cc(G)	1,34	n.r.a.	0,00	11,83	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,04	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
114S	444118	4504686	cc(G)	0,00	4,67	0,00	12,02	0,00	0,00	0,64	0,00	0,0	0,0	0,00	0,03	bicarbonato alcalino terrosa
120S	450400	4503746	cc(G)	0,00	2,80	0,00	20,39	0,00	0,01	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
125S	451597	4502826	ccm(C)	3,32	0,00	0,00	18,86	0,03	0,01	0,00	0,03	0,2	0,1	0,00	0,03	bicarbonato alcalino terrosa
128S	448276	4503507	cc(G)	0,00	0,00	0,00	15,02	0,08	0,01	0,00	0,00	0,0	0,0	0,05	0,02	bicarbonato alcalino terrosa
139S	448796	4500386	ccm(C)	0,00	n.r.a.	0,00	49,62	0,10	0,02	0,03	0,02	0,0	0,0	0,08	0,00	cloruro alcalina
143S	445173	4502773	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	8,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,06	0,03	bicarbonato alcalino terrosa
165S	454840	4495053	cpi(OM)	10,88	n.r.a.	0,00	52,18	0,03	0,05	0,00	0,02	0,0	0,0	0,00	0,00	cloruro alcalina
167S	452777	4494629	cpi(OM)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	51,92	0,00	0,01	0,00	0,08	0,0	0,0	0,00	0,00	cloruro alcalina
174S	462493	4493828	cpi(OM)	n.r.a.	4,90	0,00	70,23	0,03	0,04	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	cloruro alcalina
178S	458227	4492364	cpi(OM)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	45,35	0,00	0,03	0,00	0,02	0,0	0,0	0,00	0,00	cloruro alcalina
192S	459805	4490314	cpi(OM)	0,00	0,00	0,00	55,30	0,00	0,01	0,00	0,02	0,0	0,0	0,00	0,02	cloruro alcalina
197S	455328	4487011	cpi(OM)	0,00	7,55	0,00	56,34	0,00	0,01	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	cloruro alcalina
205S	453047	4489723	cpi(OM)	6,57	0,00	0,00	75,95	0,00	0,01	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	cloruro alcalina
18C	442349	4494343	ccm(C)	0,00	0,00	0,00	23,26	0,00	0,02	0,00	0,00	0,1	0,0	0,00	0,02	cloruro alcalina
21C	443428	4495249	ccm(C)	0,00	10,73	0,00	32,83	0,24	0,06	0,00	0,02	0,0	0,0	0,00	0,00	cloruro alcalina

UI = Unità Idrogeologica (csc(T) – complesso sedimentario composto del Trias; cc(G) – complesso calcareo del Giura; ccm(C) – complesso calcareo marnoso del Creta; cpi(OM) – complesso piroclastico dell'Oligo-Miocene; cmc(Mc) – complesso marnoso calcareo del Miocene; csr(Q) – complesso sedimentario recente del Quaternario); SiO₂, cationi ed anioni sono in mg/l; n.r.a.= non rilevabile analiticamente

Tabella 2.14. (continua)

ID	UTM E	UTM N	UI	F	Br	PO ₄	SiO ₂	Fe	Li	Mn	Zn	Pb	Cd	Ni	Cu	Classificazione
29C	443463	4494493	ccm(C)	0,00	0,69	0,00	5,41	0,04	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,05	0,00	cloruro alcalino terrosa
32C	443127	4496292	ccm(C)	0,00	n.r.a.	0,00	17,70	0,00	0,03	0,00	0,07	0,1	0,0	0,06	0,00	solfoato alcalino terrosa
47C	438711	4496925	cc(G)	n.r.a.	2,65	0,00	20,61	0,00	0,01	0,00	0,00	0,0	0,0	0,04	0,02	bicarbonato alcalino terrosa
63C	440366	4499796	cc(G)	n.r.a.	2,56	0,00	11,39	0,05	0,01	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
66C	438858	4502128	csc(T)	0,00	0,00	0,00	11,60	0,00	0,00	0,00	0,04	0,0	0,0	0,03	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
77C	443121	4501477	cc(G)	0,00	5,00	0,00	14,98	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,02	bicarbonato alcalino terrosa
81C	440560	4498381	cc(G)	0,00	0,00	0,00	14,77	0,00	0,01	0,00	0,03	0,0	0,0	0,04	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
93C	437000	4505525	csc(T)	0,00	0,00	0,00	10,47	0,00	0,03	0,23	0,00	0,0	0,0	0,06	0,00	cloruro alcalina
107C	447357	4493987	cc(G)	0,00	6,90	0,00	61,40	0,00	0,01	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	cloruro alcalina
118C	445604	4493897	ccm(C)	0,00	13,40	0,00	32,36	0,00	0,02	0,02	0,18	0,1	0,0	0,02	0,03	cloruro alcalina
121C	444373	4497045	cc(G)	0,00	3,55	0,00	18,64	0,00	0,01	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,03	bicarbonato alcalino terrosa
131C	444186	4501685	cc(G)	0,00	0,00	0,00	12,44	0,00	0,00	0,00	0,02	0,0	0,0	0,03	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
145C	448770	4497340	ccm(C)	9,41	n.r.a.	0,00	61,40	0,05	0,03	0,00	0,09	0,1	0,0	0,00	0,00	cloruro alcalina
186C	446418	4513533	cc(G)	0,00	4,88	0,00	9,31	0,00	0,01	0,00	0,00	0,0	0,0	0,02	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
187C	450360	4511132	cmc(Mc)	0,00	0,00	0,00	1,19	0,06	0,02	0,00	0,07	0,0	0,0	0,08	0,00	cloruro alcalino terrosa
200C	455921	4499553	cmc(Mc)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	19,08	0,00	0,01	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
201C	456659	4501315	cmc(Mc)	n.r.a.	2,98	0,00	21,27	0,03	0,01	0,00	0,00	0,0	0,0	0,03	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
205C	456126	4503391	cmc(Mc)	0,00	3,54	0,00	21,27	0,00	0,01	0,00	0,03	0,0	0,0	0,02	0,00	cloruro alcalina
208C	459382	4506304	cmc(Mc)	0,00	3,84	0,00	10,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
209C	456194	4505024	cmc(Mc)	0,00	2,93	0,00	17,99	0,00	0,01	0,00	0,02	0,0	0,0	0,03	0,00	cloruro alcalino terrosa
210C	444989	4510956	cc(G)	0,00	4,14	0,00	17,70	0,12	0,01	0,00	0,00	0,0	0,0	0,06	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
212C	447680	4512146	cc(G)	0,00	7,30	0,00	15,63	0,03	0,01	0,00	0,00	0,0	0,0	0,09	0,00	cloruro alcalino terrosa
215C	446574	4509597	cc(G)	0,00	3,13	0,00	15,84	0,03	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
217C	443234	4491868	cc(G)	0,00	5,58	0,00	45,10	0,00	0,01	0,00	0,14	0,0	0,0	0,00	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
218C	443976	4488535	csc(T)	0,00	n.r.a.	0,00	37,07	0,00	0,01	0,03	0,18	0,0	0,0	0,00	0,00	cloruro alcalina
219C	444984	4487151	csc(T)	0,00	6,76	0,00	19,73	0,04	0,04	0,04	0,54	0,0	0,0	0,05	0,00	cloruro alcalino terrosa
220C	444604	4490914	cc(G)	0,00	6,81	0,00	32,13	0,03	0,01	0,00	0,02	0,0	0,0	0,00	0,00	cloruro alcalino terrosa
S11	448706	4489210	cp(OM)	0,00	n.r.a.	0,00	79,76	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	cloruro alcalina
S16	448616	4483775	cp(OM)	0,00	0,00	0,00	87,60	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	cloruro alcalina
S109	462145	4494545	cmc(Mc)	n.r.a.	0,00	0,00	23,48	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
S124	446398	4500957	csr(Q)	1,08	0,00	0,00	15,48	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	bicarbonato alcalino terrosa

UI = Unità Idrogeologica (csc(T) – complesso sedimentario composto del Trias; cc(G) – complesso calcareo del Giura; ccm(C) – complesso calcareo marnoso del Creta; cp(OM) – complesso piroclastico dell'Oligo-Miocene; cmc(Mc) – complesso marnoso calcareo del Miocene; csr(Q) – complesso sedimentario recente del Quaternario); SiO₂, cationi ed anioni sono in mg/l; n.r.a.= non rilevabile analiticamente

Tabella 2.15. Parametri idrochimici per i campioni di acque sotterranee prelevati nel Dicembre 2008

ID	UTM E	UTM N	UI	TDS	T	pH	CE	OD	Eh	rH	RF 110°C	RF 180°C	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	NH ₄	NO ₂
43S	438944	4497251	cc(G)	1087	18,6	7,0	1368	2,66	219	21,6	960	960	142,00	34,00	115,00	7,50	428,58	252,87	74,16	22,53	n.r.a.	0,00
72S	443776	4507878	cc(G)	1035	17,0	7,0	1239	6,31	211	21,2	880	880	176,00	18,00	75,00	7,40	401,25	183,70	59,46	101,88	n.r.a.	n.r.a.
100S	445935	4506405	cc(G)	915	16,0	6,9	948	1,88	166	19,6	640	640	146,00	20,00	52,00	21,00	464,22	121,01	39,42	16,17	11,58	0,52
114S	444118	4504686	cc(G)	1047	17,9	7,0	1205	3,74	212	21,4	840	800	126,00	50,00	84,00	5,20	515,96	184,57	44,05	22,00	n.r.a.	n.r.a.
130S	448813	4507119	cc(G)	1177	18,1	6,9	1465	3,63	218	21,4	1040	920	166,00	42,00	110,00	8,10	517,42	248,26	45,33	25,20	0,72	0,11
139S	448796	4500386	ccm(C)	1487	17,9	6,9	2265	4,19	154	19,1	1680	1680	100,00	72,00	300,00	18,25	308,50	533,32	102,78	10,42	1,02	0,03
178S	458227	4492364	cpi(OM)	2543	18,2	6,7	3970	4,27	197	20,2	3000	2840	134,00	120,00	540,00	21,25	182,56	1166,97	202,08	129,45	n.r.a.	n.r.a.
47C	438711	4496925	cc(G)	1287	16,6	7,1	1470	2,56	213	21,6	1000	960	192,00	28,00	130,00	14,75	491,55	255,61	95,28	63,16	n.r.a.	n.r.a.
63C	440366	4499796	cc(G)	803	16,8	7,1	874	1,68	188	20,7	440	440	104,00	18,00	78,00	5,80	429,07	102,92	41,93	11,88	n.r.a.	0,02
81C	440560	4498381	cc(G)	984	18,4	6,9	1074	4,91	209	21,1	600	600	152,00	24,00	70,00	6,60	505,71	126,46	44,06	42,03	n.r.a.	0,00
118C	445604	4493897	ccm(C)	2540	20,1	6,9	3510	2,10	82	16,6	2560	2560	200,00	80,00	460,00	19,25	571,12	857,17	284,72	36,08	n.r.a.	0,06
145C	448770	4497340	ccm(C)	2786	19,4	7,0	3940	3,14	219	21,5	2880	2760	112,00	120,00	520,00	67,00	515,47	911,10	199,08	273,23	n.r.a.	n.r.a.
186C	446418	4513533	cc(G)	994	17,3	6,9	1125	3,39	215	21,2	680	680	160,00	28,00	72,00	6,40	481,30	137,72	69,94	30,53	n.r.a.	0,00
210C	444989	4510956	cc(G)	967	16,4	6,9	1140	3,68	180	20,0	720	720	170,00	28,00	76,00	9,50	413,45	133,28	62,56	62,58	n.r.a.	0,02

Tabella 2.15. (continua)

ID	UTM E	UTM N	UI	F	Br	PO ₄	SiO ₂	Li	Mn	Cd	Cu	Classificazione
43S	438944	4497251	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	9,93	0,01	0,1	0,01	0,00	cloruro alcalino terrosa
72S	443776	4507878	cc(G)	0,00	0,00	0,00	12,65	0,01	0,0	0,02	0,01	bicarbonato alcalino terrosa
100S	445935	4506405	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	13,48	9,10	0,00	0,1	0,02	0,01	bicarbonato alcalino terrosa
114S	444118	4504686	cc(G)	1,75	0,00	0,00	13,50	0,00	0,0	0,02	0,01	bicarbonato alcalino terrosa
130S	448813	4507119	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	13,92	0,01	0,0	0,01	0,01	bicarbonato alcalino terrosa
139S	448796	4500386	ccm(C)	0,00	0,00	0,00	40,20	0,02	0,0	0,01	0,00	cloruro alcalina
178S	458227	4492364	cpi(OM)	0,00	n.r.a.	0,00	46,60	0,03	0,0	0,01	0,00	cloruro alcalina
47C	438711	4496925	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	17,13	0,01	0,1	0,01	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
63C	440366	4499796	cc(G)	n.r.a.	0,00	0,00	11,39	0,01	0,1	0,00	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
81C	440560	4498381	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	12,86	0,00	0,1	0,01	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
118C	445604	4493897	ccm(C)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	31,43	0,02	0,0	0,00	0,01	cloruro alcalina
145C	448770	4497340	ccm(C)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	68,54	0,05	0,1	0,01	0,00	cloruro alcalina
186C	446418	4513533	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	8,07	0,00	0,1	0,02	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
210C	444989	4510956	cc(G)	1,42	n.r.a.	0,00	9,93	0,02	0,1	0,01	0,01	bicarbonato alcalino terrosa

UI = Unità Idrogeologica (cc(G) – complesso calcareo del Giura; ccm(C) – complesso calcareo marnoso del Creta; cpi(OM) – complesso piroclastico dell'Oligo-Miocene); TDS, RF 110 e 180°C, SiO₂, cationi ed anioni sono in mg/l; temperatura (T) è in °C; conducibilità elettrica (CE) è a 18°C in µS/cm; ossigeno disciolto (OD) è in mg/l; potenziale-redox (Eh) è in mV; n.r.a.= non rilevabile analiticamente

Tabella 2.16. Parametri idrochimici per i campioni di acque sotterranee prelevati nel Gennaio 2009

ID	UTM E	UTM N	UI	TDS	T	pH	CE	OD	Eh	rH	RF 110°C	RF 180°C	Ca	Mg	Na	K	HCO3	Cl	SO4	NO3	NH4	NO2
43S	438944	4497251	cc(G)	1196	18,0	7,3	1450	4,74	233	22,6	980	860	154,00	36,00	120,00	6,30	490,09	266,12	80,23	29,44	n.r.a.	0,00
72S	443776	4507878	cc(G)	1182	15,9	7,1	1438	5,94	245	22,7	1180	1120	206,00	20,00	105,00	6,80	391,00	241,28	66,72	134,20	n.r.a.	n.r.a.
139S	448796	4500386	ccm(C)	2860	19,1	7,0	3760	2,57	116	17,9	2940	2560	156,00	120,00	600,00	22,00	477,40	1201,67	195,68	20,03	n.r.a.	0,06
178S	458227	4492364	cpi(OM)	2599	15,7	6,9	4140	4,79	131	18,3	3240	2840	132,00	130,00	560,00	15,00	190,37	1122,58	239,25	163,67	n.r.a.	n.r.a.
47C	438711	4496925	cc(G)	1236	17,5	7,2	1540	1,44	237	22,6	1240	1100	192,00	26,00	120,00	2,50	397,34	313,27	111,02	59,94	n.r.a.	n.r.a.
63C	440366	4499796	cc(G)	729	15,2	7,3	837	1,92	235	22,7	540	460	78,00	18,00	86,00	3,70	367,57	96,75	47,93	16,11	n.r.a.	0,03
81C	440560	4498381	cc(G)	899	18,1	7,1	1018	4,04	237	22,3	660	620	130,00	22,00	70,00	6,90	473,98	105,20	41,46	35,92	0,00	n.r.a.
118C	445604	4493897	ccm(C)	2455	19,7	6,9	3560	2,61	36	15,1	2520	2400	175,00	75,00	500,00	15,75	575,02	769,46	270,53	40,12	n.r.a.	1,97
145C	448770	4497340	ccm(C)	3320	19,6	7,0	4770	2,66	172	19,9	3380	3300	88,00	110,00	800,00	45,00	622,86	1144,10	223,52	224,41	0,00	n.r.a.
186C	446418	4513533	cc(G)	1008	17,5	6,9	1128	2,59	225	21,6	760	700	150,00	26,00	78,00	4,60	492,04	136,82	71,02	40,48	n.r.a.	n.r.a.
210C	444989	4510956	cc(G)	961	16,3	7,1	1112	4,45	267	23,4	760	640	156,00	22,00	72,00	7,30	438,35	135,42	54,91	64,13	n.r.a.	n.r.a.

Tabella 2.16. (continua)

ID	UTM E	UTM N	UI	F	Br	PO ₄	SiO ₂	Li	Mn	Cd	Cu	Classificazione
43S	438944	4497251	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	13,50	0,01	0,1	0,01	0,01	bicarbonato alcalino terrosa
72S	443776	4507878	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	11,39	0,01	0,0	0,01	0,01	cloruro alcalino terrosa
139S	448796	4500386	ccm(C)	2,60	n.r.a.	0,00	64,12	0,01	0,0	0,01	0,00	cloruro alcalina
178S	458227	4492364	cpi(OM)	2,95	n.r.a.	0,00	43,62	0,03	0,0	0,01	0,00	cloruro alcalina
47C	438711	4496925	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	14,13	0,01	0,1	0,02	0,00	cloruro alcalino terrosa
63C	440366	4499796	cc(G)	n.r.a.	0,00	0,00	15,20	0,01	0,1	0,01	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
81C	440560	4498381	cc(G)	n.r.a.	0,00	0,00	13,29	0,00	0,1	0,01	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
118C	445604	4493897	ccm(C)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	32,59	0,02	0,0	0,01	0,01	cloruro alcalina
145C	448770	4497340	ccm(C)	2,31	0,00	0,00	59,79	0,04	0,1	0,01	0,00	cloruro alcalina
186C	446418	4513533	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	9,52	0,00	0,1	0,02	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
210C	444989	4510956	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	10,56	0,00	0,1	0,01	0,00	bicarbonato alcalino terrosa

UI = Unità Idrogeologica (cc(G) – complesso calcareo del Giura; ccm(C) – complesso calcareo marnoso del Creta; cpi(OM) – complesso piroclastico dell'Oligo-Miocene); TDS, RF 110 e 180°C, SiO₂, cationi ed anioni sono in mg/l; temperatura (T) è in °C; conducibilità elettrica (CE) è a 18°C in µS/cm; ossigeno disciolto (OD) è in mg/l; potenziale-redox (Eh) è in mV; n.r.a.= non rilevabile analiticamente

Tabella 2.17. Parametri idrochimici per i campioni di acque sotterranee prelevati nel Febbraio 2009

ID	UTM E	UTM N	UI	TDS	T	pH	CE	OD	Eh	rH	RF 110°C	RF 180°C	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	NH ₄	NO ₂
43S	438944	4497251	cc(G)	1173	18,3	7,1	1472	4,86	254	23,0	1060	1000	168,00	32,00	105,00	5,60	475,93	257,91	88,41	27,92	n.r.a.	0,00
72S	443776	4507878	cc(G)	1110	16,5	7,0	1417	4,31	275	23,5	1300	1220	198,00	18,00	75,00	6,20	352,43	222,96	76,86	147,28	n.r.a.	n.r.a.
139S	448796	4500386	ccm(C)	2814	16,5	6,8	3920	2,11	84	16,4	2980	2580	132,00	100,00	675,00	21,50	430,54	1195,80	173,14	17,68	n.r.a.	0,02
178S	458227	4492364	cpi(OM)	3080	15,2	6,7	4210	6,76	149	18,6	3280	2900	142,00	100,00	825,00	14,25	200,14	1351,67	235,92	167,42	n.r.a.	n.r.a.
47C	438711	4496925	cc(G)	1350	17,2	7,1	1967	2,00	205	21,2	1380	1300	222,00	24,00	145,00	5,30	415,40	348,32	114,43	57,84	n.r.a.	n.r.a.
63C	440366	4499796	cc(G)	727	15,2	7,3	871	1,66	233	22,6	620	620	85,00	16,00	84,00	4,50	362,20	97,44	48,46	17,74	n.r.a.	n.r.a.
81C	440560	4498381	cc(G)	893	17,4	7,1	985	5,87	223	21,8	720	700	152,00	18,00	60,00	6,70	474,96	91,63	40,29	32,44	n.r.a.	0,00
118C	445604	4493897	ccm(C)	2693	19,7	6,9	3555	2,48	-1	13,7	2600	2540	180,00	65,00	625,00	14,25	571,12	890,02	275,81	38,16	n.r.a.	2,08
145C	448770	4497340	ccm(C)	3486	18,4	7,0	4790	3,28	225	21,7	3380	3320	92,00	80,00	900,00	46,00	600,41	1273,18	218,00	206,13	n.r.a.	n.r.a.
186C	446418	4513533	cc(G)	987	17,8	6,9	1149	3,44	273	23,3	780	780	172,00	24,00	66,00	4,00	468,61	133,60	69,77	36,34	n.r.a.	n.r.a.
210C	444989	4510956	cc(G)	953	16,1	7,1	1117	3,99	228	22,1	820	780	170,00	20,00	60,00	7,90	436,39	126,69	60,14	60,45	n.r.a.	n.r.a.

Tabella 2.17. (continua)

ID	UTM E	UTM N	UI	F	Br	PO ₄	SiO ₂	Li	Mn	Cd	Cu	Classificazione
43S	438944	4497251	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	12,44	0,01	0,1	0,01	0,01	bicarbonato alcalino terrosa
72S	443776	4507878	cc(G)	0,00	0,00	0,00	13,50	0,01	0,0	0,02	0,01	cloruro alcalino terrosa
139S	448796	4500386	ccm(C)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	68,26	0,03	0,0	0,01	0,00	cloruro alcalina
178S	458227	4492364	cpi(OM)	0,00	0,00	0,00	43,86	0,02	0,0	0,00	0,01	cloruro alcalina
47C	438711	4496925	cc(G)	1,17	0,00	0,00	16,48	0,01	0,1	0,02	0,00	cloruro alcalino terrosa
63C	440366	4499796	cc(G)	n.r.a.	0,00	0,00	11,18	0,01	0,1	0,00	0,01	bicarbonato alcalino terrosa
81C	440560	4498381	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	16,70	0,00	0,1	0,01	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
118C	445604	4493897	ccm(C)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	31,43	0,02	0,0	0,01	0,01	cloruro alcalina
145C	448770	4497340	ccm(C)	n.r.a.	7,30	0,00	62,75	0,06	0,0	0,02	0,01	cloruro alcalina
186C	446418	4513533	cc(G)	n.r.a.	0,00	0,00	12,23	0,00	0,1	0,02	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
210C	444989	4510956	cc(G)	1,01	n.r.a.	0,00	10,76	0,00	0,1	0,01	0,00	bicarbonato alcalino terrosa

UI = Unità Idrogeologica (cc(G) – complesso calcareo del Giura; ccm(C) – complesso calcareo marnoso del Creta; cpi(OM) – complesso piroclastico dell'Oligo-Miocene); TDS, RF 110 e 180°C, SiO₂, cationi ed anioni sono in mg/l; temperatura (T) è in °C; conducibilità elettrica (CE) è a 18°C in µS/cm; ossigeno disciolto (OD) è in mg/l; potenziale-redox (Eh) è in mV; n.r.a.= non rilevabile analiticamente

Tabella 2.18. Parametri idrochimici per i campioni di acque sotterranee prelevati nel Marzo 2009

ID	UTM E	UTM N	UI	TDS	T	pH	CE	OD	Eh	rH	RF 110°C	RF 180°C	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	NH ₄	NO ₂
43S	438944	4497251	cc(G)	1221	18,5	7,1	1480	5,55	256	23,0	1000	940	156,29	34,00	140,00	7,00	484,72	266,71	92,12	30,37	n.r.a.	n.r.a.
72S	443776	4507878	cc(G)	1185	16,5	7,0	1429	6,58	222	21,6	1220	1180	190,93	20,00	105,00	6,70	366,59	233,62	73,70	170,61	n.r.a.	n.r.a.
139S	448796	4500386	ccm(C)	2623	19,6	6,7	4280	1,92	78	16,0	3340	2900	111,34	110,00	650,00	21,50	482,28	1018,12	147,24	14,73	n.r.a.	0,03
178S	458227	4492364	cpi(OM)	2897	18,2	6,6	4230	6,38	180	19,3	3300	2940	132,86	120,00	750,00	15,00	176,71	1283,31	217,37	158,62	n.r.a.	n.r.a.
47C	438711	4496925	cc(G)	1394	19,0	7,1	1720	3,77	235	22,3	1380	1300	205,11	28,00	150,00	11,60	444,20	327,50	101,15	109,47	n.r.a.	n.r.a.
63C	440366	4499796	cc(G)	687	16,0	7,3	818	2,31	170	20,4	540	540	71,75	16,00	92,00	4,30	334,37	92,73	47,57	17,44	n.r.a.	n.r.a.
81C	440560	4498381	cc(G)	889	18,8	6,8	982	4,53	220	21,3	760	740	129,71	20,00	80,00	5,70	477,40	88,21	41,00	34,95	n.r.a.	0,00
118C	445604	4493897	ccm(C)	2775	20,4	6,8	3570	2,31	-5	13,5	2580	2480	169,83	70,00	650,00	14,25	572,58	953,39	273,14	39,89	n.r.a.	2,55
145C	448770	4497340	ccm(C)	3451	20,2	7,0	4750	2,31	187	20,4	3400	3340	85,55	100,00	850,00	47,00	602,85	1274,97	209,82	222,11	n.r.a.	n.r.a.
186C	446418	4513533	cc(G)	979	18,7	6,8	1138	7,55	196	20,4	800	740	147,94	24,00	84,00	4,00	467,15	128,67	71,85	40,77	n.r.a.	n.r.a.
210C	444989	4510956	cc(G)	948	16,9	7,0	1082	4,46	190	20,6	740	660	148,51	20,00	72,00	8,00	450,06	120,98	58,58	58,76	n.r.a.	n.r.a.

Tabella 2.18. (continua)

ID	UTM E	UTM N	UI	F	Br	PO ₄	SiO ₂	Li	Mn	Cd	Cu	Classificazione
43S	438944	4497251	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	9,52	0,01	0,1	0,01	0,01	bicarbonato alcalino terrosa
72S	443776	4507878	cc(G)	4,81	0,00	0,00	13,07	0,01	0,0	0,00	0,01	cloruro alcalino terrosa
139S	448796	4500386	ccm(C)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	67,98	0,01	0,0	0,01	0,01	cloruro alcalina
178S	458227	4492364	cpi(OM)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	42,88	0,03	0,0	0,00	0,01	cloruro alcalina
47C	438711	4496925	cc(G)	0,96	n.r.a.	0,00	16,05	0,01	0,1	0,02	0,00	cloruro alcalino terrosa
63C	440366	4499796	cc(G)	1,10	n.r.a.	0,00	9,52	0,01	0,1	0,01	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
81C	440560	4498381	cc(G)	n.r.a.	0,00	0,00	12,23	0,00	0,1	0,00	0,01	bicarbonato alcalino terrosa
118C	445604	4493897	ccm(C)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	28,90	0,02	0,0	0,01	0,01	cloruro alcalina
145C	448770	4497340	ccm(C)	2,59	n.r.a.	0,00	56,34	0,07	0,1	0,00	0,00	cloruro alcalina
186C	446418	4513533	cc(G)	1,35	n.r.a.	0,00	8,90	0,00	0,1	0,02	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
210C	444989	4510956	cc(G)	1,06	0,00	0,00	10,14	0,01	0,1	0,01	0,00	bicarbonato alcalino terrosa

UI = Unità Idrogeologica (cc(G) – complesso calcareo del Giura; ccm(C) – complesso calcareo marnoso del Creta; cpi(OM) – complesso piroclastico dell'Oligo-Miocene); TDS, RF 110 e 180°C, SiO₂, cationi ed anioni sono in mg/l; temperatura (T) è in °C; conducibilità elettrica (CE) è a 18°C in µS/cm; ossigeno disciolto (OD) è in mg/l; potenziale-redox (Eh) è in mV; n.r.a.= non rilevabile analiticamente

Tabella 2.19. Parametri idrochimici per i campioni di acque sotterranee prelevati nell'Aprile 2009

ID	UTM E	UTM N	UI	TDS	T	pH	CE	OD	Eh	rH	RF 110°C	RF 180°C	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	NH ₄	NO ₂
43S	438944	4497251	cc(G)	1266	19,0	6,9	1510	2,57	213	21,1	1100	1000	154,00	34,00	155,00	7,30	468,61	307,29	97,96	29,02	n.r.a.	0,00
72S	443776	4507878	cc(G)	1153	18,0	7,0	1411	4,21	229	21,8	1220	1120	186,00	20,00	100,00	6,60	351,46	248,60	70,75	155,66	n.r.a.	n.r.a.
139S	448796	4500386	ccm(C)	3561	19,6	6,7	4580	1,33	61	15,4	3600	3100	144,00	160,00	850,00	27,50	500,34	1605,57	205,24	17,78	n.r.a.	0,03
178S	458227	4492364	cpi(OM)	3419	18,3	6,6	4590	9,36	143	18,2	3620	3280	148,00	140,00	825,00	19,00	170,85	1664,46	261,87	163,20	n.r.a.	n.r.a.
47C	438711	4496925	cc(G)	1447	18,4	7,3	1700	3,77	225	22,4	1380	1260	194,00	30,00	165,00	11,00	436,39	348,17	108,56	139,66	0,00	0,00
63C	440366	4499796	cc(G)	772	16,3	7,3	894	2,17	215	21,9	700	620	75,00	18,00	108,00	5,80	362,20	114,02	57,79	19,44	0,00	n.r.a.
81C	440560	4498381	cc(G)	914	19,0	6,8	992	7,51	236	21,8	660	620	134,00	20,00	78,00	5,10	475,93	103,81	43,63	39,99	0,00	0,00
118C	445604	4493897	ccm(C)	2855	21,5	7,0	3570	5,40	185	20,4	2580	2480	170,00	75,00	650,00	12,75	576,49	1009,78	287,87	39,96	n.r.a.	3,13
145C	448770	4497340	ccm(C)	3963	20,1	7,0	4840	4,08	210	21,2	3420	3380	88,00	120,00	1075,00	50,00	606,26	1519,64	229,99	226,05	n.r.a.	n.r.a.
186C	446418	4513533	cc(G)	1007	19,1	6,9	1141	6,41	207	20,9	780	760	150,00	24,00	88,00	3,90	466,17	149,97	76,51	37,91	0,00	0,00
210C	444989	4510956	cc(G)	966	18,1	6,9	1080	2,90	212	21,1	780	700	150,00	22,00	76,00	7,60	451,04	133,50	59,98	52,75	0,66	n.r.a.

Tabella 2.19. (continua)

ID	UTM E	UTM N	UI	F	Br	PO ₄	SiO ₂	Li	Mn	Cd	Cu	Classificazione
43S	438944	4497251	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	12,44	0,01	0,1	0,01	0,01	bicarbonato alcalino terrosa
72S	443776	4507878	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	14,13	0,01	0,0	0,02	0,01	cloruro alcalino terrosa
139S	448796	4500386	ccm(C)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	50,13	0,01	0,0	0,01	0,00	cloruro alcalina
178S	458227	4492364	cpi(OM)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	26,17	0,04	0,0	0,01	0,01	cloruro alcalina
47C	438711	4496925	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	14,13	0,01	0,1	0,02	0,01	cloruro alcalino terrosa
63C	440366	4499796	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	12,02	0,02	0,1	0,00	0,01	bicarbonato alcalino terrosa
81C	440560	4498381	cc(G)	1,61	0,00	0,00	12,23	0,00	0,1	0,01	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
118C	445604	4493897	ccm(C)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	30,28	0,01	0,0	0,01	0,01	cloruro alcalina
145C	448770	4497340	ccm(C)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	48,36	0,08	0,1	0,00	0,01	cloruro alcalina
186C	446418	4513533	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	10,35	0,01	0,1	0,02	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
210C	444989	4510956	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	12,65	0,00	0,1	0,01	0,00	bicarbonato alcalino terrosa

UI = Unità Idrogeologica (cc(G) – complesso calcareo del Giura; ccm(C) – complesso calcareo marnoso del Creta; cpi(OM) – complesso piroclastico dell'Oligo-Miocene); TDS, RF 110 e 180°C, SiO₂, cationi ed anioni sono in mg/l; temperatura (T) è in °C; conducibilità elettrica (CE) è a 18°C in µS/cm; ossigeno disciolto (OD) è in mg/l; potenziale-redox (Eh) è in mV; n.r.a.= non rilevabile analiticamente

Tabella 2.20. Parametri idrochimici per i campioni di acque sotterranee prelevati nel Maggio 2009

ID	UTM E	UTM N	UI	TDS	T	pH	CE	OD	Eh	rH	RF 110°C	RF 180°C	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	NH ₄	NO ₂
43S	438944	4497251	cc(G)	1235	19,6	7,2	1500	8,64	229	22,3	1100	1060	162,00	36,00	155,00	6,80	465,19	276,59	92,47	28,11	0,00	0,00
72S	443776	4507878	cc(G)	1118	18,7	7,0	1415	3,55	194	20,7	1260	1220	186,00	20,00	115,00	7,50	349,51	219,50	64,81	142,37	n.r.a.	n.r.a.
139S	448796	4500386	ccm(C)	2405	21,0	6,9	3370	3,01	-143	8,8	2620	2400	126,00	110,00	520,00	17,25	454,94	939,48	164,42	21,27	1,16	n.r.a.
178S	458227	4492364	cpi(OM)	3063	19,6	6,7	4440	4,07	239	21,5	3520	3180	146,00	130,00	750,00	14,50	170,85	1408,12	249,09	151,36	n.r.a.	n.r.a.
47C	438711	4496925	cc(G)	1231	19,8	7,0	1500	3,63	219	21,5	1100	1060	168,00	26,00	155,00	12,30	411,01	246,56	74,56	118,73	0,00	n.r.a.
63C	440366	4499796	cc(G)	759	18,7	7,3	892	2,81	181	20,9	560	560	76,00	19,00	112,00	7,70	353,90	102,66	57,05	17,89	0,00	0,12
81C	440560	4498381	cc(G)	905	20,4	7,1	1025	5,32	202	21,1	720	700	136,00	22,00	80,00	6,20	461,29	104,17	43,25	37,27	n.r.a.	0,00
118C	445604	4493897	ccm(C)	2744	21,7	7,0	3550	2,14	164	19,7	2600	2540	190,00	75,00	650,00	16,25	577,95	898,42	268,14	35,26	n.r.a.	4,21
145C	448770	4497340	ccm(C)	3597	21,6	7,0	4750	2,30	245	22,4	3360	3320	90,00	110,00	975,00	99,00	580,88	1281,44	208,62	199,72	n.r.a.	n.r.a.
186C	446418	4513533	cc(G)	1003	19,6	6,8	1151	5,59	186	20,1	880	880	154,00	26,00	88,00	5,30	462,75	146,46	73,85	35,63	0,00	n.r.a.
210C	444989	4510956	cc(G)	996	19,4	7,1	1126	3,67	168	20,0	780	760	150,00	28,00	82,00	11,50	462,75	126,80	66,06	56,22	n.r.a.	n.r.a.

Tabella 2.20. (continua)

ID	UTM E	UTM N	UI	F	Br	PO ₄	SiO ₂	Li	Mn	Cd	Cu	Classificazione
43S	438944	4497251	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	12,75	0,00	0,1	0,02	0,01	cloruro alcalino terrosa
72S	443776	4507878	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	13,66	0,01	0,0	0,00	0,01	cloruro alcalino terrosa
139S	448796	4500386	ccm(C)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	50,07	0,01	0,0	0,02	0,01	cloruro alcalina
178S	458227	4492364	cpi(OM)	n.r.a.	3,23	0,00	39,60	0,03	0,0	0,00	0,01	cloruro alcalina
47C	438711	4496925	cc(G)	1,06	n.r.a.	0,00	18,21	0,01	0,1	0,02	0,00	cloruro alcalino terrosa
63C	440366	4499796	cc(G)	n.r.a.	0,00	0,00	12,29	0,01	0,1	0,01	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
81C	440560	4498381	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	14,57	0,02	0,1	0,01	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
118C	445604	4493897	ccm(C)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	28,68	0,02	0,0	0,01	0,01	cloruro alcalina
145C	448770	4497340	ccm(C)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	52,80	0,04	0,1	0,01	0,00	cloruro alcalina
186C	446418	4513533	cc(G)	n.r.a.	0,00	0,00	10,92	0,00	0,1	0,02	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
210C	444989	4510956	cc(G)	n.r.a.	0,00	0,00	12,29	0,00	0,1	0,01	0,00	bicarbonato alcalino terrosa

UI = Unità Idrogeologica (cc(G) – complesso calcareo del Giura; ccm(C) – complesso calcareo marnoso del Creta; cpi(OM) – complesso piroclastico dell'Oligo-Miocene); TDS, RF 110 e 180°C, SiO₂, cationi ed anioni sono in mg/l; temperatura (T) è in °C; conducibilità elettrica (CE) è a 18°C in µS/cm; ossigeno disciolto (OD) è in mg/l; potenziale-redox (Eh) è in mV; n.r.a.= non rilevabile analiticamente



Tabella 2.21. Parametri idrochimici per i campioni di acque sotterranee prelevati nel Giugno 2009

ID	UTM E	UTM N	UI	TDS	T	pH	CE	OD	Eh	rH	RF 110°C	RF 180°C	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	NH ₄	NO ₂
43S	438944	4497251	cc(G)	1243	20,3	6,9	1500	2,46	260	22,7	900	800	158,00	34,00	140,00	5,80	473,49	292,57	94,98	29,68	0,00	0,00
72S	443776	4507878	cc(G)	1183	20,0	7,0	1422	2,88	260	22,9	1300	1220	188,00	20,00	105,00	5,50	368,05	241,88	73,36	164,83	n.r.a.	n.r.a.
139S	448796	4500386	ccm(C)	2766	20,8	7,0	3670	4,42	194	20,6	2780	2500	138,00	120,00	550,00	19,00	527,19	1122,84	190,04	25,19	n.r.a.	n.r.a.
178S	458227	4492364	cpi(OM)	2834	20,2	6,7	4050	6,11	165	19,1	3140	2780	130,00	120,00	625,00	13,75	196,72	1346,21	216,78	126,86	n.r.a.	n.r.a.
47C	438711	4496925	cc(G)	1203	19,7	7,3	1458	2,94	233	22,7	960	840	150,00	25,00	135,00	10,00	406,13	243,92	69,60	143,72	0,00	0,00
63C	440366	4499796	cc(G)	598	21,6	7,3	674	1,62	168	20,4	440	420	92,00	11,00	46,00	2,80	302,64	76,69	28,11	26,29	0,00	0,32
81C	440560	4498381	cc(G)	988	20,8	6,8	1143	3,55	236	21,6	620	620	148,00	22,00	76,00	6,60	453,40	145,75	48,00	59,42	0,00	0,00
118C	445604	4493897	ccm(C)	2779	22,2	6,9	3570	2,05	173	19,7	2500	2480	190,00	75,00	550,00	14,00	634,58	952,79	278,82	35,55	n.r.a.	5,15
145C	448770	4497340	ccm(C)	3359	22,2	7,1	4350	3,28	180	20,3	3080	3020	82,00	100,00	800,00	44,00	585,76	1277,14	197,07	200,61	n.r.a.	n.r.a.
186C	446418	4513533	cc(G)	1003	20,2	6,8	1144	6,53	234	21,7	760	720	150,00	26,00	80,00	3,20	472,03	145,61	75,34	37,53	0,00	n.r.a.
210C	444989	4510956	cc(G)	1026	20,2	7,0	1142	1,53	217	21,4	700	660	150,00	28,00	76,00	7,90	471,05	136,71	70,22	69,29	0,00	n.r.a.

Tabella 2.21. (continua)

ID	UTM E	UTM N	UI	F	Br	PO ₄	SiO ₂	Li	Mn	Cd	Cu	Classificazione
43S	438944	4497251	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	14,11	0,01	0,1	0,01	0,01	cloruro alcalino terrosa
72S	443776	4507878	cc(G)	0,00	n.r.a.	0,00	16,39	0,01	0,0	0,02	0,01	cloruro alcalino terrosa
139S	448796	4500386	ccm(C)	n.r.a.	7,06	0,00	66,91	0,01	0,0	0,01	0,01	cloruro alcalina
178S	458227	4492364	cpi(OM)	n.r.a.	8,38	0,00	50,52	0,04	0,0	0,01	0,01	cloruro alcalina
47C	438711	4496925	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	20,03	0,01	0,1	0,02	0,01	cloruro alcalino terrosa
63C	440366	4499796	cc(G)	0,00	0,00	0,00	12,29	0,02	0,1	0,00	0,01	bicarbonato alcalino terrosa
81C	440560	4498381	cc(G)	n.r.a.	0,00	0,00	28,68	0,00	0,1	0,01	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
118C	445604	4493897	ccm(C)	0,00	6,49	0,00	36,41	0,02	0,0	0,01	0,01	cloruro alcalina
145C	448770	4497340	ccm(C)	n.r.a.	6,85	0,00	66,00	0,08	0,1	0,02	0,00	cloruro alcalina
186C	446418	4513533	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	13,20	0,01	0,1	0,02	0,00	bicarbonato alcalino terrosa
210C	444989	4510956	cc(G)	n.r.a.	n.r.a.	0,00	16,39	0,00	0,1	0,01	0,00	bicarbonato alcalino terrosa

UI = Unità Idrogeologica (cc(G) – complesso calcareo del Giura; ccm(C) – complesso calcareo marnoso del Creta; cpi(OM) – complesso piroclastico dell'Oligo-Miocene); TDS, RF 110 e 180°C, SiO₂, cationi ed anioni sono in mg/l; temperatura (T) è in °C; conducibilità elettrica (CE) è a 18°C in µS/cm; ossigeno disciolto (OD) è in mg/l; potenziale-redox (Eh) è in mV; n.r.a.= non rilevabile analiticamente

2.8.3. Indagine isotopica nell'area in studio

Al fine di chiarire alcuni aspetti, relativi alla definizione dell'origine dei nitrati ed il tracciamento delle fonti d'inquinamento, alle aree di alimentazione e datare le acque sotterranee, è stata condotta un'analisi isotopica sulle acque sotterranee prelevate da alcuni pozzi, selezionati in funzione della loro posizione ed appartenenza a sistemi acquiferi differenti. Ulteriore informazione che si è voluta definire è relativa ai tempi di ricarica (tempo di residenza medio nell'acquifero) e quindi ai tempi di arrivo di eventuali inquinanti idroveicolati. Nel dicembre 2008, sono stati prelevati dei campioni d'acqua sotterranea da 14 pozzi per analizzare gli isotopi stabili (^{18}O e ^2H), il Tritio, e da 11 di essi per il $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{18}\text{O}$ in NO_3 . I risultati delle analisi sono riportati nelle tabelle 2.22 e 2.23.

2.8.3.1. Isotopi stabili e Tritio

Le analisi degli isotopi stabili e del tritio sono state eseguite presso il laboratorio dell'Istituto di Geoscienze e Georisorse (IGG) del CNR di Pisa.

Ossigeno-18

La metodologia analitica si basa sulla misura indiretta del contenuto isotopico dell'acqua attraverso la misura del contenuto isotopico della CO_2 in equilibrio con l'acqua a 25°C tenendo conto del fattore di frazionamento tra anidride carbonica e acqua (Epstein e Mayeda 1953). I risultati analitici vengono riferiti allo standard internazionale SMOW (standard mean oceanic waters).

La preparazione prevede di mettere in contatto la CO_2 con l'acqua in un contenitore, dopo aver eliminato l'aria, termostatando il contenitore a 25°C con una precisione di 0.1°C . Dopo 12 ore, in assenza di agitazione, viene raggiunto l'equilibrio e si procede, operando sotto vuoto, alla separazione della CO_2 eliminando il vapor d'acqua.

La CO_2 così purificata viene misurata ad uno spettrometro di massa a doppio ingresso per determinarne i contenuti in ossigeno-18.

La stessa procedura viene effettuata sui campioni di acqua da analizzare e su standard di riferimento a composizione isotopica nota.

Deuterio

La metodologia analitica si basa sulla misura indiretta del contenuto isotopico dell'acqua attraverso la misura del contenuto isotopico dell'idrogeno che si sviluppa per riduzione dell'acqua su trucioli di magnesio alla temperatura di 460°C per circa 30 minuti (Coleman et al. 1982) (il magnesio viene utilizzato al posto dello zinco in quanto lo zinco che era stato utilizzato da Coleman non è più commercialmente disponibile e gli altri tipi di zinco in commercio danno risultati analitici di scarsa qualità)

I risultati analitici vengono riferiti allo standard internazionale SMOW (standard mean oceanic waters).

La preparazione prevede di mettere in contatto l'acqua con magnesio in un contenitore e, dopo aver eliminato l'aria, viene alla temperatura di 460°C per circa 30 minuti, tempo sufficiente per una reazione completa.

L'idrogeno così prodotto viene misurato ad uno spettrometro di massa a doppio ingresso per determinarne i contenuti in deuterio.

La stessa procedura viene effettuata sui campioni di acqua da analizzare e su standard di riferimento a composizione isotopica nota

Tritio

Per misurare ridotti livelli di concentrazioni di tritio si è reso necessario arricchire i campioni acquosi



prima della misura; con il passare del tempo, infatti, le concentrazioni di tritio sia nelle precipitazioni che nelle acque superficiali e sotterranee sono gradualmente diminuite fino a valori minori di 20 TU (dove 1 TU è pari a 1 atomo di tritio ogni 10^{18} atomi di idrogeno). Attualmente la concentrazione media di tritio, nelle acque superficiali dell'emisfero settentrionale è molto bassa, pari a circa 5-10 TU (Plastino et al. 2007). La tecnica di arricchimento utilizzata è quella dell'elettrolisi dell'acqua condotta alla temperatura di circa 0°C per evitare perdite per evaporazione, particolarmente efficace per le misure di attività del tritio ambientale. Tale tecnica, utilizzata per l'arricchimento degli isotopi dell'idrogeno, è un procedimento forzato mediante il quale le molecole di acqua, alcune delle quali contengono deuterio e tritio, vengono scisse in ossigeno e idrogeno in base alle reazioni riportate di seguito (Neary 1997):

- $2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{H}_2 + \text{O}_2$
- $2\text{HDO} \rightarrow 2\text{HD} + \text{O}_2$
- $2\text{HTO} \rightarrow 2\text{HT} + \text{O}_2$

Ciascun campione è stato distillato prima e al termine dell'elettrolisi, senza l'aggiunta di un agente neutralizzante. Il campione d'acqua viene distillato prima dell'elettrolisi, per eliminare ioni in soluzione che possano competere con l'idrogeno e l'ossigeno della molecola dell'acqua, e viene aggiunto allo stesso perossido di sodio quale elettrolita. Al termine dell'elettrolisi si ripete la distillazione per eliminare l'idrossido di sodio formatosi che potrebbe interferire con il liquido di scintillazione.

Poiché l'elettrolisi dell'acqua procede ad una ridotta velocità, pari a circa 1 ml/h (nel laboratorio di Pisa si opera a circa 1.5 ml/h) (U.S. Department of Energy 1997), sono stati necessari circa 7 giorni per ridurre il volume iniziale di circa 260 ml di acqua al volume finale voluto, pari a circa 8 ml. Ogni corsa elettrolitica è stata effettuata utilizzando tre celle, delle quali due per arricchire campioni di acqua distillata e la terza per arricchire un analogo campione tracciato con una quantità nota di tritio.

Le misure di trizio dei campioni arricchiti sono state effettuate mediante la tecnica della scintillazione liquida, utilizzando uno spettrometro a basso fondo.

Le vials di conteggio in polietilene teflonato sono state preparate aggiungendo 8 ml di campione e 12 ml di liquido scintillante; le vials sono state lasciate per 24 ore al buio e successivamente contate in più misure per un tempo di conteggio totale pari a circa 900 minuti. La finestra di conteggio utilizzata è compresa tra 50 e 150 canali, il fondo pari a circa 0.750 conteggi/minuto e l'efficienza è stata calcolata ad ogni misura in base al valore del parametro di quenching fornito dallo strumento.

Tabella 2.22. Risultati delle analisi di ^{18}O , ^2H e Tritio dei campioni prelevati nel Dicembre 2008

ID	UTM E	UTM N	UI	Data	$^{18}\text{O} \text{‰}$ (SMOW)	$^2\text{H} \text{‰}$ (SMOW)	^3H (U.T.)	(+/- U.T.)	Gruppo
145C	448770	4497340	ccm(C)	04/12/2008	-5.6	-35.9	0.4	0.4	Gruppo 1
178S	458227	4492364	cpi(OM)	04/12/2008	-6.25	-40	1.3	0.4	Gruppo 2
139S	448796	4500386	ccm(C)	04/12/2008	-5.86	-35	2.6	0.5	Gruppo 3
118C	445604	4493897	ccm(C)	04/12/2008	-5.51	-35.6	3.2	0.6	Gruppo 4
186C	446418	4513533	cc(G)	04/12/2008	-5.47	-33.9	3.3	0.6	Gruppo 4
43S	438944	4497251	cc(G)	04/12/2008	-5.79	-34	3.4	0.5	Gruppo 4
130S	448813	4507119	cc(G)	04/12/2008	-5.81	-39.4	3.4	0.6	Gruppo 4
114S	444118	4504686	cc(G)	04/12/2008	-5.03	-32.9	3.5	0.6	Gruppo 4
72S	443776	4507878	cc(G)	04/12/2008	-5.34	-33.1	3.6	0.6	Gruppo 4
81C	440560	4498381	cc(G)	04/12/2008	-5.71	-37.5	3.6	0.6	Gruppo 4
210C	444989	4510956	cc(G)	04/12/2008	-5.41	-33.9	3.7	0.6	Gruppo 4
63C	440366	4499796	cc(G)	04/12/2008	-4.12	-25.6	3.8	0.6	Gruppo 4
47C	438711	4496925	cc(G)	04/12/2008	-5.5	-34.6	4.2	0.6	Gruppo 4
100S	445935	4506405	cc(G)	04/12/2008	-5.53	-33.4	4.7	0.6	Gruppo 4
RAIN	442260	4490400		17/10/2008	-8.96	-59.6	6.5	0.8	Gruppo 4

2.8.3.2. Specifiche per determinazioni isotopiche di $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{18}\text{O}$ in NO_3^-

Queste analisi isotopiche sono state eseguite presso il Geokarst Engineering S.r.l. Centro di Chimica e Geochimica Isotopica di Trieste. Come primo step il campione è stato filtrato con filtri $0,45\mu$ in acetato di cellulosa. Non conoscendo le quantità dei DOC (Dissolved Organic Carbon) per evitare contaminazioni, il campione d'acqua è stato preventivamente passato in resina cationica e poi in resina anionica ed eluito con HCl, neutralizzato con Ag_2O e poi filtrato nuovamente. Se i DOC sono in concentrazioni minime questo passaggio si può evitare. L'eluito poi è stato depurato dai solfati per precipitazione mediante $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, refrigerato, filtrato, passato nuovamente su resina a scambio cationico per sottrarre i cationi rimanenti, depurato dai cloruri mediante Ag_2O , filtrato per eliminare AgCl ed essiccato prima su piastra poi in stufa a 40°C . Alla fine si ottiene una polvere di AgNO_3 . Il metodo analitico consiste nel trasformare l'azoto presente nel campione in N_2 gassoso. La trasformazione avviene per mezzo di una combustione istantanea dinamica del campione in presenza di ossigeno. Il campione, pesato in una capsula di stagno, viene posizionato nell'autocampionatore di un analizzatore elementare e da qui fatto cadere nel primo reattore di ossidazione e mantenuto a 1020°C ; dalla combustione si formano ossidi di azoto, zolfo e anidride carbonica. I prodotti di combustione vengono trasferiti, in flusso d'elio, ad un reattore di riduzione dove gli ossidi di azoto e zolfo si riducono a N_2 e SO_2 e l'eccesso di ossigeno viene fissato. In seguito, la rimanenza della miscela di gas, attraversa una trappola di soda lime/anidrone bloccante la CO_2 e l'acqua, e successivamente attraversa una colonna gascromatografica impaccata ad esclusione molecolare dove i singoli gas vengono separati entrando poi nello spettrometro di massa. Per l'ossigeno la preparazione è la stessa: cambiano i reagenti nei reattori di ossidazione e riduzione e la temperatura dei forni di combustione (molto più alta). Infine, il campione viene praticamente sdoppiato: un sub campione va nell'analizzatore per l'azoto, l'altro va nell'analizzatore per l'ossigeno.

Tabella 2.23. Risultati delle analisi di $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{18}\text{O}$ in NO_3 dei campioni prelevati nel Dicembre 2008

ID	UTM E	UTM N	UI	Data	$\delta^{15}\text{N-NO}_3 \text{ ‰}$ (AIR)	$\delta^{18}\text{O-NO}_3 \text{ ‰}$ (SMOW)	NO_3 (mg/l)
145C	448770	4497340	ccm(C)	04/12/2008	9.4	6.6	273.23
178S	458227	4492364	cpi(OM)	04/12/2008	12.1	15.3	129.45
139S	448796	4500386	ccm(C)	04/12/2008	4.0	12.3	10.42
118C	445604	4493897	ccm(C)	04/12/2008	19.1	15.3	36.8
186C	446418	4513533	cc(G)	04/12/2008	5.8	6.5	30.53
43S	438944	4497251	cc(G)	04/12/2008	3.2	12.2	22.53
72S	443776	4507878	cc(G)	04/12/2008	9.2	6.8	101.82
81C	440560	4498381	cc(G)	04/12/2008	7.2	6.2	42.3
210C	444989	4510956	cc(G)	04/12/2008	7.9	6.8	62.58
63C	440366	4499796	cc(G)	04/12/2008	17.1	15.4	11.88
47C	438711	4496925	cc(G)	04/12/2008	4.0	13.2	63.16

2.9. Interpretazione e discussione dei risultati

2.9.1. L'interpretazione idrogeochimica

Il modello idrogeochimico favorisce la comprensione delle dinamiche presenti all'interno dei sistemi acquiferi e risulta, dunque, un'informazione fondamentale per la protezione delle risorse idriche sotterranee.

Così come ampiamente discusso in lavori precedenti (Ghiglieri et al. 2009a) e nel rapporto di progetto RIADE (Ghiglieri et al. 2006), l'interpretazione dei dati chimici e chimico-fisici, relativi ai campioni di acque sotterranee del bacino della Nurra, presenta un quadro d'evoluzione geochimica di gran complessità, che trova riscontro e giustificazione nella complessità geologica e delle vicende tettoniche del Bacino.

Di seguito, in sintesi, vengono riportati i salienti risultati, relativi all'interpretazione idrogeochimica. I processi che determinano la qualità delle acque sotterranee circolanti nei diversi acquiferi che costituiscono il sistema idrogeologico (a distinta natura litologica e con differenti caratteristiche idrauliche), sono numerosi ed in buona parte dei casi, agiscono in sovrapposizione. L'interpretazione del chimismo delle acque sotterranee e il modello idrogeochimico hanno permesso di meglio identificare gli acquiferi dell'area in studio; in particolare, sono stati utilizzati, come indicatori i contenuti in solfati (acquifero gessoso e dolomitico del Trias), in bicarbonati (acquiferi carbonatici del Giura e del Cretaceo) e in silice (acquifero piroclastico dell'Oligo-Miocene).

La principale caratteristica delle acque esaminate è che esse sono interessate da una diffusa salinizzazione, la cui origine non è, nella gran parte dei casi, ricollegabile all'azione di acque di mare d'invasione continentale. Il problema sostanziale nello studio di tali acque, come accade nella maggior parte degli ambienti aridi o semi-aridi delle latitudini mediterranee, è il riconoscimento dell'origine della salinità e l'identificazione dei processi che determinano l'abbondanza di ciascun costituente in soluzione. I processi idrogeochimici sono influenzati dalla litologia e dall'assetto strutturale del territorio che determinano un arricchimento in cationi e anioni, causando in alcuni casi, una degradazione qualitativa delle RIS. I processi di salinizzazione delle acque sotterranee, presenti nell'area della Nurra, hanno diverse origini, anche se la maggior parte di essi è dovuta ad apporti di sodio e cloruri.

L'acquifero del Trias è caratterizzato da acque di scarsa qualità per l'elevata concentrazione di solfati, che rimangono costanti, ovvero non vengono diluiti, durante tutto l'anno idrologico: il TDS varia tra 1.5 e 6.5 g/l, la PCO_2 è in alcuni casi alta; inoltre, quando prevalgono le rocce dolomitiche e carbonatiche, sono stati rilevati elevati contenuti in bicarbonati. La dissoluzione di grossi quantitativi di solfato di calcio, derivanti dai livelli gessosi, determina gli eccessi di calcio e magnesio dovuti dalla dedolomitizzazione. La presenza di marne causa più evidenti fenomeni di scambio ionico, solo in corrispondenza di elevati eccessi positivi di sodio, altrimenti mascherati dal gesso in soluzione. Le facies tipiche sono: $NaCl$, $CaCl_2$ (salinizzazione) e $CaSO_4$.

I calcari del Giura rappresentano l'acquifero più produttivo e le acque sono prevalentemente bicarbonato-calciche e contengono sino al 20% di solfati. La maggior parte delle acque con elevata salinità (1-1.5 g/l) hanno una facies $CaCl_2$. Le acque dell'acquifero del Giura presentano le più elevate medie di PCO_2 insieme ad un elevato DIC. La presenza delle marne favorisce i processi di scambio ionico (diretto e inverso) con la maggior parte delle acque. Nella Nurra di Alghero, l'acquifero ospitato nelle formazioni del Giura, rappresenta la più importante riserva idrica sotterranea con buone caratteristiche qualitative naturali. Per altro, l'attività agricola praticata nella zona, apporta notevoli quantitativi di sostanze azotate. Sarebbe quindi necessario regolamentare le pratiche agricole per limitare i fenomeni di inquinamento di tale risorsa.

La maggior parte delle acque dell'acquifero del Cretaceo presentano valori di TDS maggiori di 1 g/l. Queste mostrano uno scambio ionico, evidenziato da facies tipo $NaHCO_3$, $MgCl_2$ e $CaCl_2$. I contenuti in silice, più alti rispetto alle acque degli altri acquiferi della piana, sono possibili a causa della presenza di depositi glauconitici: la PCO_2 è bassa, con isolati picchi.

L'acquifero del complesso piroclastico dell'Oligo-Miocene, pur essendo in prossimità della costa, presenta elevati carichi idraulici, che escludono fenomeni di intrusione marina. Diversi processi sono responsabili della evoluzione chimica di queste acque: interazioni acqua-roccia con tufi più o meno alterati, accumulo di sali e prodotti di alterazione derivanti da una antica attività idrotermale e processi di scambio ionico con zeoliti, caolini, bentonite. L'acidità dell'acqua sotterranea favorisce la dissoluzione dei silicati e l'aumento dell'alcalinità che accresce il contenuto in anidride carbonica, la cui origine non è ben chiara, in assenza di specifici traccianti. Tuttavia, le acque sono caratterizzate da una pressione parziale dell'anidride carbonica moderatamente alta e da elevate temperature; questo fa pensare che l'anidride carbonica provenga da circuiti profondi appartenenti ad un campo termale anomalo.

Le acque dell'acquifero del Quaternario sono caratterizzate, durante tutto l'anno, da valori di TDS maggiori di 1.3 g/l ed appartengono alla facies NaCl e CaCl₂.

Inoltre, è interessante notare che gli acquiferi dei complessi vulcanico e carbonatico hanno la possibilità di interconnessione: infatti alcuni campioni di acque sotterranee prelevati nella piana indicano un possibile inter-mixing. Dunque, sulla base delle conoscenze acquisite, l'acqua di mare non sembra essere la causa principale della salinizzazione delle acque sotterranee dell'area. Comunque, le percentuali in cloruri aumentano parallelamente a quelle del sodio; infatti, sodio e cloruri rappresentano in percentuale il 38% del TDS. Per le acque, questa percentuale è rispettivamente il 44% per gli acquiferi del Trias e dell'Oligo-Miocene, il 43% per l'acquifero del Cretaceo e solo il 30% per quello del Giura. La presenza di alite (salgemma: NaCl) negli acquiferi della piana, potrebbe essere meglio spiegata con alcune analisi mineralogiche. Così, come nell'acquifero del complesso piroclastico, alcune analisi sui depositi bentonitici hanno misurato elevati tenori in cloruri, che dimostrano alcune anomale concentrazioni in sali nelle acque sotterranee.

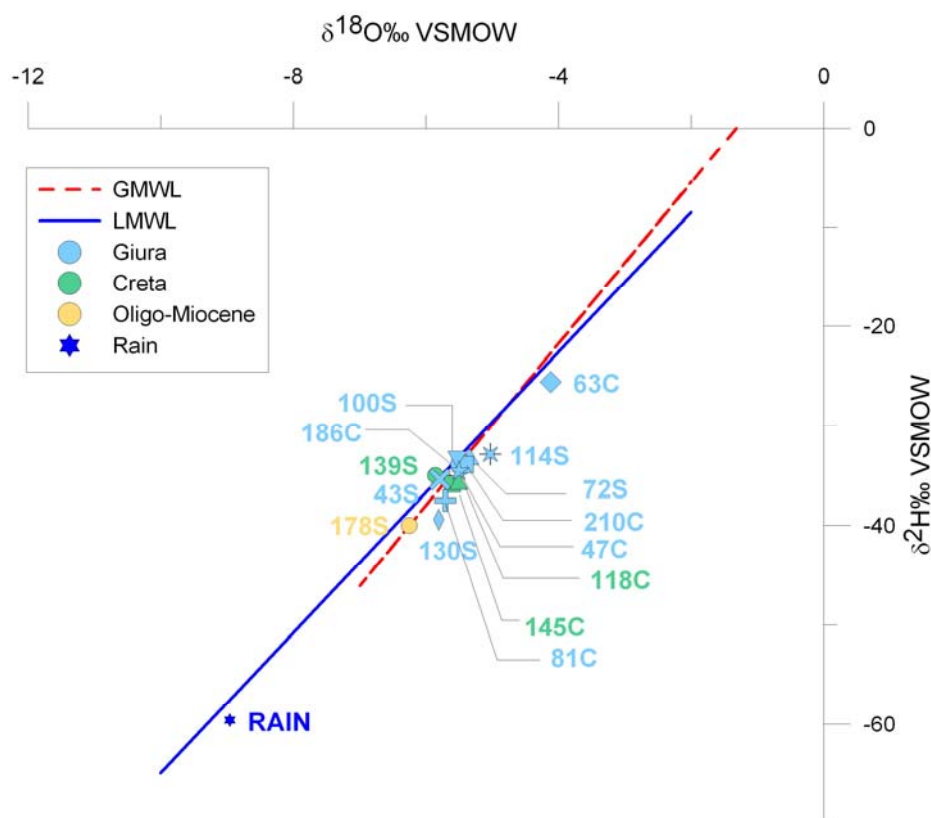
Solo vicino alla costa, nella piana prospiciente il Golfo di Alghero, la salinizzazione delle acque sotterranee può essere attribuita a fenomeni d'intrusione di acqua di mare. Lo stagno costiero del Calich è in diretta comunicazione con il mare e rappresenta la zona di confluenza fra le acque dolci dell'entroterra con l'acqua di mare. Durante l'estate, quando i fiumi sono in magra, l'acqua di mare riesce a risalire per alcuni chilometri, verso l'interno, lungo l'asta del Rio Barca.

2.9.2. L'interpretazione isotopica

2.9.2.1. Isotopi stabili (¹⁸O e ²H)

In figura 2.12 vengono diagrammati i dati relativi agli isotopi stabili in relazione al EMWL (East Mediterranean Water Line) e a GMWL (Global Meteoric Water Line). In accordo con Longinelli e Selmo (2003), la Local Meteoric Water Line (LMWL) per l'Italia centrale, area geografica dove ricade la Nurra, è $\delta^2\text{H} = 7.05 \delta^{18}\text{O} + 5.6$. Lo stesso studio indica che i valori della media pesata per la pioggia di Sassari (periodo: 2/1999 - 1/2000) sono rispettivamente -6.58‰ e -37.3‰.

Figura 2.12. Relazione tra $\delta^{18}\text{O}$ e $\delta^2\text{H}$ delle acque sotterranee campionate



Il raggruppamento degli isotopi stabili, relativo alle acque sotterranee, intorno alla LMWL e alla media pesata delle precipitazioni indica che la ricarica degli acquiferi carbonatici e vulcanici è influenzata da precipitazioni atmosferiche locali. In ogni caso, senza un set completo di dati, stagionali e ripetuti nel tempo, la media pesata delle acque di ricarica non può essere calcolata e usata per la comparazione: gli effettivi valori potrebbero essere oltremodo più negativi, a causa dell'esclusione delle precipitazioni estive. Comunque, anche considerando la media pesata delle precipitazioni, le acque sotterranee analizzate mostrano uno scostamento, che può rappresentare l'effetto dell'evaporazione nelle acque d'infiltrazione.

L'interpretazione dei dati isotopici, relativi al rapporto $\delta^{18}\text{O}$ e δD (figura 2.12), mostra in alcuni campioni (63C, 130S, 114S, 118C, 81C, 145C, 178S) uno scostamento verso il basso rispetto alla LMWL. Questo può essere attribuito ad un processo di evaporazione prima dell'infiltrazione, dovuto alla presenza di livelli superficiali più argillosi a bassa permeabilità. Invece, gli altri campioni (186C, 139S, 43S, 100S, 72S, 47C, 210C) posizionati lungo la LMWL denotano un processo di infiltrazione rapida. Per quanto riguarda le quote medie di infiltrazione non possono essere fatte grandi distinzioni, in quanto l'area in studio non presenta sensibili differenze altimetriche. Comunque, si può osservare che il campione 178S (cpi - complesso piroclastico: Oligo-Miocene) ha i valori più bassi: il che presuppone quote di alimentazione relativamente più elevate rispetto agli altri (con l'eccezione del 63C).

In ogni caso, possono essere anche altre le cause all'origine dei valori isotopici misurati, specialmente alla luce di anomalie idrotermali e/o il possibile arricchimento in anidride carbonica (Ghiglieri et al. 2009a). Allo stato attuale, il set di dati acquisiti chiarisce meglio alcuni meccanismi di ricarica, ma non è sufficiente per risolvere completamente i dubbi, che potrebbero essere meglio definiti mediante l'utilizzo del ^{13}C .

2.9.2.2. Il tritio

Anche in questo caso sarebbe stato molto importante poter disporre di un numero maggiore di dati sul tritio, in termini di distribuzione spaziale e temporale. In ogni caso, alcune importanti osservazioni possono essere effettuate.

In accordo con Clark I. and Fritz P. (1997), sono stati fatti i calcoli per stabilire i tempi relativi di ricarica (tempo di residenza medio nell'acquifero) e quindi i tempi di arrivo di eventuali inquinanti idrogeologici. Oltre ai dati analizzati durante questo progetto, sono stati utilizzati quelli contenuti nel data-base dello IAEA (International Atomic Energy Agency). In particolare, il dato medio di tritio rilevato dal 1961 al 1995 nella stazione IAEA di Genova (139.5 UT). Il dato medio mensile (relativo ad un set pluriennale) di tritio della pioggia recente calcolato sulle stazioni di Cagliari, Roma e Pisa è molto simile a quello determinato sul campione di pioggia prelevato ad Alghero il 17/10/2008 (6.5 UT). Il tempo di dimezzamento del tritio è pari a 12.43 anni.

Analizzando i dati di tritio possono essere distinti 4 gruppi (vedi tabella 2.22):

Gruppo 1:

Campione 145C (ccm - complesso calcareo marnoso: Cretaceo). Tempo residenza stimato di circa 100 anni.

Gruppo 2:

Campione 178S (cpi - complesso piroclastico: Oligo-Miocene). Il valore di tritio evidenzia un tempo di residenza influenzato da un mixing fra precipitazioni ante 1963 (riferito alla stazione di Genova: fonte IAEA) e più recenti.

Le acque appartenenti al gruppo 1 e 2 possono indicare una bassa permeabilità dell'acquifero o una circolazione profonda delle acque sotterranee, il che vuol dire anche tempi di residenza elevati e dunque ricarica non recente.

Gruppo 4:

Campioni 118C (ccm - complesso calcareo marnoso: Cretaceo), 186C, 43S, 130S, 114S, 72S, 81C, 210C, 63C, 47C, 100S (cc - complesso calcareo: Giura). Se si assume il valore di 6.5 TU della pioggia attuale, la ricarica è avvenuta negli ultimi 12 anni.

L'acqua appartenente a questo gruppo è da considerarsi appartenere a processi di ricarica recente. Tali valori indicano per l'acquifero un basso grado di fratturazione e dunque, per le acque sotterranee tempi di residenza relativamente prolungati.

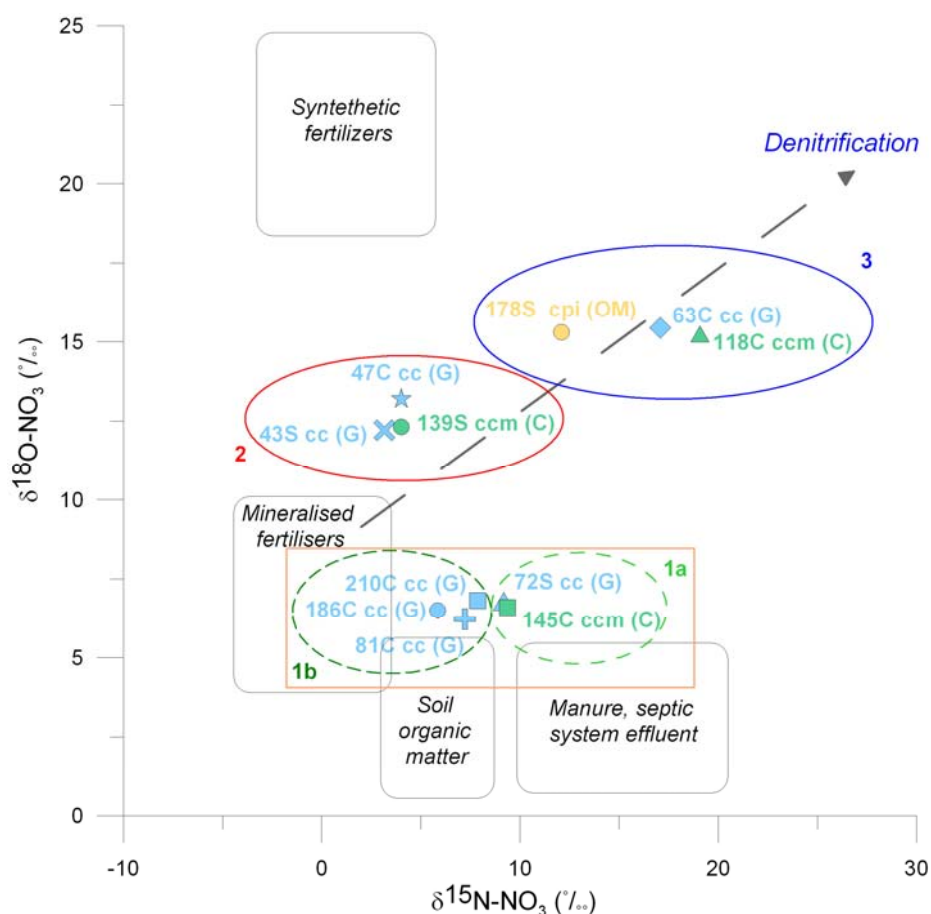
Gruppo 3:

Campione 139S (ccm - complesso calcareo marnoso: Cretaceo). E' da considerarsi una via di mezzo tra il gruppo 4 e 2.

2.9.2.3. $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{18}\text{O}$. Indicatori di contaminazione da nitrati

Ad eccezione di alcuni campioni caratterizzati da valori elevati ($\delta^{15}\text{N} = 19.1, 17.1, 12.1$), il $\delta^{15}\text{N}$ risulta compreso all'interno di un intervallo di valori più basso ($\delta^{15}\text{N} = 3.2 - 9.4$). I valori di $\delta^{18}\text{O}$ sono compresi tra 15.3 e 6.2. I dati isotopici $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{18}\text{O}$, riportati in tabella 2.23, sono stati posizionati nel diagramma di correlazione tra $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{18}\text{O}$ (figura 2.13). Come si può osservare dal grafico, i campioni sono stati suddivisi in 4 gruppi:

Figura 2.13. La composizione isotopica ($\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{18}\text{O}$) dei nitrati disciolti nelle acque sotterranee



Gruppo 1:

I campioni che rientrano in questo gruppo presentano valori relativamente bassi di $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{18}\text{O}$. All'interno di questo gruppo si possono distinguere due sottogruppi, che differiscono in particolare per il contenuto in $\delta^{15}\text{N}$:

- **Gruppo 1a:** i campioni 186C, 210C, 81C (cc – complesso calcareo: Giura) mostrano una composizione isotopica tipica della materia organica del suolo; tuttavia, le analisi chimiche evidenziano una concentrazione di nitrati compresa tra 30.53 e 62.58 mg/l (tabella 2.15). In particolare il pozzo 186C potrebbe essere considerato un end-member in relazione alla sua ubicazione geografica, che risulta a monte rispetto al bacino idrogeologico ed alla direzione di flusso delle acque sotterranee (figura 2.10). Dai dati isotopici e dall'analisi dell'uso del suolo, i nitrati presenti possono essere interpretati come il contributo principale da fertilizzanti mineralizzati ed in minor misura da concimi organici/fosse biologiche.
- **Gruppo 1b:** i campioni 145C (ccm - complesso calcareo marnoso: Cretaceo) e 72S (cc – complesso calcareo: Giura) mostrano una composizione isotopica più spostata verso il campo dei concimi organici/fosse biologiche. E' interessante notare che il campione 145C oltre ad avere un valore di 273 mg/l di nitrati presenta un basso valore di tritio (elevati tempi di residenza): inoltre, l'interpretazione idrogeochimica e l'andamento delle piezometriche ci fanno capire che la zona risulta alimentata lateralmente anche dall'acquifero delle vulcaniti, dando luogo a fenomeni di miscelamento dell'acqua sotterranea presente in questa porzione di acquifero.

Gruppo 2:

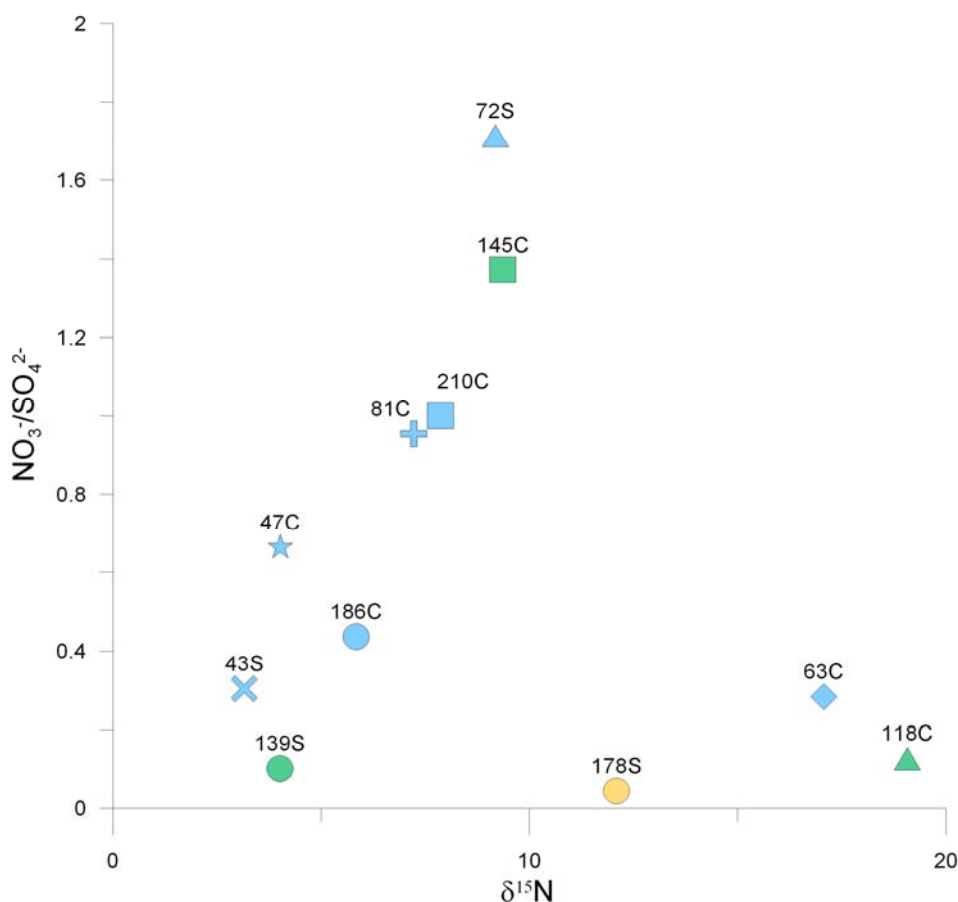
I campioni che rientrano in questo gruppo presentano valori bassi di $\delta^{15}\text{N}$ ed alti di $\delta^{18}\text{O}$. I campioni 43S e 47C (cc – complesso calcareo: Giura), 139S (ccm - complesso calcareo marnoso: Cretaceo) mostrano un rapporto isotopico che si posiziona in mezzo relativamente al campo dei fertilizzanti sintetici e quello dei fertilizzanti sintetici mineralizzati (figura 2.13). Il contenuto di nitrati rilevato nei

pozzi 43S e 47C, ubicati a breve distanza, sono differenti (rispettivamente 22.53 e 63.16 mg/l) pur appartenendo allo stesso acquifero. Ma se si considerano le quote di fondo foro e le quote piezometriche, si deduce che localmente esistono almeno due sistemi di circolazione d'acqua sotterranea separati idraulicamente: questa affermazione è confermata anche dai differenti valori di tritio.

Gruppo 3:

I campioni che rientrano in questo gruppo presentano valori alti di $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{18}\text{O}$. I campioni 63C (cc - complesso calcareo: Giura) e 118C (ccm - complesso calcareo marnoso: Cretaceo) presentano valori bassi di nitrati (tabella 2.15) e risultano posizionati nel grafico di figura 2.13 paralleli alla retta di denitrificazione. Il processo di denitrificazione è oltremodo confermato dal basso rapporto NO_3/SO_4 e da un aumento di $\delta^{15}\text{N}$: (figura 2.14). Inoltre, l'interpretazione dei dati isotopici relativi al rapporto $\delta^{18}\text{O}$ e δD (figura 2.12), per questi campioni, mostra uno scostamento verso il basso rispetto alla LMWL.. Questo può essere attribuito ad un processo di evaporazione prima dell'infiltrazione dovuta alla presenza di livelli superficiali più argillosi, che di fatto impone, localmente, la chiusura del sistema idrico sotterraneo all'ossigeno atmosferico. Il campione 178S (cpi - complesso piroclastico: Oligo-Miocene) sembra presentare segnali di denitrificazione, riconosciuti dal basso rapporto NO_3/SO_4 e alti di $\delta^{15}\text{N}$ (figura 2.14), ma valori alti di nitrati (129.45 mg/l). Dall'analisi dell'uso del suolo, si osserva che i centri di pericolo presenti a monte, rispetto alla direzione di flusso delle acque sotterranee, sono relativi esclusivamente ad allevamenti zootecnici: questo è rafforzato dalla composizione isotopica di $\delta^{15}\text{N}$ che denota un segnale da sversamento di materia organica (deiezioni animali). Il valore di tritio indica per tale acqua un tempo di residenza relativamente elevato, ma condizionato anche da ricarica più recente.

Figura 2.14. Diagramma di correlazione tra $\delta^{15}\text{N}$ e NO_3/SO_4



Analizzando congiuntamente i dati isotopici ed alcuni dati chimici rilevati nel mese di dicembre 2008, si possono fare considerazioni aggiuntive, sempre tenendo in considerazione il quadro naturale

d'evoluzione geochemica (non influenzato da inquinamento antropico) di gran complessità delle acque sotterranee ospitate negli acquiferi della Nurra.

L'individuazione di fenomeni di denitrificazione contribuisce alla corretta interpretazione delle indicazioni forniteci dagli isotopi $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{18}\text{O}$. L'azoto, infatti, non può essere considerato un elemento conservativo poiché è biologicamente modificato attraverso reazioni di nitrificazione e denitrificazione, che possono avvenire sia durante l'infiltrazione dell'acqua, nel livello non saturo, che in quello saturo dell'acquifero. Tali reazioni causano un frazionamento isotopico, che contribuisce ad un arricchimento del valore caratteristico di $\delta^{15}\text{N}$, rendendo meno efficace l'attribuzione ad una precisa fonte di contaminazione. In generale, ma in particolare in questi casi, risulta fondamentale l'interpretazione congiunta attraverso l'idrogeochemica tradizionale.

Una conferma dell'attività di denitrificazione che caratterizza i campioni del gruppo 3 (figura 2.13) deriva dall'interpretazione dei valori di ossigeno disciolto ($< 2\text{mg/l}$), tipici di un ambiente tendenzialmente riducente e di basse concentrazioni in NO_3 , in particolare per i campioni 118C e 63C (tabella 2.15). I campioni del gruppo 1b (figura 2.13), invece, presentano valori più elevati di ossigeno disciolto ($> 4\text{ mg/l}$) e di NO_3 (tabella 2.15). I rimanenti gruppi denotano una minore attività di nitrificazione confermata da valori di ossigeno disciolto compresi tra 2 e 4 mg/l.

Per meglio chiarire queste ipotesi e capire le reali dinamiche sarebbero necessarie osservazioni pluriennali in differenti stagioni.

2.9.3. La risposta globale degli acquiferi della Nurra

Come descritto in precedenza e come riportato da ricerche eseguite di recente (Ghiglieri et al. 2006; 2009a; 2009b), l'assetto idrogeologico della Nurra è molto complesso, rendendo, allo stato attuale delle conoscenze, difficile la ricostruzione di dettaglio dei sottosistemi idrogeologici. Dunque, questo fattore intrinseco condiziona notevolmente i processi di ricarica, la circolazione, i tempi di residenza e la qualità delle acque sotterranee anche in relazione al trasporto e diffusione di inquinanti idrovesicolati.

In tali situazioni, viene utilizzato un approccio indiretto studiando il prodotto finito di questi fattori, ovvero la "risposta globale" degli acquiferi in funzione del regime pluviometrico (Fidelibus, 2007; 2008). La conoscenza dei meccanismi di ricarica è, infatti, essenziale nella valutazione dell'impatto degli inquinanti sulla qualità delle acque sotterranee circolanti in sistemi complessi e/o carsici: i meccanismi, nell'ambito di uno stesso sistema, in ragione della struttura e della distribuzione dei sottosistemi (suolo, epicarso, zona insatura e saturo) e del regime pluviometrico, possono differire da luogo a luogo in maniera complessa, determinando un ampio spettro di valori della vulnerazione e della vulnerabilità intrinseca. L'impatto degli inquinanti sulla qualità delle acque sotterranee circolanti in sistemi complessi, dipende fondamentalmente, oltre che dalla distribuzione ed entità dei carichi inquinanti, dall'ammontare dell'infiltrazione efficace e dai meccanismi secondo cui essa è trasferita alla zona saturo. La caratterizzazione della struttura, dei suoi sottosistemi e dei meccanismi di ricarica, è dunque fondamentale per la definizione sia della vulnerabilità intrinseca degli acquiferi, sia della vulnerabilità delle acque sotterranee. Entrambe, in accordo con il modello origine-percorso-obiettivo, richiedono la definizione del percorso compiuto dall'acqua e dagli inquinanti attraverso l'insaturo (meccanismo di ricarica) sino alla superficie della falda, laddove, per la vulnerabilità delle acque sotterranee, il percorso include anche quello compiuto dalla superficie della falda verso l'obiettivo (il punto di prelievo) (Fidelibus, 2007; 2008). Utilizzando l'approccio indiretto mediante la "risposta globale" possono essere osservate le variazioni del comportamento chimico ed idraulico delle acque sotterranee. In letteratura esistono diversi studi che hanno utilizzato questo approccio, monitorando nel tempo le variazioni idrauliche, fisiche, chimiche e isotopiche di sorgenti carsiche (Tulipano et al., 1990; Blavoux et al. 1992; Katz et al., 2001, 2004; Vaute et al. 1997; Barnes e Worden, 1998; Nativ et al., 1999; Emblanch et al., 2003). Tale metodologia d'interpretazione non è facilmente adattabile a punti di misura quali i pozzi, utilizzati nel presente studio, a causa degli elevati costi necessari per attrezzare tecnicamente tali tipologie di punti di monitoraggio (p.e. presso una sorgente la variabilità da monitorare è quella nel tempo, in un pozzo la variabilità, a parità di tempo, è anche nello spazio lungo la verticale dello spessore saturo). Inoltre, per formulare ipotesi sui tempi di trasferimento degli inquinanti in falda, in particolare nei sistemi carsici e/o fratturati complessi, sarebbero necessari dati di monitoraggio pluriennali (p.e. eventi di precipitazione di scarsa entità, anche se ravvicinati, ma di volume complessivo inferiore a quello dell'acqua presente nel serbatoio, possono produrre solo variazioni minime della qualità dell'acque sotterranee; mentre, eventi prolungati

e/o estremi possono determinare un pericolo d'esposizione a concentrazioni di picco di sostanze inquinanti).

Pur con questi limiti, dovuto anche ad un periodo di osservazione limitato (7 mesi), i dati rilevati durante il monitoraggio, eseguito nel periodo dicembre 2008 - giugno 2009 con cadenza mensile (per 5 pozzi si è utilizzato anche il dato relativo al mese di settembre 2008 fornito da ARPAS Sardegna), hanno consentito una ricostruzione preliminare degli andamenti nel tempo in funzione delle precipitazioni (quindi della ricarica) di alcuni parametri chimici. In particolare, sono stati considerati il trend dei nitrati, dei livelli piezometrici ed alcuni indicatori di tempi di residenza (magnesio/calcio, cloruri, solfati, etc.). I dati idrogeologici ed idrochimici relativi al monitoraggio sono riportati rispettivamente nella tabella 2.13 e nelle tabelle da 2.15 a 2.21.

In figura 2.15, sovrapposti alla carta idrogeologica, sono rappresentati i valori delle concentrazioni dei nitrati, rilevati a novembre 2007 sulla rete di monitoraggio, costituita da 62 punti di prelievo (vedi par. 2.8), definita durante il progetto RIADE. Mentre, in figura 2.16, sovrapposti alla carta idrogeologica, sono rappresentati i valori medi delle concentrazioni dei nitrati, rilevati durante il monitoraggio relativo al periodo dicembre 2008 - giugno 2009. Con lo scopo di evidenziare la presenza quantitativa e la diffusione negli acquiferi di tali composti azotati, si è proposto un sistema di classificazione delle acque sotterranee che utilizza otto classi di qualità.

Figura 2.15. Valori di concentrazione dei nitrati rilevati nel monitoraggio del Novembre 2007

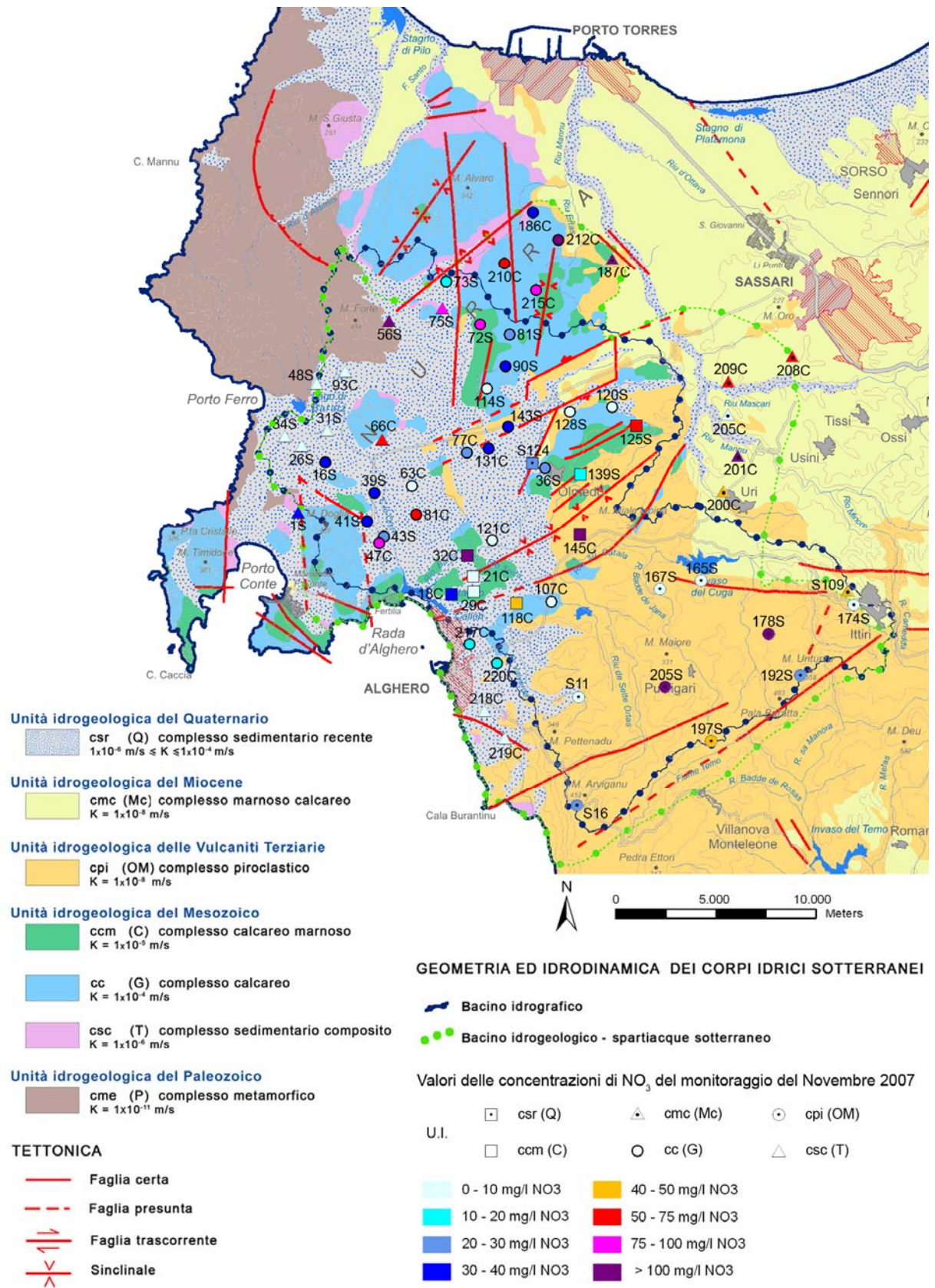
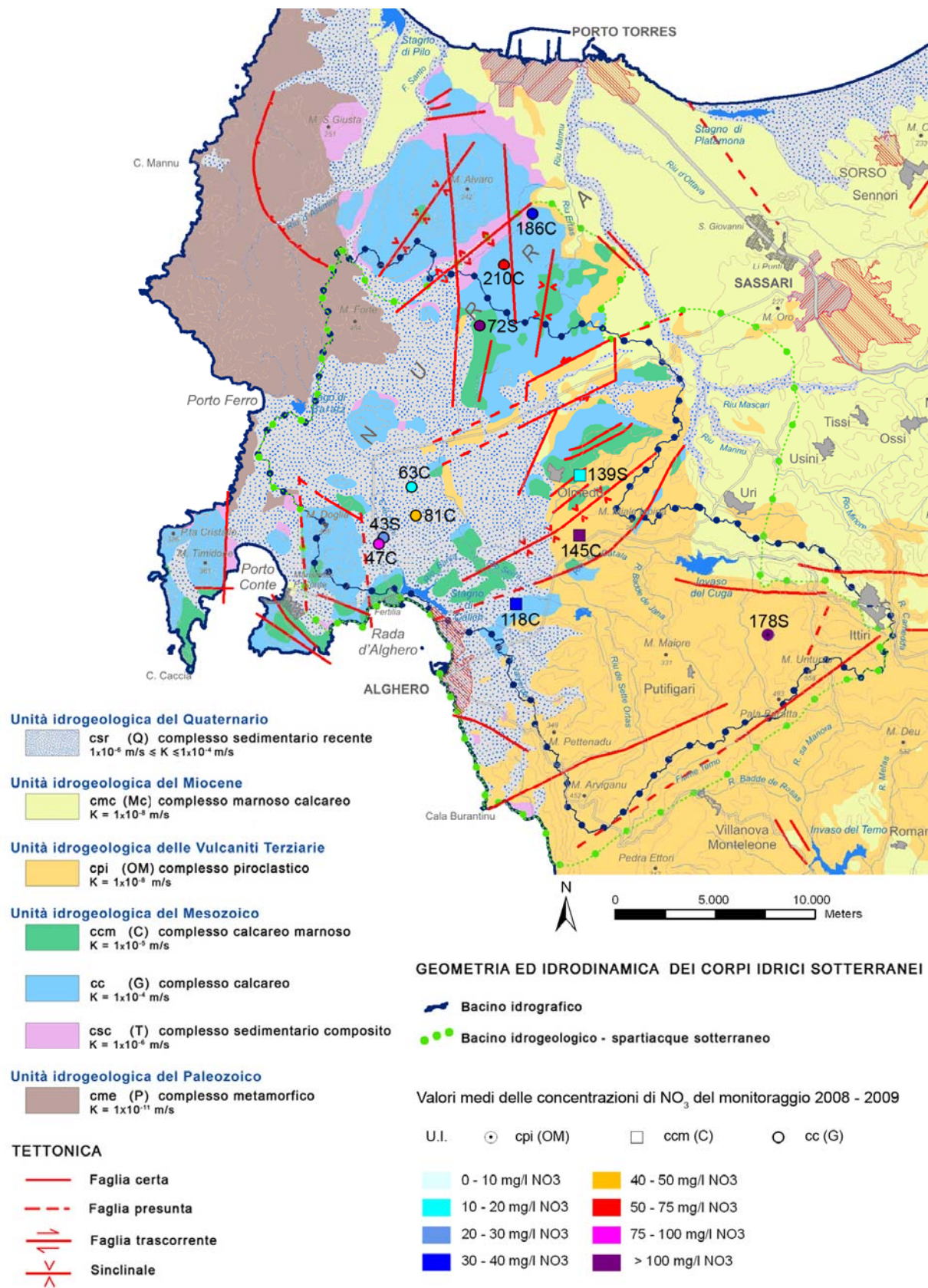


Figura 2.16. Valori medi di concentrazione dei nitrati rilevati nel monitoraggio 2008 - 2009



Nelle figure 2.17 (A,B,C) e 2.18 (A,B,C) sono riportati gli andamenti delle precipitazioni, cumulativi di pioggia a 5 giorni, quelli delle concentrazioni dei nitrati e delle quote piezometriche in funzione del tempo. I dati pluviometrici utilizzati sono relativi alle stazioni di Alghero, Olmedo e Putifigari (fonte: ARPAS Sardegna).

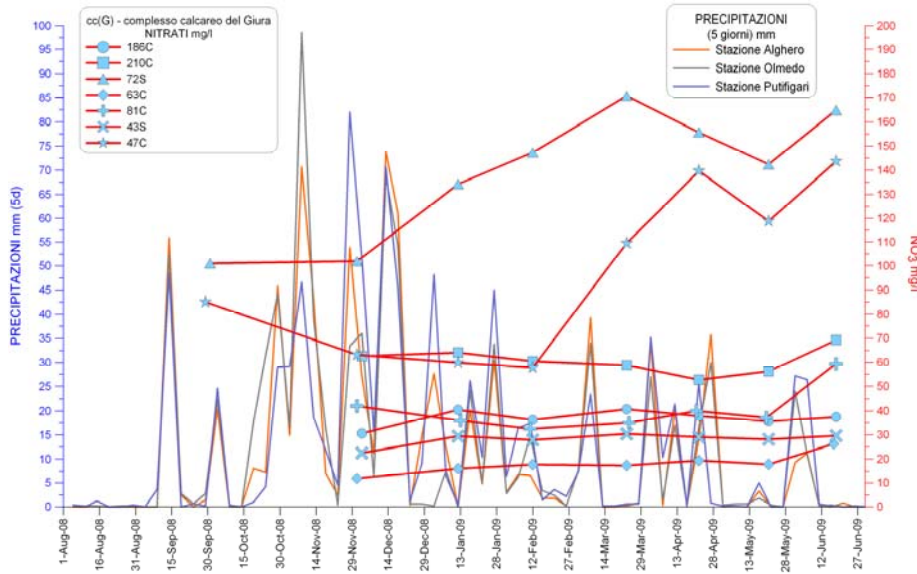
I nitrati seguono andamenti simili in tutti i punti di misura: ovvero si osserva un generale aumento delle concentrazioni dei nitrati a valle dei mesi ottobre-dicembre 2008 (ricarica autunnale), con concentrazioni di picco anche maggiori di 110 mg/l nel 72S, 178S e 47C. Unica eccezione a questo trend è riferibile al pozzo 145C, che presenta una notevole diminuzione del contenuto in nitrati nel periodo compreso tra ottobre 2008 e gennaio 2009 (da oltre 400 a 225 mg/l), per poi attestarsi tra i 200-230 mg/l per la restante parte del monitoraggio. Nonostante tale decremento, questo pozzo presenta dei valori di concentrazione di nitrati ben al di sopra della C.M.A.. Il segnale isotopico di $\delta^{18}\text{O}$ e $\delta^{15}\text{N}$ posiziona il campione nel settore del diagramma di figura 2.13 relativo alla contaminazione da residui organici (deiezioni animali): questo trova conferma in quanto il punto di prelievo si trova all'interno di un'azienda zootecnica. Inoltre, considerando i bassi valori di tritio, che indicano per queste acque elevati tempi di residenza (circa 100 anni), ha senso ipotizzare un fenomeno di inquinamento più recente, probabilmente continuato nel tempo, piuttosto localizzato e concentrato. Infatti il pozzo, sicuramente caratterizzato da un cattivo condizionamento, è ubicato nell'area di sosta degli ovini, in cui gli apporti diretti delle deiezioni animali, concentrati in piccoli volumi di acqua, contribuiscono all'inquinamento di origine azotata senza provocare apprezzabili variazioni dei valori di tritio. Le stesse considerazioni possono essere fatte per il pozzo 178S: anch'esso si trova all'interno di un'azienda zootecnica, presso l'area di sosta degli ovini; le concentrazioni dei nitrati sono sempre superiori ai 100 mg/l e i dati di tritio evidenziano alti tempi di residenza.

I costituenti maggiori, in particolare cloruri, solfati e bicarbonati, indicatori di tempo di residenza delle acque sotterranee, mostrano un trend sovrapponibile a quello dei nitrati durante il periodo di monitoraggio (figure 2.19 (A ,B ,C), 2.20 (A ,B ,C) e 2.21 (A ,B ,C)). E' possibile differenziare i pozzi in due gruppi che presentano un aumento di questi elementi con un ritardo di due mesi l'uno rispetto all'altro. Il primo, costituito dai pozzi 186C, 210C, 43S, 145C, 118C, 139S e 178S, mostra un aumento nel mese di gennaio 2009, dopo la ricarica autunnale. Il secondo gruppo, al quale appartengono i pozzi 72S, 81C, 63C e 47C, invece presenta un aumento dopo le prime precipitazioni autunnali, nel mese di novembre 2008. Il rapporto magnesio/calcio mostra generalmente un picco di diminuzione più spostato nel tempo rispetto ai valori massimi di precipitazione (ricarica autunnale) (figura 2.22 (A, B, C)). E' probabile che tali differenti trends, osservati nei pozzi in monitoraggio (con dissimile quota di fondo foro), dipendano dal differente grado di connessione tra l'epicarso e la zona satura, a causa di una estrema eterogeneità, nelle tre dimensioni, tra la rete di fratture e di condotti carsici. I sotto-sistemi della zona insatura svolgono, di fatto, un ruolo importante nel dilazionare il trasferimento degli inquinanti verso la zona satura: grandi volumi idrici possono essere immagazzinati nei suddetti sottosistemi anche durante i periodi di maggiore precipitazione, per essere restituiti dopo diverse settimane, mesi e fino ad anni sotto l'effetto d'eventi di precipitazione successivi.

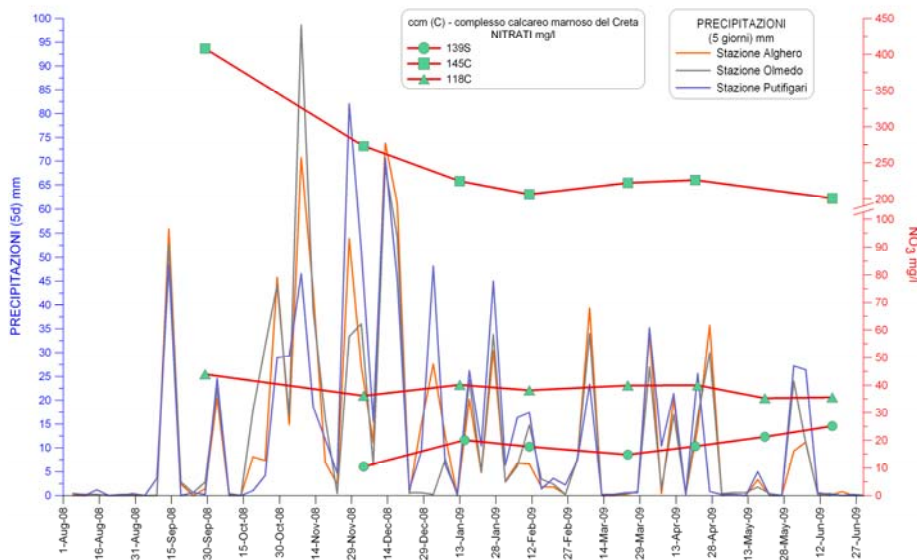
A supporto di questa analisi va considerato l'andamento dei carichi piezometrici (figura 2.18). Questi aumentano, ma non in modo significativo, sempre a valle rispetto alla ricarica autunnale: ovvero, le variazioni rilevate nei costituenti chimici sono causate da volumi d'acqua d'infiltrazione non elevati, tali da non modificare sensibilmente le piezometriche.

Dai dati fino ad ora analizzati, si può osservare che, sotto l'influenza d'eventi di precipitazione, nel nostro caso la ricarica autunnale, la rimozione dei volumi d'acqua e degli inquinanti immagazzinati nei diversi possibili sottosistemi durante il periodo che precede un evento, avviene per effetto pistone in tempi diversi: le acque immagazzinate mostrano diverso grado di modificazione delle caratteristiche qualitative. Il ritardo tra il periodo di ricarica e l'aumento delle concentrazioni dei nitrati, mediamente nell'ordine di 6-7 settimane, è da considerarsi con cautela. Di fatto, i campionamenti possono indifferentemente aver interessato la fase ascendente pre-picco o discendente post-picco, rendendo così la valutazione del ritardo solo approssimativa. In ogni caso, l'aumento delle concentrazioni dei nitrati, supportate dalle considerazioni fatte per gli altri costituenti chimici, rappresentano una chiara evidenza. Per meglio spiegare queste ipotesi e capire le reali dinamiche di ricarica e di trasferimento di inquinanti idrovelicolati dalla superficie topografica alla falda, sarebbero necessarie osservazioni pluriennali in differenti stagioni, con differenti dinamiche ed intensità di precipitazione e, non ultimo, in rapporto ai trends climatici.

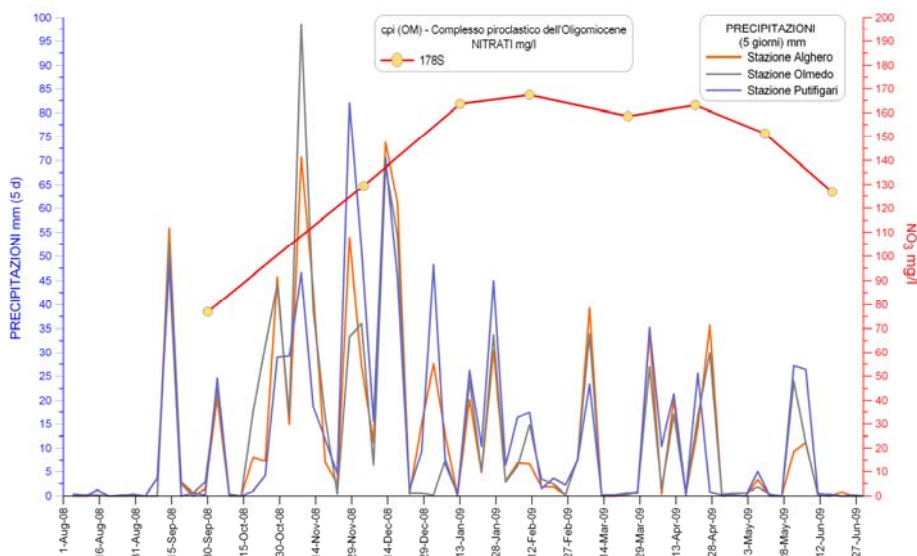
Figure 2.17 (A, B, C). Andamento delle precipitazioni (mm di piogge cumulate a 5 giorni riferiti alle stazioni riportate in legenda) e della concentrazione dei nitrati in funzione del tempo



(A) – cc (G)



(B) – ccm (C)



(C) – cpi (OM)

Figure 2.18 (A, B, C). Andamento delle precipitazioni (mm di piogge cumulate a 5 giorni riferiti alle stazioni riportate in legenda) e delle quote piezometriche in funzione del tempo

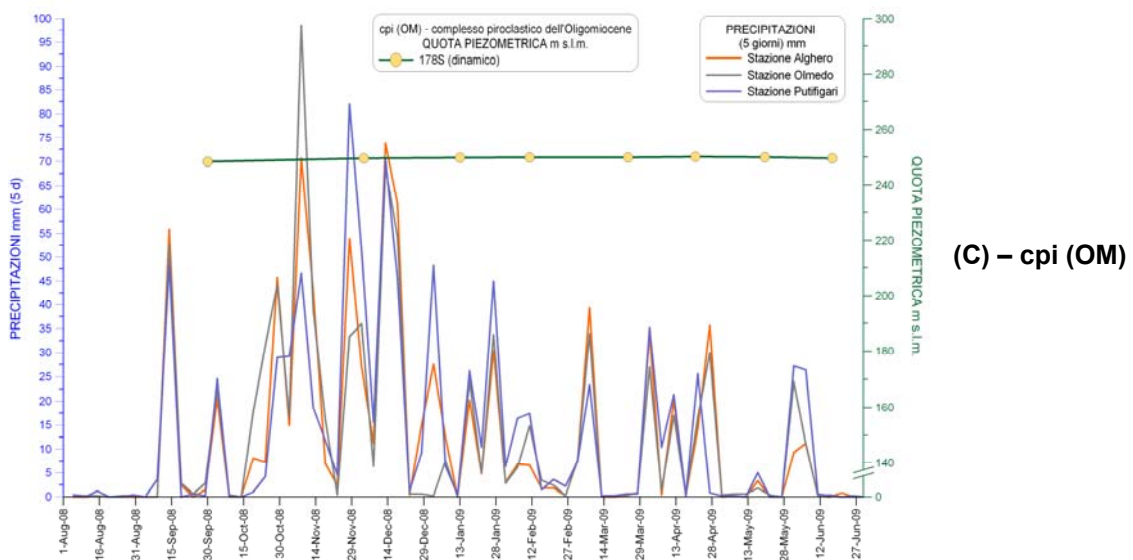
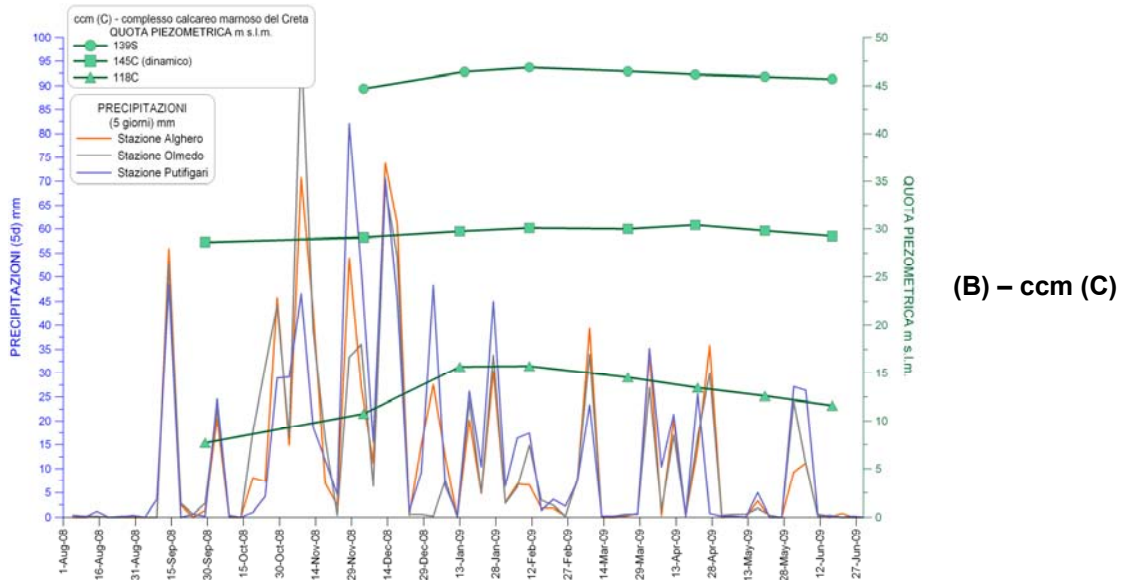
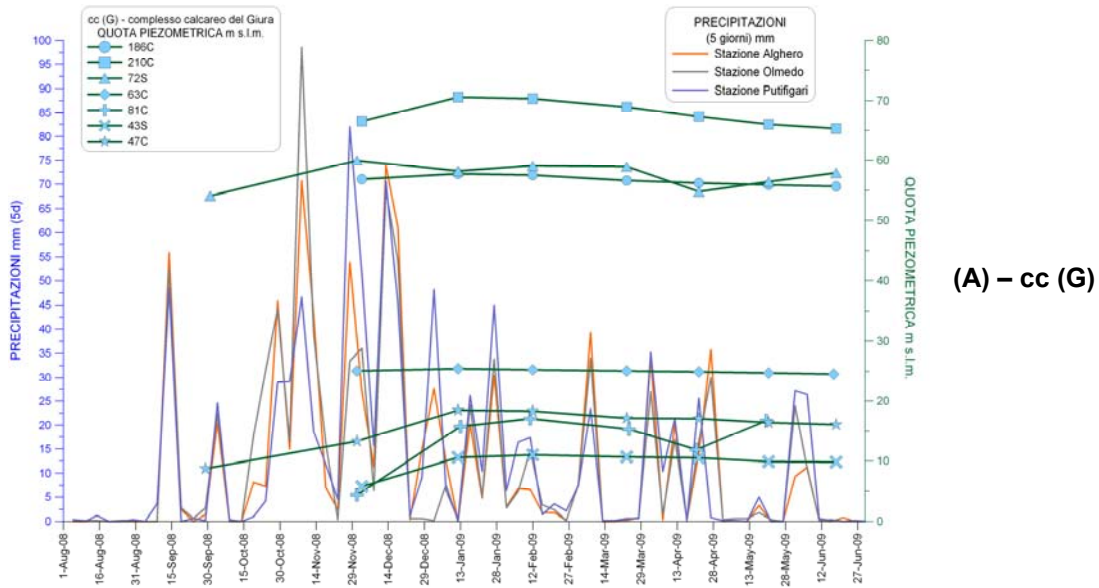


Figure 2.19 (A, B, C). Andamento delle precipitazioni (mm di piogge cumulate a 5 giorni riferiti alle stazioni riportate in legenda) e della concentrazione dei cloruri in funzione del tempo

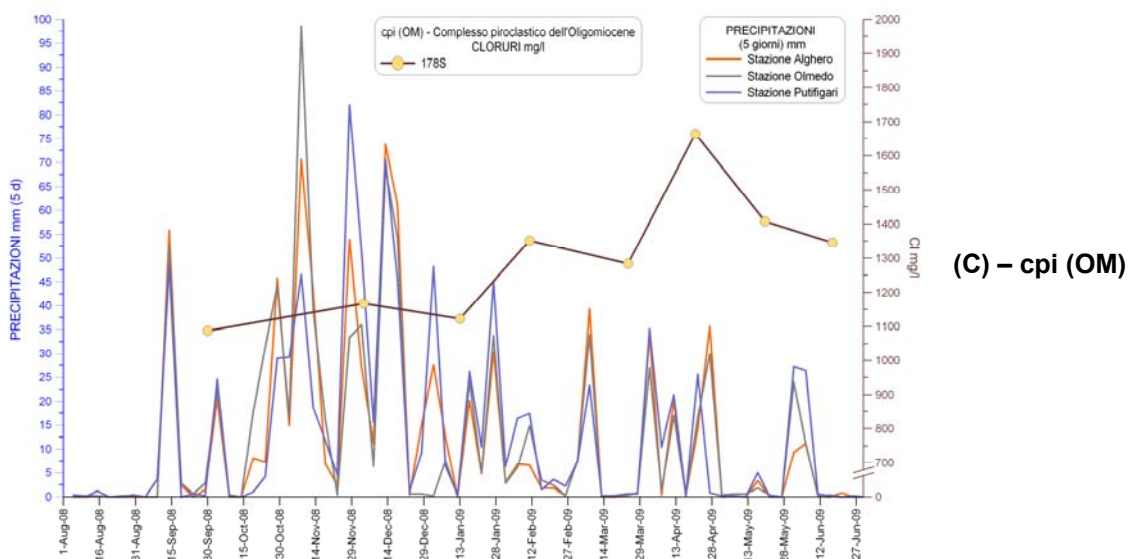
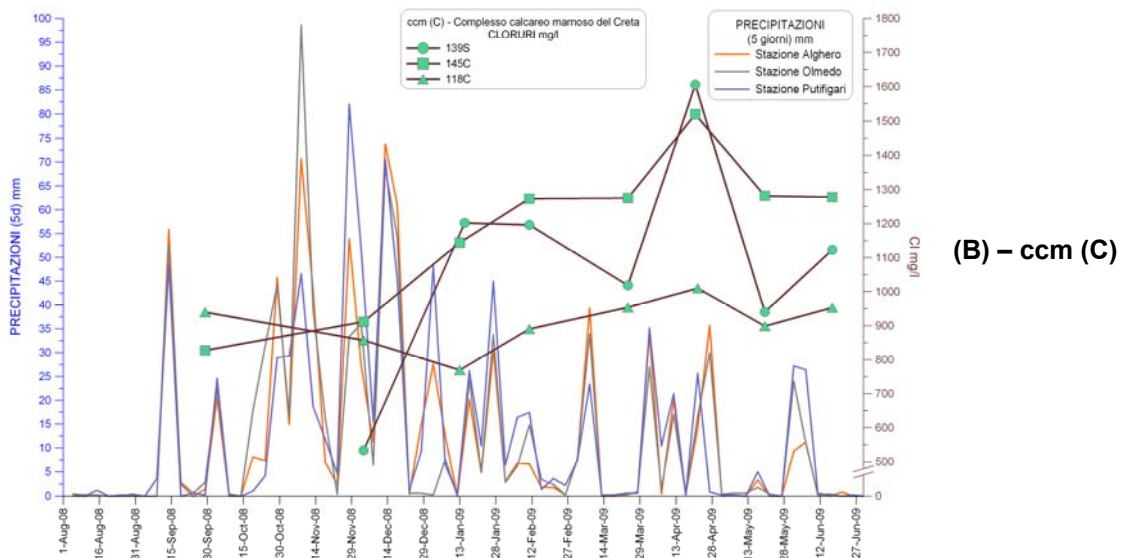
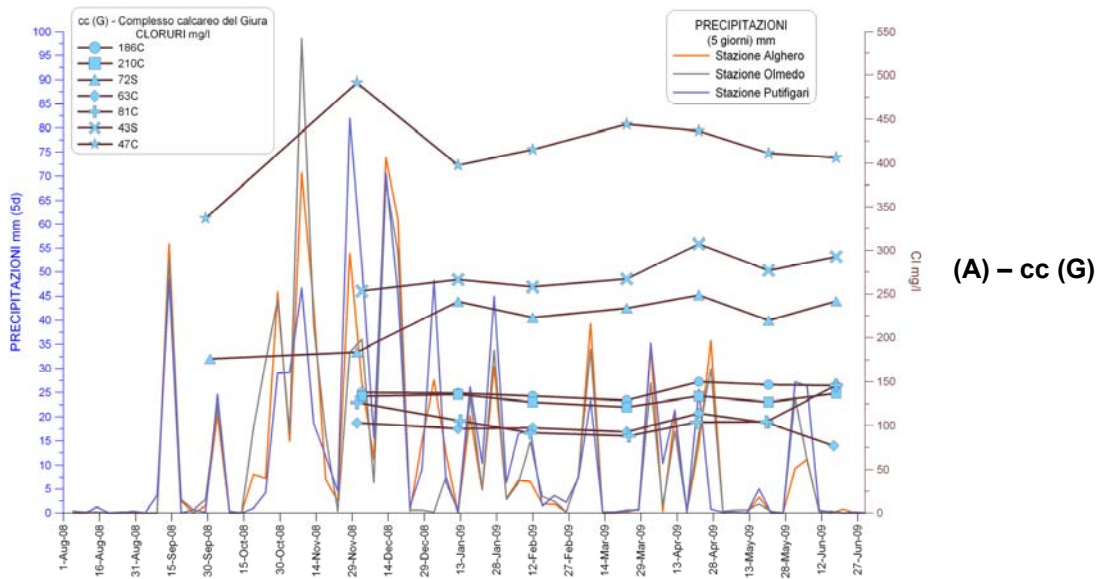
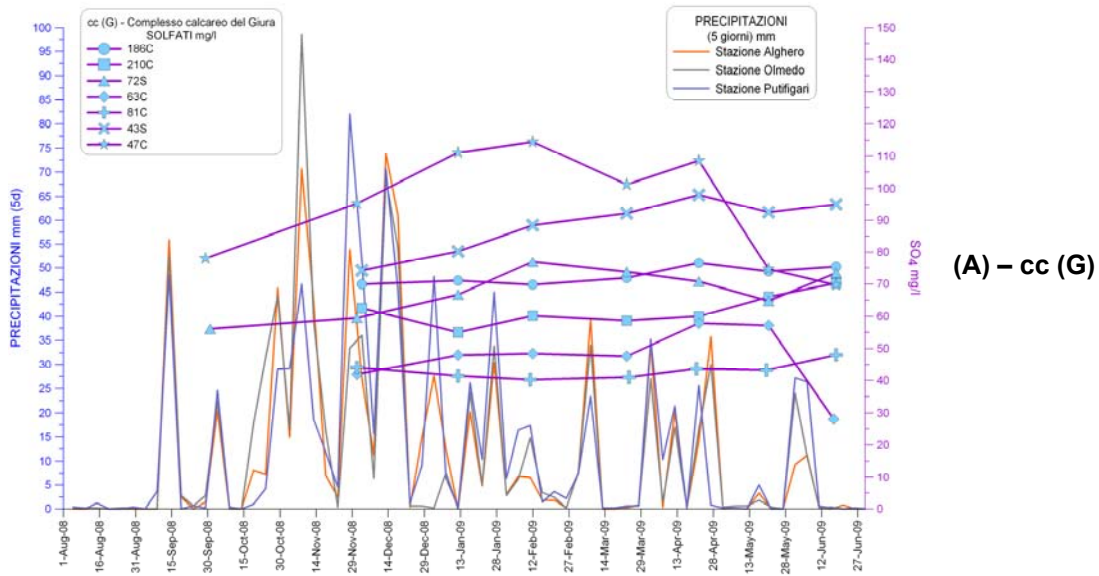
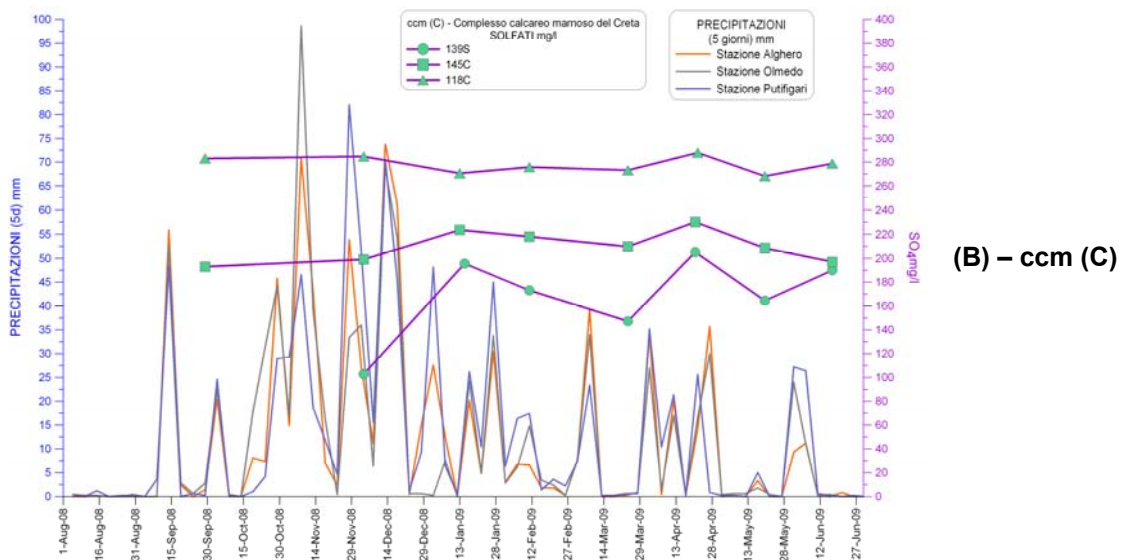


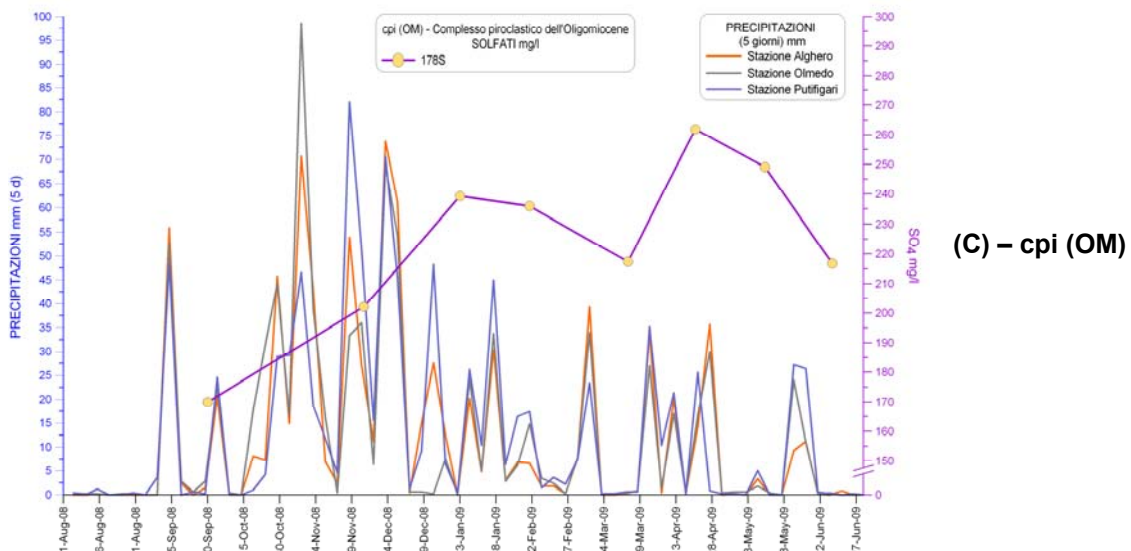
Figure 2.20 (A, B, C). Andamento delle precipitazioni (mm di piogge cumulate a 5 giorni riferiti alle stazioni riportate in legenda) e della concentrazione dei solfati in funzione del tempo



(A) – cc (G)

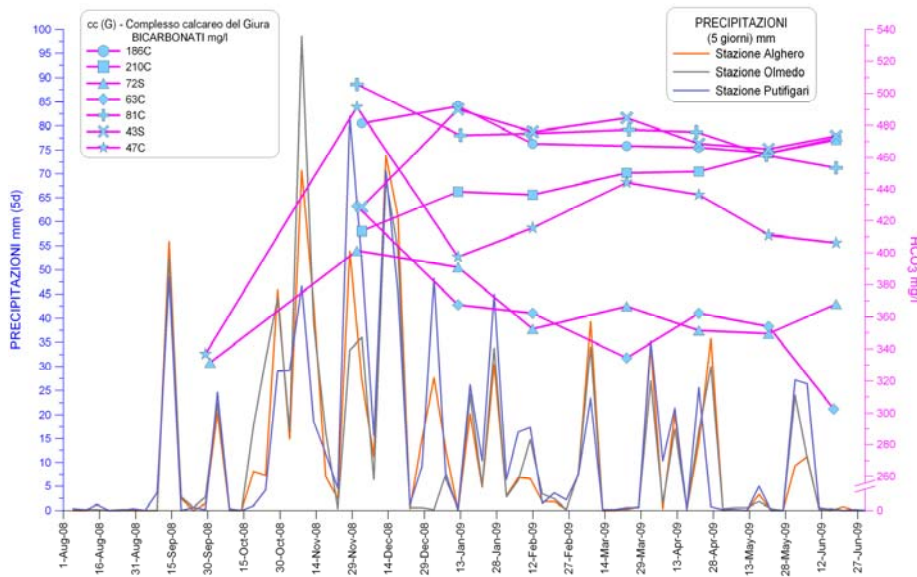


(B) – ccm (C)

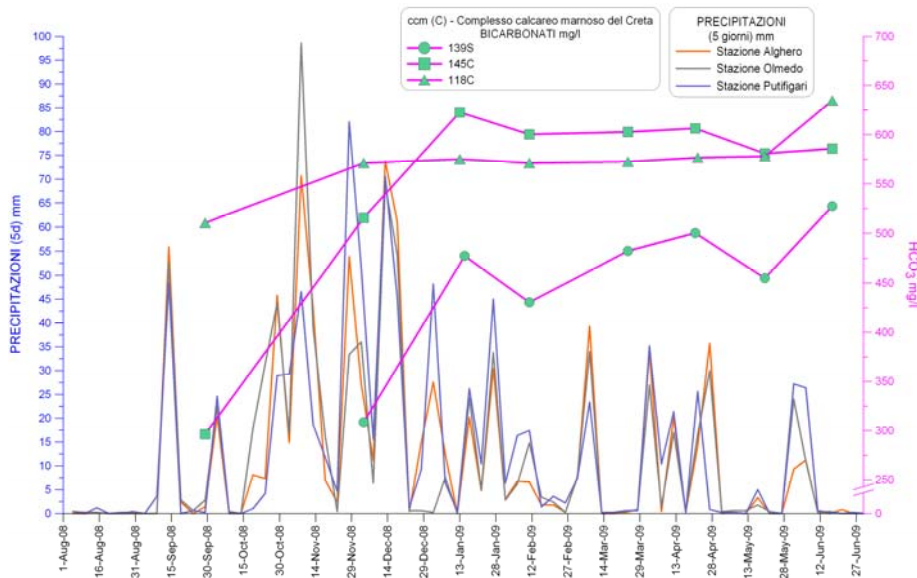


(C) – cpi (OM)

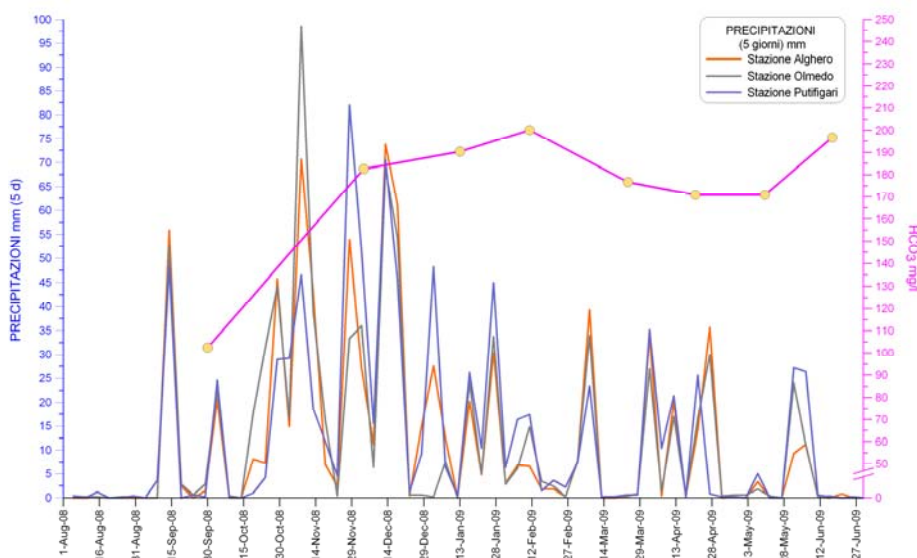
Figure 2.21 (A, B, C). Andamento delle precipitazioni (mm di piogge cumulate a 5 giorni riferiti alle stazioni riportate in legenda) e della concentrazione dei bicarbonati in funzione del tempo



(A) – cc (G)

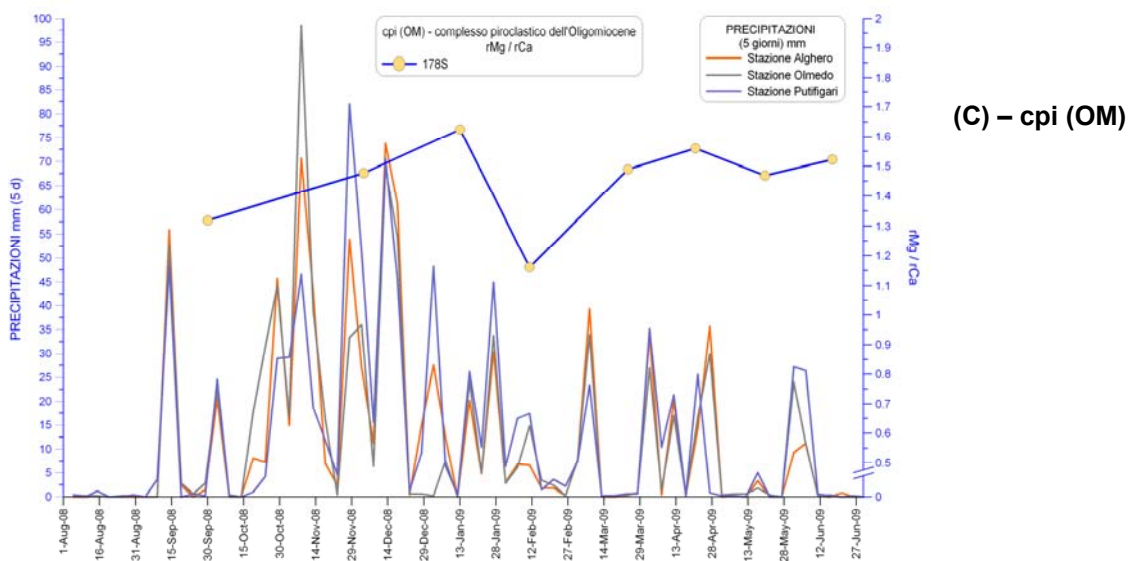
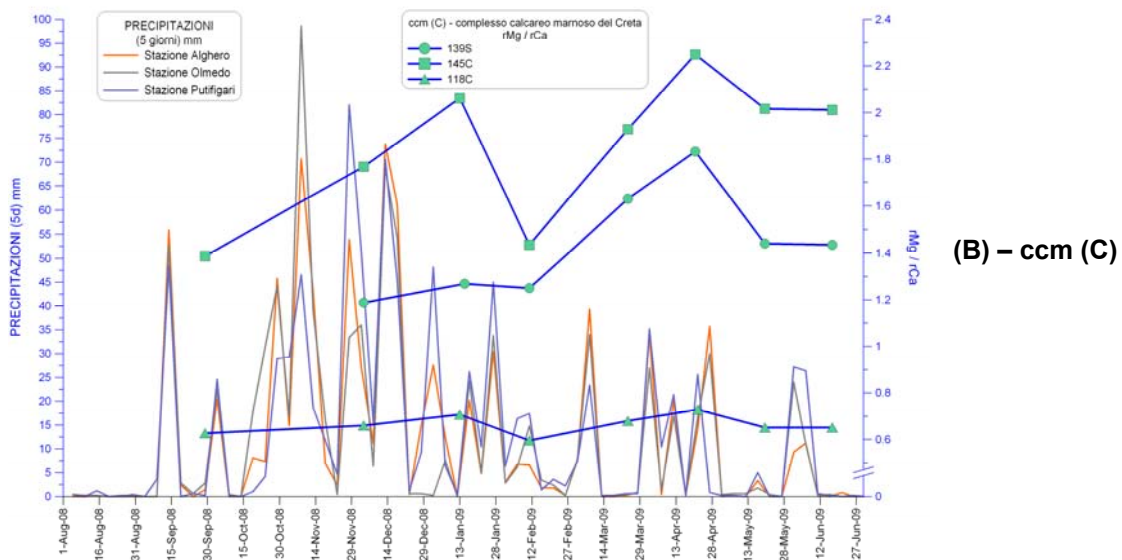
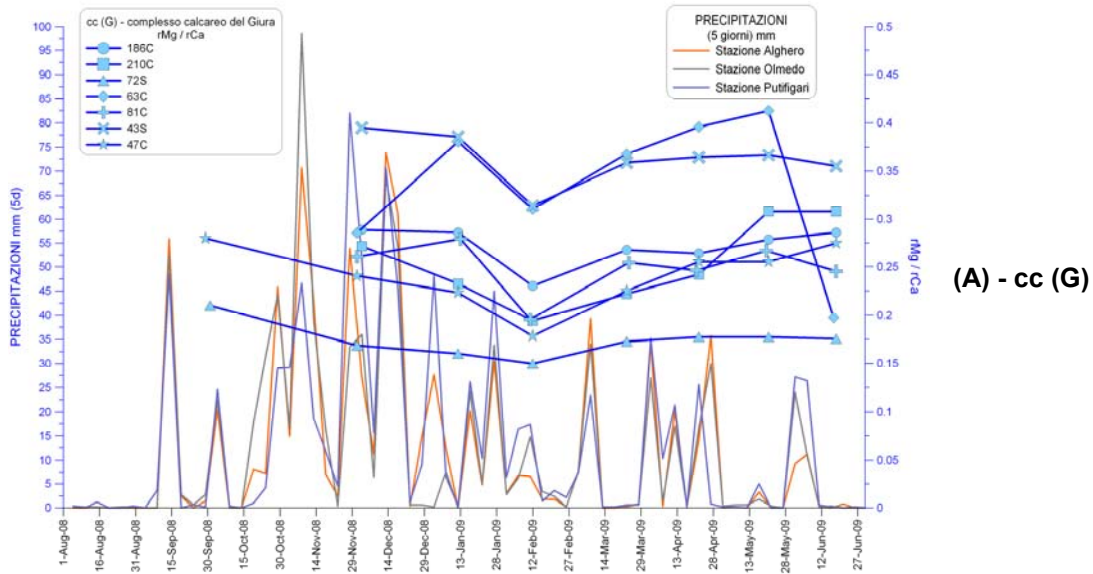


(B) – ccm (C)



(C) – cpi (OM)

Figure 2.22 (A, B, C). Andamento delle precipitazioni (mm di piogge cumulate a 5 giorni riferiti alle stazioni riportate in legenda) e del rapporto rMg / rCa in funzione del tempo



Ulteriori interessanti considerazioni possono essere effettuate esaminando la ricarica attiva media (riserve regolatrici o volumi idrici rinnovabili annualmente a seguito del processo di infiltrazione delle acque meteoriche) relativa a ciascuna unità idrogeologica individuata (tabella 2.24). Il calcolo, elaborato sulla base di tutti i dati acquisiti durante la fase sperimentale del progetto RIADE (Ghiglieri et al. 2006), costituisce un'informazione fondamentale nella pianificazione del corretto sfruttamento delle RIS, soprattutto in funzione delle situazioni di possibile degrado qualitativo e quantitativo. La quantificazione necessita comunque di una gran mole di dati rilevati per tempi lunghi, peraltro difficilmente reperibili, che tenga conto sia degli apporti naturali che di quelli artificiali. Per l'area in studio non esistono tutti i dati storici necessari per impostare un bilancio di precisione. In questi casi, la stima delle RIS viene eseguita mediante l'applicazione di metodi inversi, che comunque permettono una valutazione sufficiente a quantificarne l'importanza per eventuali ulteriori approfondimenti. La metodologia di valutazione applicata, si basa sulla tecnica del *bilancio idrogeologico inverso* (Civita et al. 1999), che consiste in un modello numerico implementato nel GIS. In questo modo, la ricarica attiva media annua di un determinato intorno territoriale (una struttura idrogeologica, un acquifero ed un bacino idrogeologico) si calcola partendo dalla piovosità efficace e dalle condizioni idrogeologiche che vengono conglobate nel coefficiente di infiltrazione potenziale, determinato in base alle caratteristiche litologiche superficiali (in caso di assenza di suolo) e/o alle caratteristiche idrauliche del suolo (se questo è potente). Il calcolo del bilancio è stato riferito ad un limite fisico ben preciso rappresentato dal bacino idrogeologico che, come è noto, è caratterizzato da spartiacque sotterranei che possono differire da quelli topografici delimitanti il bacino idrografico. Un passaggio fondamentale è stato quello di delimitare, da un punto di vista spaziale, l'estensione planimetrica di ciascuna unità idrogeologica compresa nel bacino idrogeologico della Nurra di Alghero. In caso di sovrapposizione di più acquiferi si è considerato quello di maggior importanza dal punto di vista idrogeologico. I dati di precipitazione totale media annua e di evapotraspirazione reale media annua, relativi al trentennio climatico di riferimento 1961-1990¹, al 2003, al 2004 e al 2005, sono stati forniti ed elaborati dal S.A.R. (Servizio Agrometeo Regionale - Sardegna, ora ARPAS). La spazializzazione dei dati ed il calcolo è stato effettuato in ambiente GIS, anche mediante tecniche di overlay mapping, discretizzando il territorio con un grigliato regolare di celle quadrate (250x250 m) georiferite e realizzando dei tematismi in formato *GRID*, a cui è associato un data base, per ogni singola grandezza considerata per il bilancio. Mediante questa procedura è stato possibile, oltre a valutare i volumi di acqua sotterranea rinnovabili annualmente, stimare la ricarica media degli acquiferi per unità di superficie (Ghiglieri et al. 2006). Le differenze tra i valori di riserve regolatrici, relativi ai diversi periodi di riferimento considerati, sono evidentemente dovute alle variazioni della precipitazione efficace, ovvero dell'unica grandezza variabile, dato che i coefficienti di infiltrazione potenziali dipendono dalle litologie presenti nel bacino idrogeologico. Inoltre, si vuole precisare che i volumi relativi alle riserve regolatrici valutate non rappresentano in realtà il totale delle risorse idriche sotterranee disponibili, in quanto non sono stati considerati i volumi totali, ovvero la geometria spaziale degli acquiferi.

Tabella 2.24. Riserve regolatrici, espresse in m³, per ciascuna unità idrogeologica relative ai periodi di riferimento. Fonte progetto RIADE (Ghiglieri et al. 2006)

Unità idrogeologiche	1961-1990	2003	2004	2005
cme(P) - complesso metamorfico	228739,86	246706,84	458094,29	266366,82
csc(T) - complesso sedimentario composito	3473303,32	3001686,45	5279983,34	3403945,29
cc(G) - complesso calcareo	11264766,24	10525715,24	19713341,58	12379228,44
ccm(C) - complesso calcareo marnoso	3650683,44	3200106,01	5572788,44	3884339,54
cpi(OM) - complesso piroclastico	16577742,40	10815989,50	14990298,22	12870855,76
cmc(Mc) - complesso marnoso calcareo	2664432,15	219042,66	4144197,43	2809941,15
TOTALI	37932413,92	30065157,17	50309425,02	35626865,46

¹ Il periodo preso in considerazione, il 1961-1990, corrisponde al trentennio più recente indicato dall'Organizzazione Meteorologica Mondiale (OMM/WMO) quale riferimento convenzionale per le analisi ed i confronti climatologici [Climatological normals CLINO for the period 1961-1990, pubblicazione del WMO N. 847 del 1996].

Nella figura 2.23 sono rappresentati i coefficienti d'infiltrazione potenziale per ciascuna cella appartenente ad ogni unità idrogeologica con i dati sulla qualità delle acque sotterranee in funzione del contenuto medio di nitrati rilevato durante il monitoraggio.

Nella figure 2.24 e 2.25 sono, rispettivamente, rappresentati i risultati del calcolo, per il trentennio di riferimento, che esprime un valore medio, relativo all'infiltrazione efficace (mm/anno) ed ai volumi (m^3) delle riserve regolatrici per ciascuna cella appartenente ad ogni unità idrogeologica con i dati sulla qualità delle acque sotterranee in funzione del contenuto medio di nitrati rilevato durante il monitoraggio.

Il tematismo connesso all'infiltrazione efficace, è tenuto in considerazione nei modelli di valutazione della vulnerabilità e del rischio potenziale all'inquinamento (par. 2.9.4), mentre l'informazione relativa alla ricarica attiva, molto spesso, non viene ben espressa.

Figura 2.23. Coefficienti di infiltrazione potenziale e concentrazioni medie di nitrati rilevate durante il monitoraggio 2008 – 2009

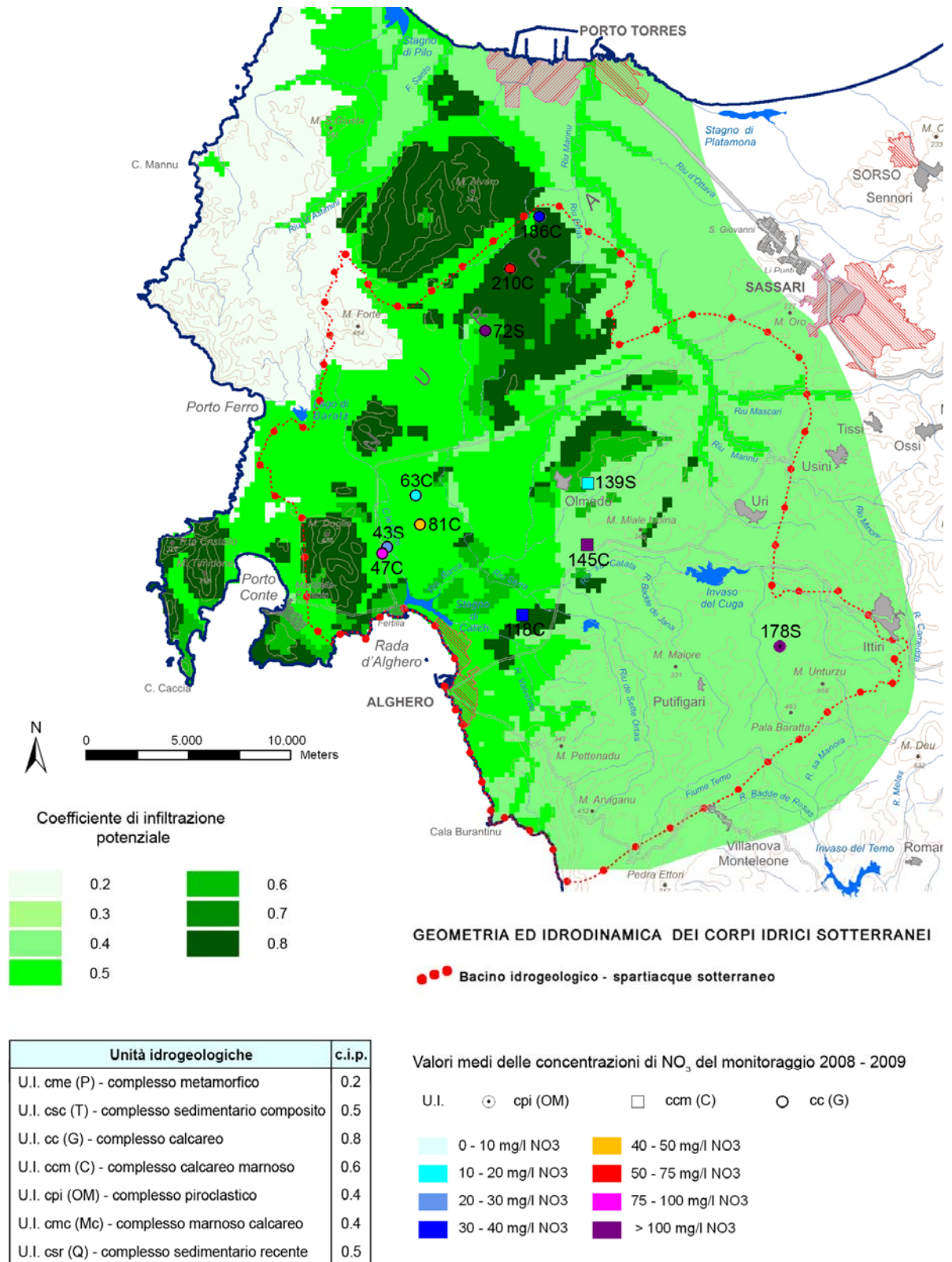


Figura 2.24. Infiltrazione efficace riferita al trentennio 1961 – 1990 e concentrazioni medie di nitrati rilevate durante il monitoraggio 2008 – 2009

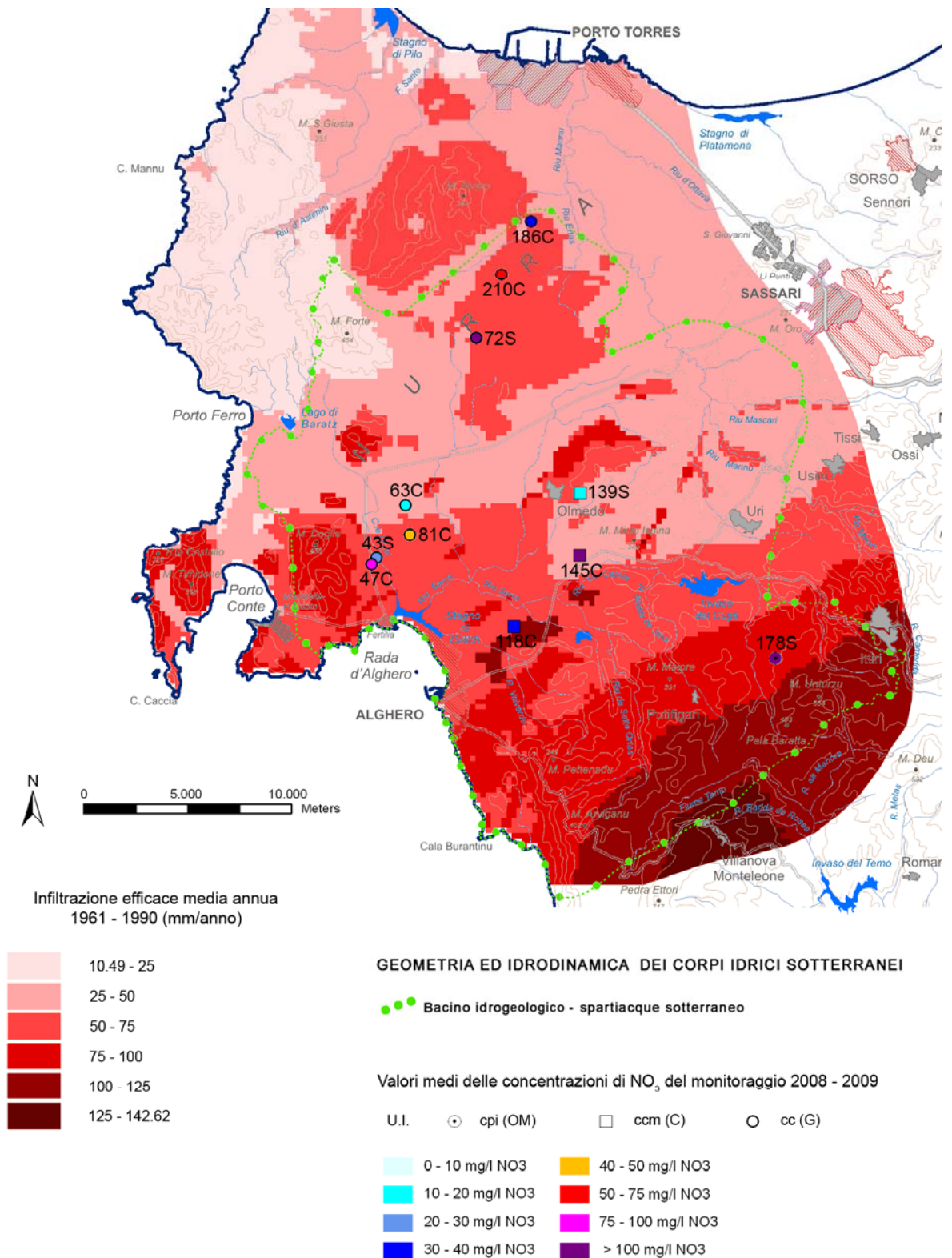
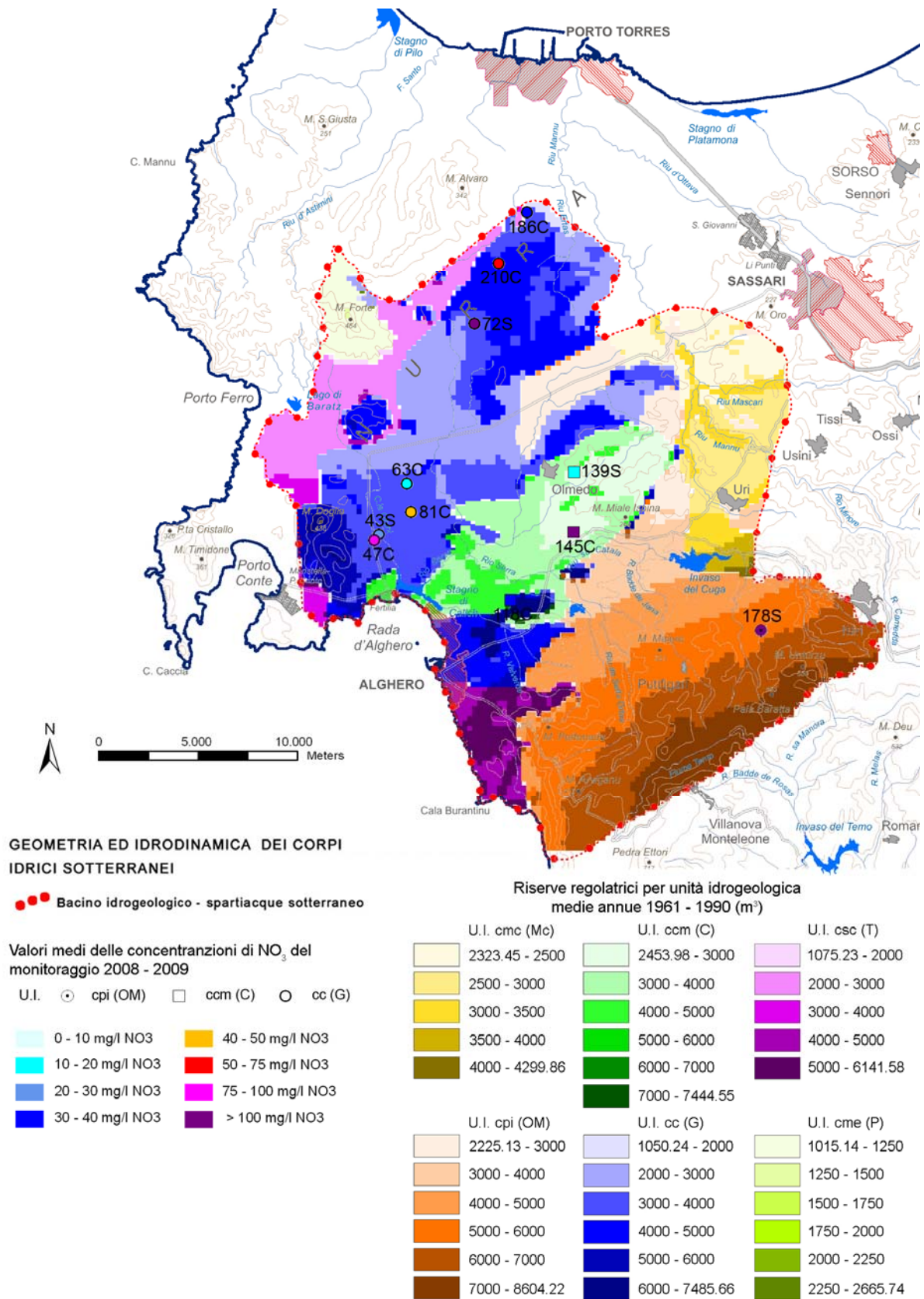


Figura 2.25. Riserve regolatrici, riferite al trentennio 1961 – 1990 e concentrazioni medie di nitrati rilevate durante il monitoraggio 2008 – 2009



2.9.4. Definizione delle aree vulnerabili all'inquinamento degli acquiferi

Uno degli obiettivi della ricerca era quello di applicare e valutare l'attendibilità di metodiche, conosciute ed innovative, per meglio definire dei criteri di protezione delle risorse idriche sotterranee, anche sulla base delle normative nazionali ed europee. Ovvero, la necessità di approfondire la conoscenza sulla risposta territoriale di metodiche interdisciplinari, caratterizzate da una facile applicazione, che consentano di indicare gli acquiferi vulnerabili all'inquinamento e le aree a maggior rischio potenziale relativamente all'inquinamento da nitrati.

Anche in questa fase, si è partiti dall'esperienza e dai significativi risultati ottenuti nell'ambito del progetto RIADE, dove utilizzando i tematismi di base (modello idrogeologico concettuale, pedologia, uso del suolo, etc.) sono stati applicati dei modelli parametrici per la redazione della cartografia della vulnerabilità, intrinseca ed integrata, all'inquinamento degli acquiferi e per il rischio potenziale di contaminazione da nitrati di origine agricola attraverso la combinazione dell'elaborazione della vulnerabilità intrinseca e di quella all'inquinamento da nitrati di origine agricola.

I modelli sperimentali ad indici qualitativi e semi-quantitativi proposti operano attraverso un sistema di valutazione integrata, su base geografica, dei fattori di pericolo e di controllo. I tematismi utilizzati sono stati categorizzati ed elaborati in ambiente GIS. La valutazione della vulnerabilità degli acquiferi è stata realizzata mediante l'applicazione del metodo SINTACS R5 (Civita e De Maio, 2000), secondo gli indirizzi previsti dall'allegato 7 del decreto legislativo 152/99 e 152/06. La valutazione del rischio potenziale è stata effettuata attraverso l'applicazione combinata del metodo SINTACS R5 e dell'indice parametrico IPNOA (Padovani e Trevisan 2002) per la valutazione del pericolo potenziale di contaminazione da nitrati di origine agricola (Ghiglieri et al. 2006; 2007; 2009).

Come è noto, il rischio di accadimento di un evento indesiderato (in questo caso la contaminazione di una falda da parte di un inquinante) è funzione della *pericolosità* (probabilità dell'evento), della *vulnerabilità* (grado di perdita di un elemento) e del *valore* (valore economico dell'elemento a rischio). Poiché a livello internazionale non è stata ancora codificata una metodica univoca e standard per attribuire correttamente ed in modo comparabile un giusto valore economico alla risorsa idrica sotterranea, è stato considerato esclusivamente il rischio potenziale, dato dal prodotto della pericolosità per la vulnerabilità (Ghiglieri et al. 2009).

Le figure 2.26 e 2.27 riportano, rispettivamente, le elaborazioni sulla vulnerabilità all'inquinamento degli acquiferi e sul rischio potenziale di contaminazione da nitrati di origine agricola sovrapposte ai dati relativi alle classificazioni sulla qualità delle acque sotterranee in funzione delle concentrazioni medie di nitrati rilevate durante il monitoraggio (dicembre 2008 – giugno 2009). La cartografia redatta ha permesso una schematica verifica dei modelli previsionali proposti con gli effetti della pressione antropica apportata sulle RIS. Come riportato dalle carte tematiche, l'attività antropica manifesta la sua maggiore influenza nella zona di piana del bacino. Come già scritto, non è semplice individuare un andamento generale dell'inquinamento da nitrati, per via della mancanza di dati analitici distribuiti su più anni. Ciò nonostante possiamo evidenziare delle tendenze in corrispondenza di alcuni degli acquiferi considerati. In particolare, nella zona di piana del bacino occupata dagli acquiferi del Trias, del Giura e del Cretaceo, caratterizzati da valori medio alti di vulnerabilità e di rischio potenziale, è possibile riscontrare un maggiore contenuto in nitrati per i punti d'acqua monitorati. Nella zona pianeggiante del bacino sono presenti la maggior parte dei centri di pericolo (CDP) (Ghiglieri et al. 2006): questi sono costituiti prevalentemente da attività agricole di tipo intensivo, caratterizzate da elevati input produttivi (irrigazione, concimazioni e impiego di fitofarmaci) e che interessano principalmente colture viticole, orticole e protette. Inoltre, in questa zona sono presenti un importante agglomerato industriale, l'area industriale di San Marco (Alghero), gli abitati di Alghero ed Olmedo (tessuto residenziale compatto) e le relative borgate (tessuto residenziale rado). Nella parte meridionale del bacino prevalgono, invece, le aree interessate da attività agro-pastorali (allevamento di tipo semi-estensivo). Questi CDP, pur esercitando minori pressioni sull'ambiente rispetto a quelle presenti nella zona di piana, assumono comunque una certa importanza in relazione alla gestione delle risorse idriche, se si considera che il loro approvvigionamento deriva esclusivamente da RIS. In questa porzione di bacino sono, altresì, presenti alcuni agglomerati urbani di modesta estensione (Putifigari, Ittiri, Uri e Villanova Monteleone). I valori più elevati di nitrati si trovano in corrispondenza degli allevamenti di tipo semi estensivo. L'analisi dei risultati ci dà il riscontro di una buona attendibilità dei modelli previsionali adottati, soprattutto se interpretati con una visione dinamica ed interdisciplinare, anche in funzione della risposta globale degli acquiferi.

Figura 2.26. Carta della vulnerabilità intrinseca all'inquinamento degli acquiferi; classificazione della qualità delle acque sotterranee in funzione delle concentrazioni medie di nitrati rilevate durante il monitoraggio (dicembre 2008 – giugno 2009)

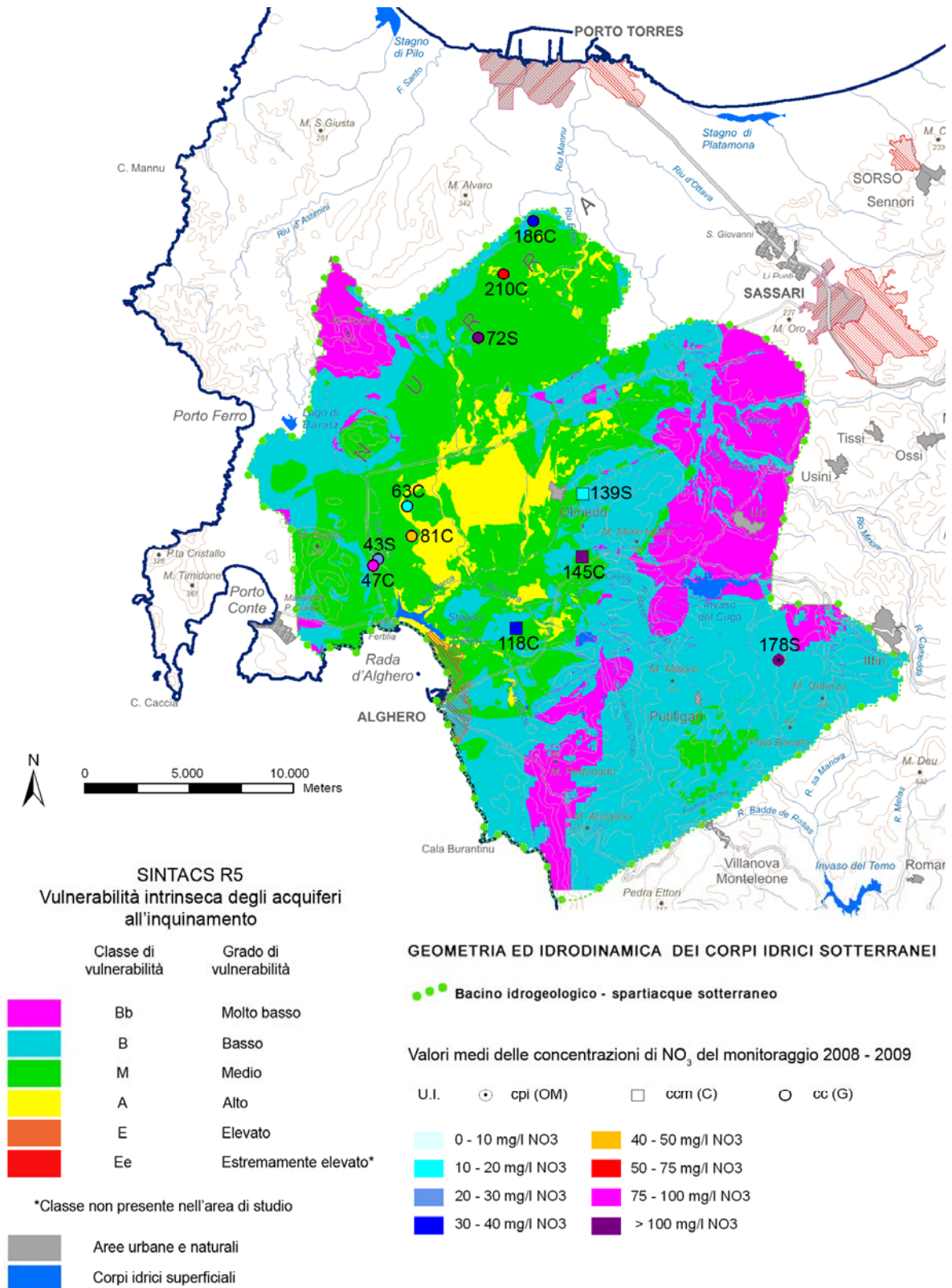
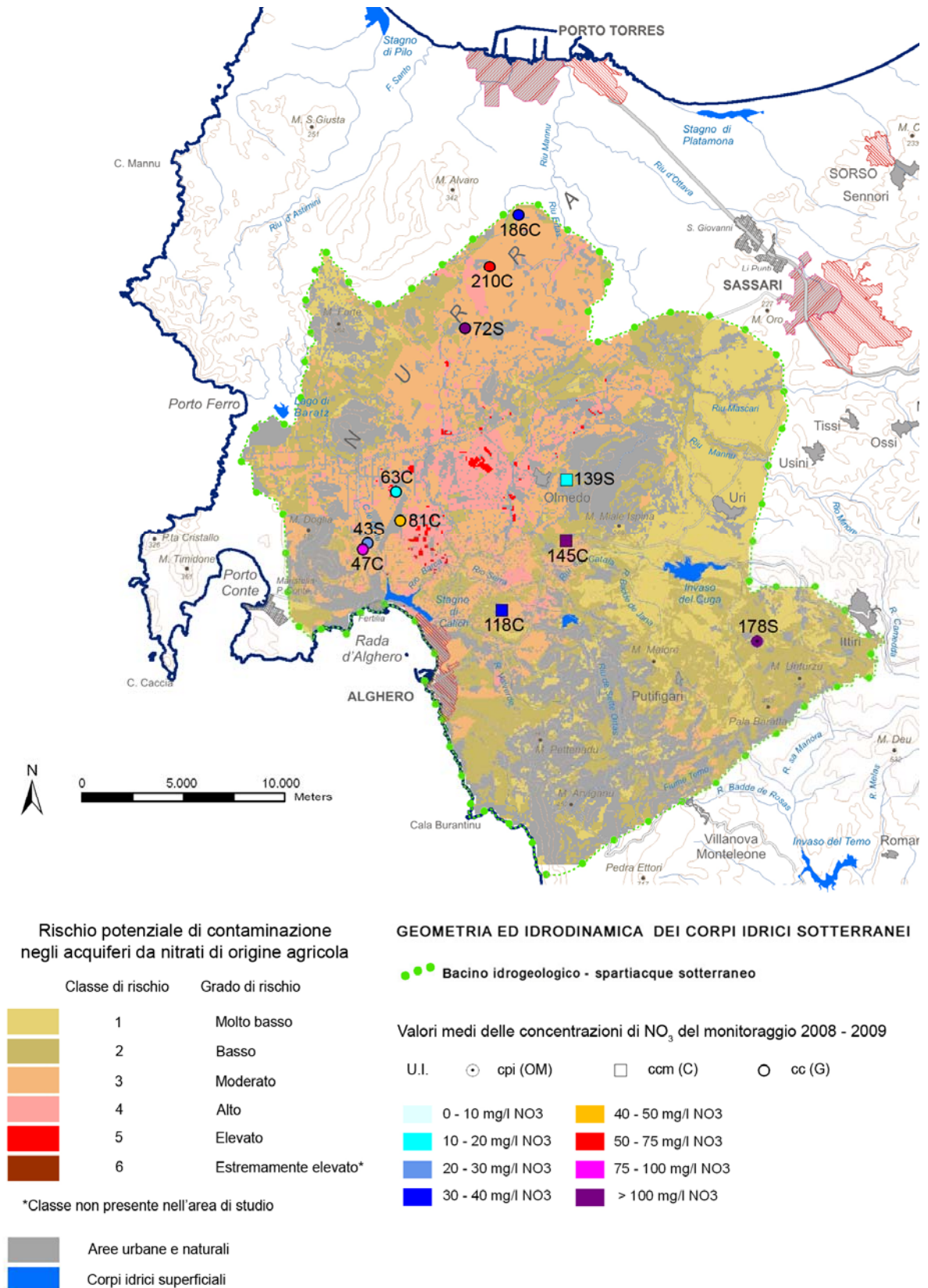


Figura 2.27 Carta rischio potenziale di contaminazione da nitrati di origine agricola degli acquiferi; classificazione della qualità delle acque sotterranee in funzione delle concentrazioni medie di nitrati rilevate durante il monitoraggio (dicembre 2008 – giugno 2009)



Riconoscendo la necessità di approfondire le indagini nel tempo, con analisi più mirate e specifiche, per delineare una più dettagliata conoscenza delle problematiche, le elaborazioni realizzate costituiscono sicuramente un potente strumento, continuamente aggiornabile, di gestione, di pianificazione e quindi di tutela del territorio e delle risorse naturali.

2.10. Conclusioni

Il concetto di desertificazione si è evoluto nel corso degli anni, ed è definito da UNCCD come una situazione di *“degrado delle terre nelle aree aride, semi-aride e sub-umide secche, attribuibile a varie cause, fra le quali variazioni climatiche ed attività umane”*. Questa definizione, incentrata sul degrado dei suoli, necessita sicuramente di una maggiore attenzione a riguardo delle risorse idriche. Il processo di desertificazione, oltre ad essere un problema attuale per i paesi colpiti da una grave siccità, rappresenta anche una seria minaccia per diverse aree della Sardegna, laddove alla pressione delle attività antropiche sull'ambiente, condotte spesso in maniera non sostenibile, si sovrappongono stress di natura climatica. La riduzione della disponibilità idrica (superficiale e sotterranea) e il suo peggioramento qualitativo e quantitativo, dovuto ad uno sfruttamento intensivo e non razionale, può costituire un vincolo allo sviluppo delle attività produttive agricole, industriali e turistiche locali, con preoccupanti riflessi sociali ed economici.

Nell'impossibilità di valutare, nell'ambito di questo studio, il contesto ambientale, sociale, economico e tecnologico in cui la risorsa idrica è disponibile, l'analisi dell'influenza del degrado delle risorse idriche sui processi di desertificazione è stata condotta considerando sempre e comunque lo stato di degrado delle acque come indicatore potenziale di desertificazione. In generale, la sistematizzazione dei fenomeni di degrado qualitativo e quantitativo delle risorse idriche presenta obiettive difficoltà, in quanto non sono univocamente definiti e definibili né i quantitativi minimi necessari al di sotto dei quali si innescano i processi di desertificazione né gli standard qualitativi di riferimento per ogni tipologia di utilizzo. Solo nel campo delle acque destinate al consumo umano esistono normative di riferimento (D.Lgs. 152/99-06 e D.Lgs. 30/09), mentre per gli altri usi i requisiti di qualità variano ovviamente in funzione dello specifico impiego cui le acque sono destinate.

Partendo dalle importanti esperienze scientifiche del progetto RIADE (Ghiglieri et al. 2006; 2009a; 2009b) e tenendo conto del modello idrogeologico ricostruito per l'intero bacino del Calich (Nurra di Alghero, Sardegna nord occidentale), dei risultati dei rilievi idrogeologici e idrochimici effettuati nei punti d'acqua disponibili e del censimento dei Centri di Pericolo presenti, la ricerca condotta in questo lavoro è stata finalizzata principalmente a definire l'origine dei nitrati nelle acque sotterranee, anche attraverso tecniche isotopiche, ed ad individuare le dinamiche che influenzano il trasferimento di inquinanti idroveicolati in falda. La metodologia proposta si è ispirata alle innovazioni concettuali e metodologiche, peraltro introdotte nelle più recenti normative italiane ed europee, per attuare una politica ambientale di salvaguardia, tutela e miglioramento della qualità delle risorse idriche e per un loro uso sostenibile. La ricerca è stata impostata e condotta, sviluppando gli obiettivi specifici realizzativi previsti, secondo un approccio interdisciplinare.

La moltitudine dei centri di pericolo, produttori (reali e potenziali) di inquinamenti (puntuali e diffusi), sparsi in aree ad elevata pressione antropica, comporta la necessità di individuare, in modo completo e dinamico, le zone a rischio di degrado qualitativo, in modo da disporre di uno strumento, continuamente aggiornabile, di controllo dello stato quali-quantitativo delle risorse idriche sotterranee. La protezione delle risorse idriche rappresenta un aspetto di fondamentale importanza anche nel bacino del Calich, dove si fa un ampio ricorso allo sfruttamento delle acque sotterranee, per soddisfare le esigenze di approvvigionamento dei diversi settori (civile, idropotabile, industriale, irriguo e zootecnico). Infatti, gli acquiferi presenti nell'area sono una risorsa cruciale in termini quantitativi: sulla base delle valutazioni eseguite sono state calcolate disponibilità, in termini di riserve regolatrici immagazzinate medie annue, pari a circa 37 milioni di m³ (Ghiglieri et al. 2006; 2009a). Le indagini effettuate nell'area pilota, che dovranno essere confermate nel tempo, hanno messo in evidenza diffusi e preoccupanti fenomeni di inquinamento di tipo organico (civile o zootecnico) e/o di tipo agricolo dovuti alla presenza nelle acque sotterranee di eccessive concentrazioni di composti azotati (nitrati, nitriti ed ammoniaca). Dunque, il problema, oltre ad un indubbio interesse scientifico, presenta importanti risvolti pratici se considerato, ad esempio, nell'ottica dell'applicazione delle normative vigenti (D.Lgs. 152/99, 152/06, D.Lgs. 30/09, etc.) e per la salvaguardia di importanti e strategiche risorse idriche sotterranee.

L'interpretazione degli andamenti in un periodo relativamente breve (dicembre 2008 – giugno 2009) delle concentrazioni dei nitrati, di alcuni costituenti chimici maggiori ed il loro confronto con quelli pluviometrici e piezometrici, ha permesso di formulare alcune ipotesi in merito ai meccanismi di ricarica agenti nei sistemi complessi e carbonatici della Nurra. Tale ipotesi, suffragata anche da dati isotopici delle acque sotterranee, è da intendersi come preliminare, dato che la cadenza del



monitoraggio su cui si è basato lo studio è verosimilmente inadeguata a cogliere l'andamento reale. Gli andamenti dei parametri d'inquinamento ci hanno indicato che, nei sistemi complessi ed in particolare, nei sistemi carsici, indagini condotte in tempi diversi possono fornire quadri del tutto differenti ed, in alcuni casi, diversamente preoccupanti dell'inquinamento. Le concentrazioni di tritio, di ^{18}O e D, rilevati sulle acque sotterranee campionate, hanno evidenziato che i processi di ricarica non sono attuali, ma individuano tempi di e tipologie di alimentazione differenti. L'utilizzo congiunto dei relativi rapporti isotopici $\delta^{18}\text{O}$ e $\delta^{15}\text{N}$ della molecola del nitrato, anche supportato dall'idrochimica, ha permesso di distinguere le varie origini dei nitrati nelle acque sotterranee e di riconoscere i processi di nitrificazione della materia organica e dei fertilizzanti sintetici, nonché la presenza o meno di fenomeni di denitrificazione. Si sono potute anche effettuare ragionevoli considerazioni sulla tipologia di sversamento: areale, legata all'uso del suolo; puntuale, presumibilmente legata a fognature e/o pozzi perdenti.

Uno degli obiettivi della ricerca era quello di implementare una metodica, proposta nell'ambito del progetto RIADE, finalizzata ad acquisire le informazioni necessarie per sviluppare un modello pilota di gestione della risorsa idrica sotterranea. In questa ottica è nata la necessità di approfondire la conoscenza sulla risposta territoriale di metodiche multidisciplinari che, caratterizzate da una "facile" applicazione (anche ricalcando fedelmente l'approccio della normativa internazionale), hanno consentito di individuare gli acquiferi più vulnerabili all'inquinamento e le aree a maggior rischio potenziale. Inoltre, utilizzando i modelli parametrici per la redazione della cartografia della vulnerabilità, intrinseca ed integrata, all'inquinamento degli acquiferi e per il rischio potenziale di contaminazione da nitrati di origine agricola, attraverso la combinazione dell'elaborazione della vulnerabilità intrinseca e di quella all'inquinamento da nitrati di origine agricola, è stato possibile validarne la buona attendibilità.

Dai dati osservati durante il monitoraggio, non possono essere derivati in modo lineare i comportamenti di altri eventuali inquinanti idrovolatili, specie se biodegradabili. Al contrario, dai dati sperimentali può essere argomentato che gli acquiferi in studio sono soggetti, in modo diverso, a vulnerabilità all'inquinamento. Questo, oltre a dipendere dalle caratteristiche intrinseche dei sistemi e dalle tipologie di uso del suolo e quindi dei centri di pericolo, può derivare dalle modalità delle precipitazioni e dal ruolo esercitato dai sotto-sistemi dell'insaturo nel determinare un pericolo d'esposizione a concentrazioni di picco di inquinanti idrovolatili (p.e. nitrati).

Le considerazioni su esposte, fanno evidenziare l'importanza delle pratiche di monitoraggio. Infatti, quando si predispongono i piani di tutela della risorsa idrica, in particolare di sistemi complessi, il monitoraggio deve considerare che la struttura del sistema può riservare sorprese quali quelle illustrate. Specie a valle di periodi di scarsa o nulla precipitazione, generalmente corrispondenti ai periodi più caldi e con più intensa attività agricola, il pericolo d'inquinamento, anche se temporaneo e/o a scala locale, può aumentare. Secondo tale modello di funzionamento, eventi di piccola entità, anche se ravvicinati ma di volume inferiore a quello dell'acqua complessivamente accumulabile nei diversi sotto-sistemi dell'insaturo, potrebbero non produrre variazioni apprezzabili della qualità delle acque sotterranee, al contrario di eventi intensi e di lunga durata. La dinamica di tali sistemi, quindi, deve essere tenuta in conto nel loro studio, ed il monitoraggio deve essere adeguato alla complessità della loro struttura.

In Sardegna è in corso dal 2002, con coordinamento a cura dell'Ass. Difesa Ambiente della Regione Autonoma della Sardegna, il monitoraggio della qualità delle acque previsto dal D.Lgs. 152/99 attraverso il Piano di Tutela delle Acque. Attualmente la rete di monitoraggio di 1° livello, a carattere regionale, delle acque sotterranee, istituita nel 2003, consta di 101 postazioni, distribuite sui 37 complessi acquiferi considerati significativi. La rete di monitoraggio di 2° livello, prevista dalla normativa, è ancora in corso di progettazione. Questa fase, affidata ad una ATI, dovrà realizzare una rete di monitoraggio di maggior dettaglio a scala di bacino.

Il quadro normativo nazionale ed europeo di riferimento per il tema affrontato è quello che regola la tutela della risorsa idrica da fenomeni d'inquinamento (D.Lgs. 152/99, 152/06 e 30/09; Direttiva Nitrati 91/676/CEE, Direttiva quadro Acqua 2000/60/EC). I ben noti ritardi nell'attuazione delle citate direttive europee a scala internazionale, nazionale e regionale, sono una chiara testimonianza della fragilità di fondo di alcuni degli assunti scientifici fondamentali, dovuti anche a lacune di conoscenze di base su alcuni processi biofisici e socio-economici chiave, come quelli oggetto di studio, che svolgono un ruolo chiave nelle relazioni tra attività antropiche e qualità dell'acqua a diversa scala.

Importanti innovazioni concettuali e di approccio alla problematica sono di recente state messe in luce e riportate nel D.Lgs. 30/09, che integra le disposizioni intese a prevenire o limitare le immissioni di inquinanti nelle acque sotterranee, già previste nel D.Lgs. 152/06 e mira a prevenire il deterioramento dello stato di qualità di tutti i corpi idrici sotterranei. Vengono riportati solo alcuni passaggi chiave:

“Ai fini del raggiungimento o del mantenimento del buono stato delle acque sotterranee, entro il 22 dicembre 2015, ovvero dell’attuazione delle disposizioni di cui all’articolo 76 del decreto legislativo 152/2006, il D.Lgs. 30/09 si applica ai corpi idrici sotterranei, ivi comprese le acque di prima falda, identificati sulla base dei criteri tecnici riportati nell’Allegato 1 del decreto e definisce misure specifiche per prevenire e controllare l’inquinamento ed il depauperamento delle acque sotterranee, quali:

- *criteri per l’individuazione e la caratterizzazione dei corpi idrici sotterranei;*
- *standard di qualità per alcuni parametri e valori soglia per altri parametri necessari alla valutazione del buono stato chimico delle acque sotterranee;*
- *criteri per individuare e invertire le tendenze significative e durature all’aumento dell’inquinamento e per determinare i punti di partenza per le inversioni di tendenza;*
- *criteri per la classificazione dello stato quantitativo;*
- *modalità per la definizione dei programmi di monitoraggio quali-quantitativo.”*

I risultati della presente ricerca mettono in evidenza la necessità di programmare un piano di tutela e di salvaguardia delle RIS di livello superiore (3° livello), che predisponga un protocollo che tenga in debita considerazione anche le dinamiche, soprattutto, dei sistemi idrogeologici complessi. Inoltre, se l’obiettivo generale di un Piano di Azione e/o di un Piano di Tutela e Salvaguardia è quello di una diminuzione p. es. del livello di nitrati sia nelle acque superficiali che sotterranee, un obiettivo non secondario, una volta individuati i punti di debolezza del sistema locale, è quello di una sinergia di azioni che partendo dalla sensibilizzazione dei soggetti istituzionali, passi attraverso azioni di controllo e di promozione di interventi, anche derivanti da positivi risultati di sperimentazioni, soprattutto in agricoltura, per la promozione di coltivazioni meno idro-esigenti ed azoto-esigenti.

L’ottica del bacino idrografico e/o idrogeologico consente la gestione integrata della risorsa in tutte le fasi del ciclo di utilizzo delle acque e l’elaborazione coerente dei programmi di misure di prevenzione, tutela e risanamento, sulla base del complesso delle pressioni generate in quel territorio dalle molteplici e specifiche attività umane. I programmi di politica ambientale delle acque devono essere dunque sviluppati a partire da un’adeguata conoscenza delle caratteristiche del bacino idrografico e/o idrogeologico, delle pressioni e dell’impatto delle attività umane e di quelli conseguenti, dell’utilizzo idrico anche sotto gli aspetti economici. Dunque, le strategie per una corretta gestione delle risorse idriche integrate degli ambienti aridi e semi-aridi devono essere precedute ed accompagnate da studi interdisciplinari finalizzati soprattutto alla definizione dei modelli idrogeologici e concettuali, necessari per la quantificazione e la qualificazione delle risorse e delle riserve disponibili. Tali dovranno essere integrati e sviluppati assieme ai piani di buone pratiche agricole e piani di buone pratiche di lotta alla siccità ed alla desertificazione. Tutte queste azioni dovrebbero essere accompagnate da una maggiore sensibilità e più importanti investimenti economici da parte degli Enti Territoriali.

Infine, in questa ricerca, per via della complessità ed eterogeneità delle informazioni, per l’organizzazione dei dati, per le elaborazioni e per le rappresentazioni cartografiche sono state utilizzate le potenzialità di trattamento e di restituzione grafica offerte dalla metodologia GIS; la quale consente, inoltre, l’aggiornamento continuo dei dati e l’eventuale analisi da parte di utenti diversi.

3. RIVEGETAZIONE E BONIFICA DI SITI CONTAMINATI DA ATTIVITÀ ESTRATTIVE CON APPLICAZIONI DI ZEOLITI NATURALI E BIOFERTILIZZANTI SU SPECIE VEGETALI RESISTENTI IN CONDIZIONI GEOPEDOLOGICHE E AMBIENTALI ESTREME.

3.1. Premessa

La presente relazione riferisce sull'attività svolta all'interno del presente progetto nell'ambito dell'Obiettivo realizzativo 3 denominato "Rivegetazione e bonifica di siti contaminati da attività estrattive con applicazioni di zeoliti naturali e biofertilizzanti su specie vegetali resistenti in condizioni geopedologiche e ambientali estreme".

La relazione è compilata con i seguenti contributi

ARPAS – Dipartimento Specialistico Regionale Geologico – Servizio Geologia di Base ed Applicata

DIGITA - Università degli Studi di Cagliari

Dipartimento di Scienze Botaniche - Università degli Studi di Cagliari

Per realizzare gli obiettivi del lavoro è stato prescelto un sito minerario dismesso in cui fossero presenti terreni fortemente inquinati da metalli pesanti e nel quale le caratteristiche logistiche fossero idonee alla conduzione della sperimentazione.

Il sito, che si trova a Iglesias nella diga sterili Bacino 1 della miniera dismessa di Campo Pisano, è stato spianato e livellato con l'ausilio di una ruspa, che ha lavorato circa 300 m² di superficie sulla quale successivamente sono state predisposte le diverse parcelle per effettuare i test. Nelle immagini seguenti si ha una visione generale della discarica degli "sterili" con il sito di sperimentazione.



Come da variazione del programma lavori e sulla base della proroga concessa, le attività di sperimentazione e monitoraggio sul campo, sono iniziate nel Maggio 2008 e si sono protratte fino a Giugno 2009, consistendo in:

- piantumazione delle specie vegetali da fitocella;
- monitoraggio attraverso osservazione delle piante;
- monitoraggio attraverso campionature del suolo;
- monitoraggio attraverso campionatura delle specie vegetali;
- analisi chimico-fisiche dei campioni di suolo e di vegetali.

L3a sperimentazione, ha riguardato 10 parcelle suddivise tra le specie *Pistacia lentiscus* (A) e *Scrophularia canina* subsp. *bicolor* (B) così composte:

Parcella 1A tal quale: 0 zeolite + 0 compost

Parcella 1B tal quale: 0 zeolite + 0 compost

Parcella 2A zeolite: 1.5 m³ zeolite + 0 compost

Parcella 2B zeolite: 1.5 m³ zeolite + 0 compost

Parcella 3A zeolite + fertilizzante: 1.5 m³ zeolite + 850 g NH₄NO₃ + 0 compost

Parcella 3B zeolite + fertilizzante: 1.5 m³ zeolite + 850 g NH₄NO₃ + 0 compost

Parcella 4A zeolite + compost: 0.75 m³ zeolite + 1.5 m³ compost

Parcella 4B zeolite + compost: 0.75 m³ zeolite + 1.5 m³ compost

Parcella 5A compost: 0 zeolite + 3 m³ compost

Parcella 5B compost: 0 zeolite + 3 m³ compost

Tabella 3.1. Concentrazione di piombo e zinco nei terreni al principio della sperimentazione

Terreno (sigla)	Tipo di trattamento	Specie vegetale	Concentrazione di metalli [mg/kg]	
			Zn	Pb
1A	Tal Quale	<i>Pistacia lentiscus</i>	3176	11949
1B	Tal Quale	<i>Scrophularia canina</i> subsp. <i>bicolor</i>	2723	11472
2A	Zeolite	<i>Pistacia lentiscus</i>	2833	11747
2B	Zeolite	<i>Scrophularia canina</i> subsp. <i>bicolor</i>	2785	11599
3A	Zeolite+fertiliz.	<i>Pistacia lentiscus</i>	3247	12514
3B	Zeolite+fertiliz.	<i>Scrophularia canina</i> subsp. <i>bicolor</i>	2891	12156
4A	Compost+zeolite	<i>Pistacia lentiscus</i>	2358	10983
4B	Compost+zeolite	<i>Scrophularia canina</i> subsp. <i>bicolor</i>	2767	11386
5A	Compost	<i>Pistacia lentiscus</i>	2632	10744
5B	Compost	<i>Scrophularia canina</i> subsp. <i>bicolor</i>	2426	10520

La fotografia mostra l'insieme delle parcelle sperimentali con in primo piano la parcella 1A seguita dalla parcella 1B e via via secondo l'ordine sopra riportato. Le parcelle denominate A sono state piantumate con *P. lentiscus*, con piantine non singole ma in gruppo per singola fitocella, mentre in quelle denominate B sono state messe a dimora piante di *S. bicolor*, alcune prodotte da seme altre per talea in serra.

Per le tesi a *P. lentiscus* sono state messe a dimora 80 piante mentre nelle tesi a *S. bicolor* sono state piantate 120 esemplari.

Tutte le parcelle sono state regolarmente innaffiate a pioggia con cadenza a giorni alterni fino a tutto settembre 2008, successivamente, nel 2009, non sono state ulteriormente supportate da irrigazioni artificiali, potendo usufruire della particolare piovosità stagionale riscontrata nel periodo da invernale a primaverile.



Dalla data di piantumazione, eseguita nel maggio 2008, fino al giugno 2009 si è proceduto ad effettuare controlli e monitoraggi mensili prima sull'attecchimento e poi sull'evoluzione e crescita delle piantine, con campionature delle foglie ogni mese e campionature dei fusti, delle radici e del suolo ogni tre mesi. In questo modo è stato determinato sia lo stato di salute delle piante, il loro sviluppo, lo stato fenologico, sia la presenza di specie sviluppatasi spontaneamente da semi prodotti nel primo anno dagli individui di *S. bicolor*, o da altre specie vegetali.

3.2. Monitoraggio

I monitoraggi effettuati sino al mese di Novembre hanno evidenziato che:

1. nelle parcelle con terreno tal quale sia *S. bicolor* che *P. lentiscus* hanno manifestato una forte sofferenza, ad eccezione della piccola parte della parcella con *S. bicolor* dove le piante sono da sempre in buone condizioni. Alcuni individui di *S. bicolor* hanno avuto una ripresa vegetativa con l'arrivo della stagione fresca;
2. nelle parcelle con la sola zeolite, *P. lentiscus* ha mostrato in buona parte uno stato di sofferenza, mentre *S. bicolor* ha avuto una ripresa vegetativa;
3. nelle parcelle con zeolite + fertilizzante, *P. lentiscus* ha evidenziato un ottimo stato vegetativo e *S. bicolor* in buona parte ha rigermogliato;
4. nelle parcelle zeolite + compost, *P. lentiscus* ha mostrato buone condizioni generali, mentre *S. bicolor* è risultata completamente secca, ad eccezione di un individuo che ha germogliato;
5. nelle parcelle con compost, *P. lentiscus* è apparso in buone condizioni mentre *S. bicolor* è risultata completamente secca.



P. lentiscus sofferente



S. bicolor in ripresa vegetativa dopo la stasi estiva

A partire dal mese di Dicembre, le parcelle sono state soggette a fenomeni di inondazione dovute alle abbondanti piogge del periodo autunnale, ad eccezione di quelle con zeolite e compost e con solo compost, ciò ha determinato un serio aggravarsi delle condizioni generali delle piante. Nel caso della tesi testimone (tal quale) si è osservata una quasi totale sommersione della parcella, ad eccezione di alcune parti che sono sempre state sopraelevate. E' stato necessario verificare lo stato di

biodisponibilità dei metalli ed inoltre intervenire con delle opere di drenaggio per facilitare lo scolo delle acque piovane.

Lo stato di grave degrado delle parcelle è rimasto tale sino al mese di Marzo, data la grande piovosità dei primi mesi del 2009. Infatti le opere di drenaggio non si sono rivelate sufficienti (a causa dell'eccezionalità delle precipitazioni) ad assicurare uno scolo efficace delle acque. Le piante, pertanto, sono rimaste ancora per mesi con le radici in stato di parziale o totale sommersione idrica, con gravi sintomi di sofferenza.



P. lentiscus in ripresa vegetativa: campo 4A compost maggio 2009

Fortunatamente per la sperimentazione, dal rilevamento di Aprile si è notata una notevole ripresa vegetativa. Per quanto riguarda *P. lentiscus*, in tutte le parcelle eccetto il testimone (terreno tal quale), la maggior parte delle piante sono apparse in fase di ripresa vegetativa dopo la grave crisi invernale. Per quanto riguarda *S. bicolor*, invece, solo nelle parcelle con zeolite o zeolite + fertilizzante si è osservata una ripresa vegetativa e le piante più sviluppate hanno iniziato ad avere i primi fiori o abbozzi fiorali.

Nel rilevamento di Maggio si è potuto evidenziare il fatto che la ripresa vegetativa nelle varie parcelle è continuata. E' da notare come *S. bicolor*, che ad Aprile aveva iniziato a fiorire, nel mese successivo ha sviluppato i primi frutti, mentre esternamente alle parcelle la pianta si è presentata in piena fioritura, in accordo con la normale fenologia. Nelle due parcelle trattate con zeolite e fertilizzante (parcelle 3A e 3B), oltre alle piante in osservazione, è stata rilevata una discreta varietà floristica che non si è manifestata nelle altre tesi, fatto verosimilmente legato alla proprietà della zeolite di intrappolare i nutrienti all'interno dei propri canali e rilasciarli lentamente. Inoltre, in questa tesi le piante di *S. bicolor* sono apparse particolarmente sviluppate e sane.

Nel rilevamento di Maggio si è potuto evidenziare il fatto che la ripresa vegetativa nelle varie parcelle è continuata. E' da notare come *S. bicolor*, che ad

L'ultimo rilevamento, effettuato a Giugno, ha confermato i dati di Maggio in tutte le parcelle ma ha evidenziato in modo chiaro come sulla superficie di molte parcelle si sia formata una forte efflorescenza salina. Nel caso delle parcelle con la sola aggiunta di zeolite e con il terreno tal quale, l'efflorescenza si è sviluppata su quasi tutta la superficie, tranne nelle due porzioni di terreno che presentano da sempre le uniche piante sopravvissute al test. E' possibile quindi che l'eccesso di sali nel terreno, contenenti anche metalli pesanti, abbia creato problemi alla sopravvivenza delle piante e causato la moria nelle due parcelle maggiormente interessate. Da notare come la zeolite da sola non basti a bloccare questo eccesso di sali, malgrado le sue grandi proprietà di scambiatrice.



Efflorescenze saline nel campo 1A a *P. lentiscus*.

Infine è da evidenziare, come caso di discussione, che nella tesi con compost, *P. lentiscus* ha avuto negli ultimi due mesi di osservazione un enorme rigoglio vegetativo che ha portato le piante a sviluppare getti di oltre 10 cm. Di fatto, la parcella con compost, relativamente a *P. lentiscus*, è quella che presentava a fine sperimentazione le migliori condizioni vegetative. Si possono a tal proposito fare due ipotesi: la prima è che il compost utilizzato nella sperimentazione non fosse ben maturo quando è stato miscelato con il terreno tal quale ed abbia inizialmente depresso la vegetazione a causa della competizione tra i microrganismi agenti della degradazione della massa carboniosa del compost e le radici per il poco azoto presente nel terreno; avvenuta la maturazione e la mineralizzazione della sostanza organica, questa ha fatto da starter per le piante di *P. lentiscus*, cosa che non è potuta avvenire con le piante di *S. bicolor* poiché erano già morte. La seconda è che un eccesso nella dose di compost distribuita nelle parcelle abbia, anche in questo caso, inibito la crescita iniziale delle piante,

causando la morte di *S. bicolor* e, una volta mineralizzato, abbia fatto da starter per le piante di *P. lentiscus*.

3.2.1. Sviluppo spontaneo di piante nelle parcelle

Come accennato in precedenza, in tutte le parcelle si è potuta osservare la presenza di piante nate spontaneamente oltre a quelle messe a dimora per la sperimentazione.

Occorre premettere che il terreno utilizzato, prima della preparazione delle parcelle, non ospitava alcuna forma di vegetazione, ad eccezione di esemplari radi di *Limonium merxmulleri*.

Fra le altre specie presenti all'interno della diga, soprattutto su settori parzialmente ghiaiosi, sono invece da segnalare: *Helichrysum microphyllum* subsp. *tyrrhenicum*, *Piptatherum miliaceum* subsp. *miliaceum*, *Reichardia picroides*, *Euphorbia pithyusa* subsp. *cupanii*, *Dactylis glomerata* subsp. *hispanica*, *Ptilostemon casabonae*, *Dittrichia viscosa*, *Urospermum dalechampii*, *Carlina corymbosa*, *Sixalix atropurpurea*, *Centaurium erythraea*, *Rumex bucephalophorus*, *Hypochaeris achyrophorus*, etc. Le due specie utilizzate nella sperimentazione sono anch'esse presenti spontaneamente nelle vicinanze delle parcelle, seppure in modo sporadico e quasi esclusivamente sul rilevato della diga.

Nella stagione primaverile si è potuto assistere alla nascita di numerose specie annuali in diverse parcelle. Fra queste si devono segnalare in prevalenza alcune entità i cui semi si ritrovano comunemente nel terriccio utilizzato per la produzione in vivaio delle piante vive: *Cerastium glomeratum*, *Cardamine hirsuta*, *Poa annua*, *Filago eriocephala*, etc. La loro presenza, sempre in corrispondenza del pane di terra, suggerisce che la loro origine sia legata alla messa a dimora delle piante vive, pur essendo le stesse specie presenti spontaneamente nella Valle del Rio San Giorgio. E' comunque da rilevare come la loro presenza sia in relazione con la composizione del terreno nelle diverse parcelle, tali specie sono infatti quasi del tutto assenti nel terreno tal quale, così come nel terreno ammendato con le sole zeoliti, divenendo molto più frequenti nelle tre restanti situazioni.



S. bicolor nate spontaneamente, campo 3b aprile 2009

Di maggiore interesse è lo sviluppo di specie suffruticose ed erbacee perenni da semi arrivati in modo naturale sulle parcelle. Anche per queste le presenze nelle parcelle 1A, 1B, 2A e 2B è solo sporadica. Al contrario, nelle parcelle ammendate con zeolite e fertilizzante (3A e 3B) si osservano numerosi esemplari di *Helichrysum microphyllum* subsp. *tyrrhenicum* (21 e 24 rispettivamente) e *Limonium merxmulleri* (7 e 8 rispettivamente), oltre a plantule più sporadiche di *Piptatherum miliaceum* subsp. *miliaceum*, *Reichardia picroides*, *Silene vulgaris* e *Euphorbia pithyusa* subsp. *cupanii*.



S. bicolor nate spontaneamente, campo 3b maggio 2009

Le parcelle con zeolite e compost (4A e 4B), presentano un numero di piante spontanee nettamente inferiore, tra cui prevale ancora *Helichrysum microphyllum* subsp. *tyrrhenicum* (7 e 6 individui rispettivamente). Per quanto riguarda le parcelle ammendate con il solo compost si nota, a differenza di quanto visto per le altre tesi, una significativa disuguaglianza nel numero di plantule nate spontaneamente nelle due parcelle: nella parcella 5A prevalgono infatti le specie osservate nelle altre tesi, mentre nella 5B si osservano solo pochissime plantule, per lo più annuali.

Infine, si deve fare un cenno alla diffusione spontanea di *S. bicolor*, il cui sviluppo all'interno delle

parcelle deriva chiaramente dai semi prodotti lo scorso anno dalle piantine messe a dimora per la sperimentazione. Nessun individuo è cresciuto nelle parcelle testimone e in quelle trattate con la sola zeolite. Nelle tesi ammendate con zeolite e fertilizzante si sono invece osservate 56 nuove piante nella parcella con *S. bicolor*, mentre 20 esemplari della stessa specie si sono sviluppati in quella piantumata con *P. lentiscus*. Nelle parcelle trattate con zeolite e compost tali valori scendono a 27 e 31 rispettivamente. Il maggior numero di nuove piante di *S. bicolor* nella parcella piantumata con *P. lentiscus*, è spiegabile con la vicinanza di quest'ultima alla parcella, nel quale la produzione di semi da parte di *S. bicolor* è stata particolarmente abbondante. Sulle parcelle 5A e 5B a solo compost, e un poco più distanti, si sono sviluppate rispettivamente 5 e 2 nuove piante di *S. bicolor*.

Nelle tabelle e nei grafici riportati nel seguito viene evidenziata, attraverso le osservazioni mensili, l'evoluzione della salute delle piantine nelle diverse parcelle.

Tabella 3.2. Tabella dei risultati delle parcelle sperimentali a *P. lentiscus*.

	23 maggio 2008 1° settimana	30 maggio 2008 2° settimana	5 giugno 2008 3° settimana	17 giugno 2008 5° settimana	1 luglio 2008 6° settimana	16 luglio 2008 2° mese	12 agosto 2008 3° mese	16 settem. 2000 4° mese	17 ottobre 2008 5° mese	17 novem. 2008 6° mese	16 dicem. 2008 7° mese	15 genn. 2009 8° mese	16 febb. 2009 9° mese	18 marzo 2009 10° mese	15 aprile 2009 11° mese	15 maggio 2009 12° mese	15 giugno 2009 13° mese
	1° sett. 05-08	2° sett. 05-08	3° sett. 06-08	4° sett. 06-08	5° sett. 07-08	2° mese 07-08	3° mese 08-08	4° mese 09-08	5° mese 10-08	6° mese 11-08	7° mese 12-08	8° mese 01-09	9° mese 02-09	10° mese 03-09	11° mese 04-09	12° mese 05-08	13° mese 06-08
secca o morta	0	0	0	1	8	16	28	49	44	51	58	60	60	66	68	67	71
sofferente	0	6	6	14	35	42	37	15	26	17	18	10	17	14	11	0	0
viva	80	74	74	65	37	22	15	16	10	12	4	10	3	0	1	13	9
viva + sofferente	80	80	80	79	72	64	52	31	36	29	22	20	20	14	12	13	9
numero totale piantule	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	6	4	8	10	9	9
Scrofularie spontanee	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1A	1A	1A	1A	1A	1A	1A	1A	1A	1A	1A	1A	1A	1A	1A	1A	1A
secca o morta	0	0	0	1	3	4	5	12	9	12	15	20	27	25	31	33	29
sofferente	0	4	3	6	8	20	24	45	42	15	58	51	44	53	5	1	5
viva	80	76	77	73	69	56	51	23	29	53	7	9	9	2	44	46	46
viva + sofferente	80	80	80	79	77	76	75	68	71	68	65	60	53	55	49	47	51
numero totale piantule	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	4	2	4	8	13	6	6
Scrofularie spontanee	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2A	2A	2A	2A	2A	2A	2A	2A	2A	2A	2A	2A	2A	2A	2A	2A	2A
secca o morta	0	0	0	1	1	1	1	3	3	3	5	5	6	11	6	7	7
sofferente	1	1	1	2	1	2	1	30	4	0	48	54	56	59	8	0	0
viva	79	79	79	78	78	77	78	47	73	77	27	21	18	10	66	73	73
viva + sofferente	80	80	80	80	79	79	79	77	77	77	75	75	74	69	74	73	73
numero totale piantule	0	0	0	3	2	2	2	0	0	0	14	17	56	53	77	68	68
Scrofularie spontanee	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	11	6	20	22	22
	3A	3A	3A	3A	3A	3A	3A	3A	3A	3A	3A	3A	3A	3A	3A	3A	3A
secca o morta	0	0	0	0	0	0	0	2	3	2	2	3	3	5	4	8	4
sofferente	2	5	1	1	0	1	1	19	0	0	73	58	45	49	2	0	2
viva	78	75	79	79	80	79	79	59	77	78	5	19	32	26	74	75	74
viva + sofferente	80	80	80	80	80	80	80	78	77	78	77	77	75	76	76	75	76
numero totale piantule	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	8	14	19	63	31	31
Scrofularie spontanee	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	32	17	17
	4A	4A	4A	4A	4A	4A	4A	4A	4A	4A	4A	4A	4A	4A	4A	4A	4A
secca o morta	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	3	3	5	4	8	4
sofferente	0	0	0	0	0	2	3	14	0	0	58	34	24	36	0	0	0
viva	80	80	80	80	80	78	77	64	78	78	20	43	53	39	76	77	76
viva + sofferente	80	80	80	80	80	80	80	78	78	78	78	77	77	75	76	77	76
numero totale piantule	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	14	20	66	50	50
Scrofularie spontanee	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	1
	5A	5A	5A	5A	5A	5A	5A	5A	5A	5A	5A	5A	5A	5A	5A	5A	5A
secca o morta	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	3	3	5	4	3	4
sofferente	0	0	0	0	0	2	3	14	0	0	58	34	24	36	0	0	0
viva	80	80	80	80	80	78	77	64	78	78	20	43	53	39	76	77	76
viva + sofferente	80	80	80	80	80	80	80	78	78	78	78	77	77	75	76	77	76
numero totale piantule	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	14	20	66	50	50
Scrofularie spontanee	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	1

Tabella 3.3. Tabella dei risultati delle parcelle sperimentali a *S. bicolor*.

	23 maggio 2008 1° settimana	30 maggio 2008 2° settimana	5 giugno 2008 3° settimana	17 giugno 2008 5° settimana	1 luglio 2008 6° settimana	16 luglio 2008 2° mese	12 agosto 2008 3° mese	16 settem. 2008 4° mese	17 ottobre 2008 5° mese	17 novem. 2008 6° mese	16 dicem. 2008 7° mese	15 genn. 2009 8° mese	16 febbr. 2009 9° mese	18 marzo 2009 10° mese	15 aprile 2009 11° mese	15 maggio 2009 12° mese	15 giugno 2009 13° mese
	1° sett. 05-08	2° sett. 05-08	3° sett. 06-08	4° sett. 06-08	5° sett. 07-08	2° mese 07-08	3° mese 08-08	4° mese 09-08	5° mese 10-08	6° mese 11-08	7° mese 12-08	8° mese 01-09	9° mese 02-09	10° mese 03-09	11° mese 04-09	12° mese 05-08	13° mese 06-08
1B	1B	1B	1B	1B	1B	1B	1B	1B	1B	1B	1B	1B	1B	1B	1B	1B	1B
secca o morta	0	5	11	30	81	86	95	102	100	101	103	106	107	108	108	108	109
sofferente	3	4	11	39	11	11	6	18	14	0	13	1	0	0	0	0	0
viva	117	111	98	51	28	23	19	0	6	19	4	13	13	12	12	12	11
numero totale piantule	0	0	0	2	2	0	0	0	0	4	4	4	2	4	4	11	6
Scrofularie spontanee	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2B	2B	2B	2B	2B	2B	2B	2B	2B	2B	2B	2B	2B	2B	2B	2B	2B	2B
secca o morta	1	5	11	14	23	29	40	77	83	89	96	96	98	103	98	99	100
sofferente	4	6	4	16	35	41	26	30	7	1	1	0	2	0	0	0	0
viva	115	109	105	90	62	50	54	13	30	34	23	24	20	17	22	21	20
numero totale piantule	0	0	0	0	1	1	1	0	0	5	6	14	9	19	19	15	10
Scrofularie spontanee	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
3B	3B	3B	3B	3B	3B	3B	3B	3B	3B	3B	3B	3B	3B	3B	3B	3B	3B
secca o morta	0	1	1	5	9	13	30	74	81	85	98	99	96	102	103	101	100
sofferente	0	0	1	5	11	16	30	39	1	1	0	0	1	0	0	0	0
viva	120	120	118	110	100	91	60	7	38	34	22	21	23	18	17	19	20
numero totale piantule	0	0	0	1	1	1	1	0	0	23	4	76	103	187	116	158	100
Scrofularie spontanee	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	75	58	20	52
4B	4B	4B	4B	4B	4B	4B	4B	4B	4B	4B	4B	4B	4B	4B	4B	4B	4B
secca o morta	1	1	7	9	27	48	107	120	118	118	118	119	119	119	119	119	119
sofferente	4	15	6	64	69	60	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
viva	115	104	107	47	24	12	1	0	1	2	2	2	1	1	1	1	1
numero totale piantule	0	0	0	4	1	3	0	0	0	12	0	24	24	37	30	54	19
Scrofularie spontanee	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	4	27	9
5B	5B	5B	5B	5B	5B	5B	5B	5B	5B	5B	5B	5B	5B	5B	5B	5B	5B
secca o morta	1	6	12	16	28	35	119	120	120	118	118	120	120	120	120	120	120
sofferente	2	4	6	49	65	39	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
viva	117	110	102	55	27	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
numero totale piantule	0	0	0	1	1	2	2	1	1	7	8	20	22	27	29	23	12
Scrofularie spontanee	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2	1

Figura 3.1. Andamento nel tempo delle piante vive nelle parcelle sperimentali a *P. lentiscus*

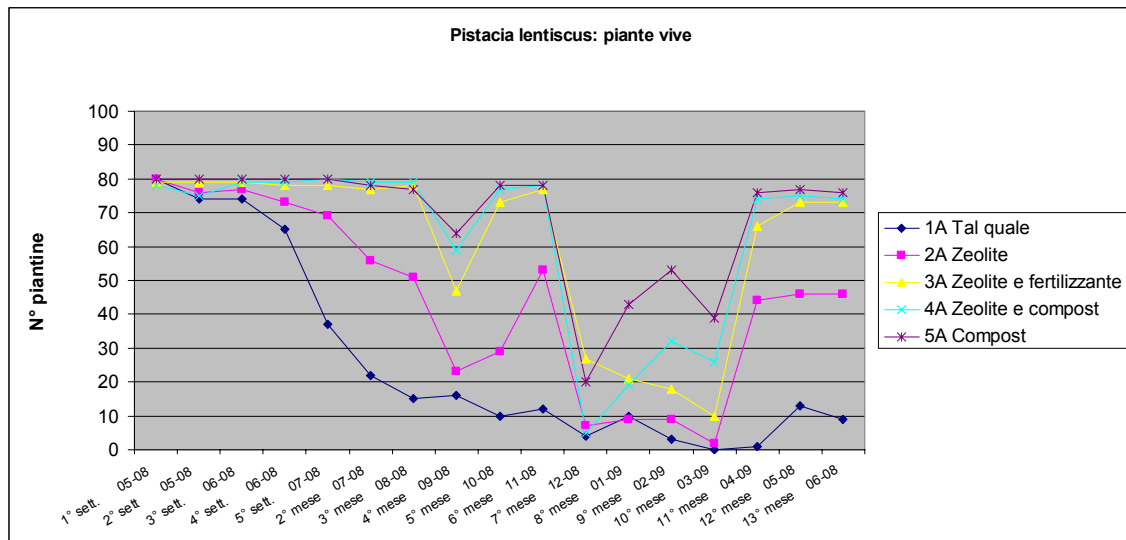


Figura 3.2. Andamento nel tempo delle piante secche o assenti nelle parcelle sperimentali a *P. lentiscus*

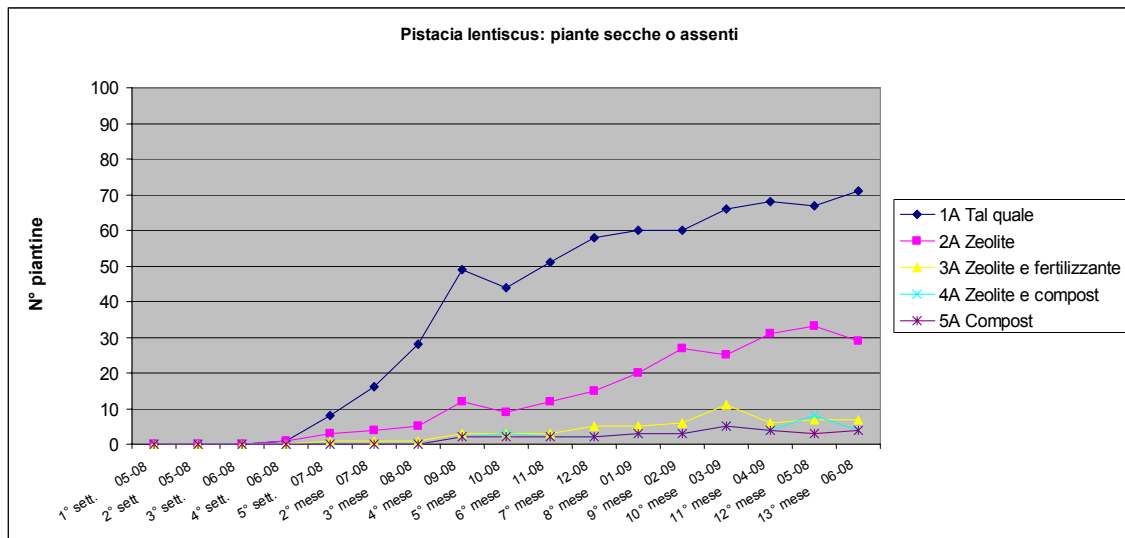


Figura 3.3. Andamento nel tempo delle piante vive e sofferenti nelle parcelle sperimentali a *P. lentiscus*

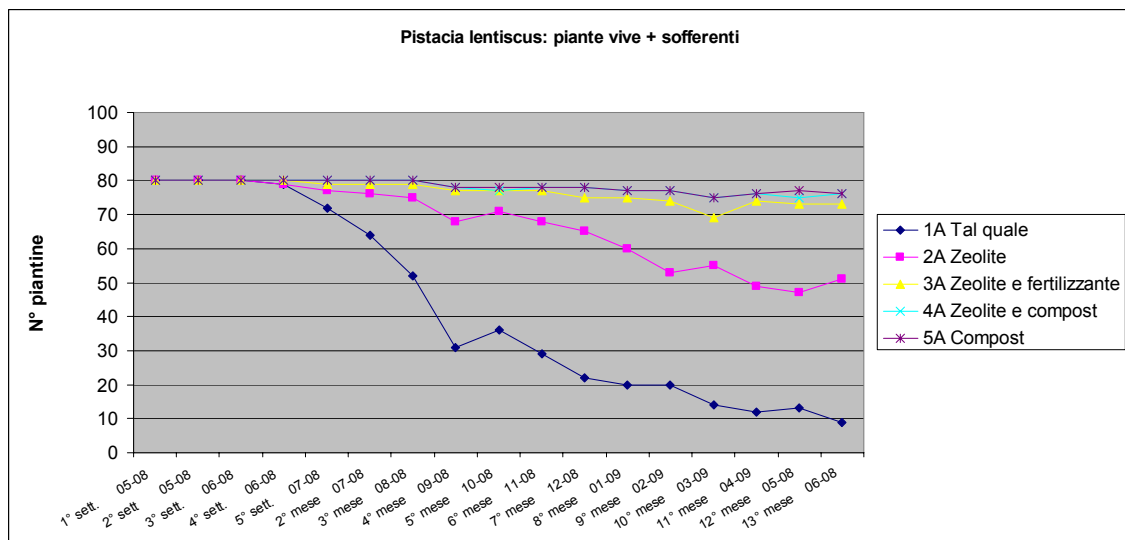


Figura 3.4. Andamento nel tempo delle piante vive nelle parcelle sperimentali a *S. bicolor*

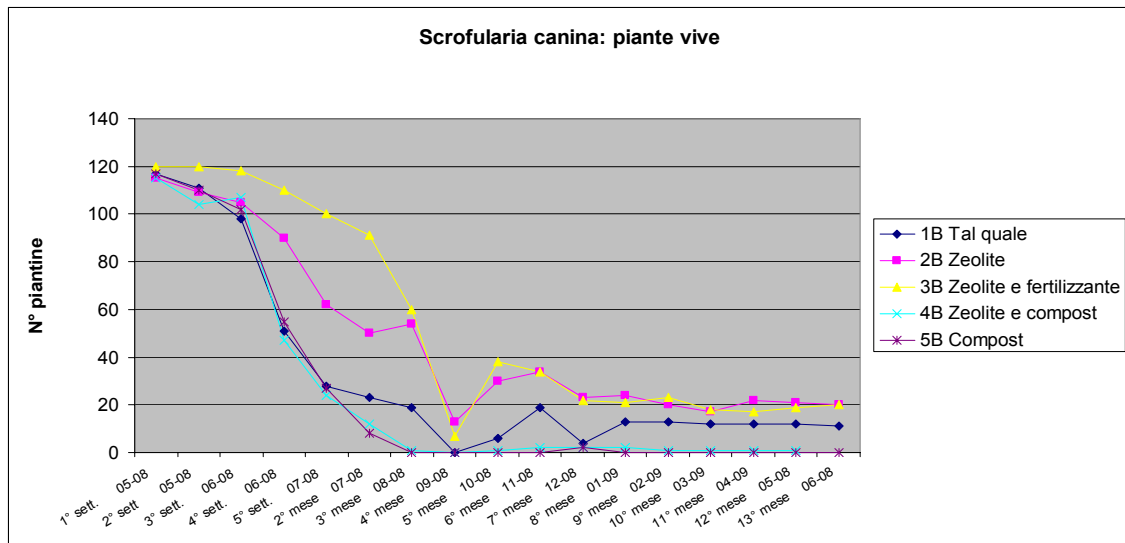


Figura 3.5. Andamento nel tempo delle piante secche o in stasi vegetativa nelle parcelle sperimentali a *S. bicolor*

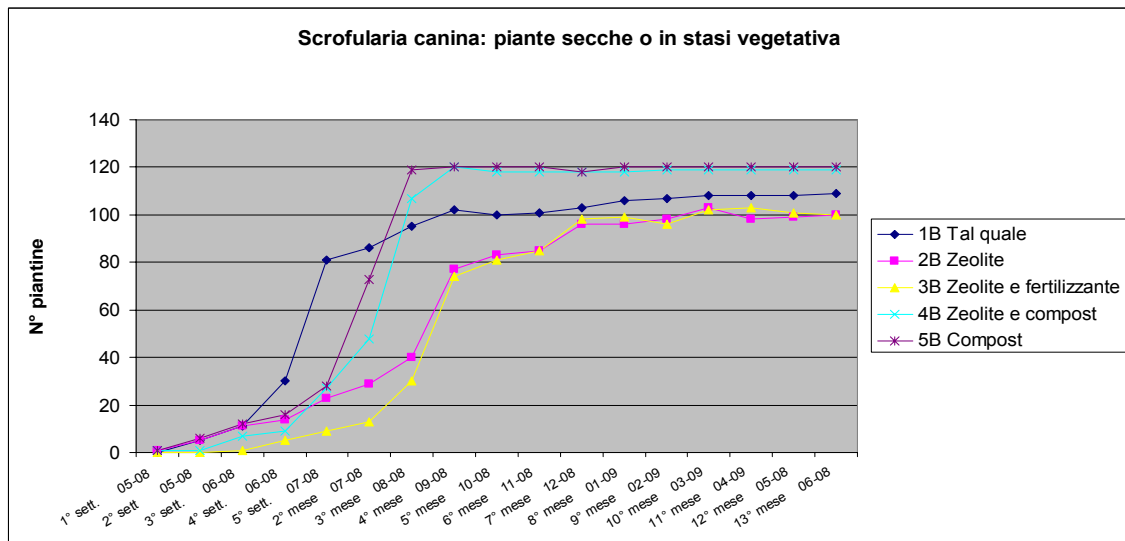


Figura 3.6. Andamento nel tempo delle piante, di varie specie, nate spontaneamente nelle parcelle sperimentali a *P. lentiscus*

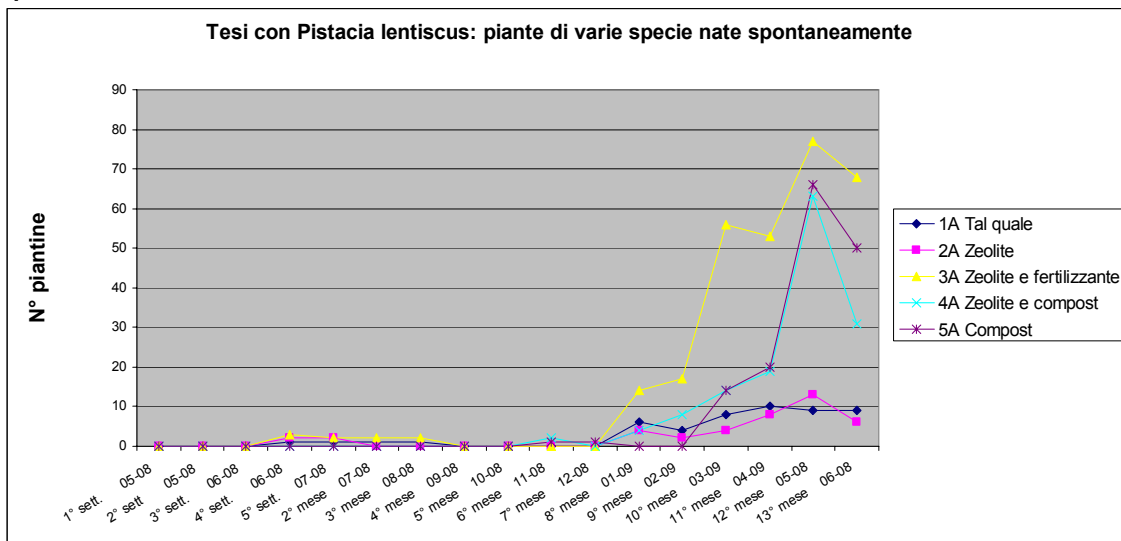


Figura 3.7. Andamento nel tempo delle piante, di varie specie, nate spontaneamente nelle parcelle sperimentali a *S. bicolor*

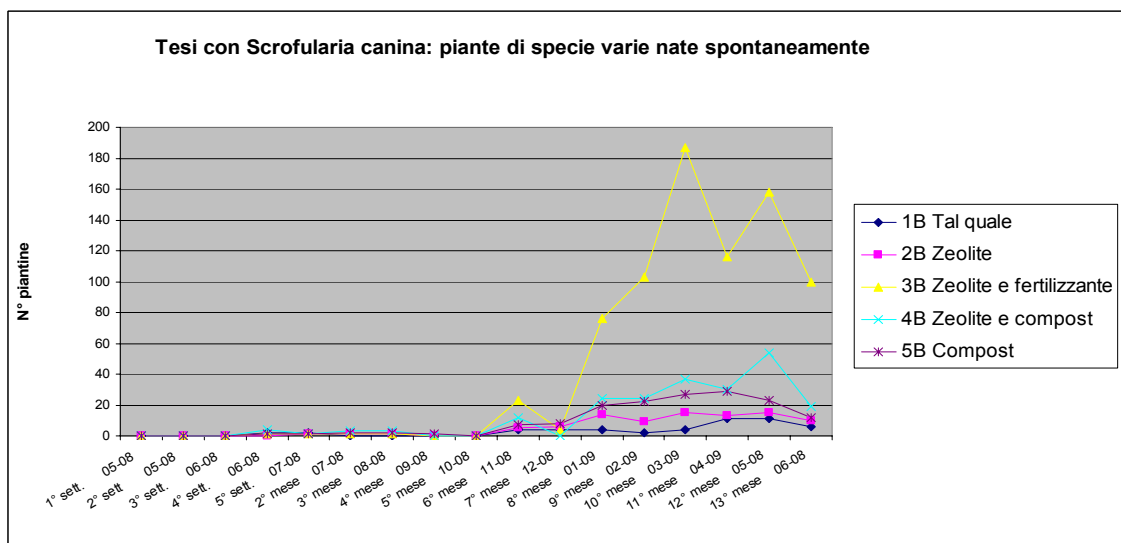
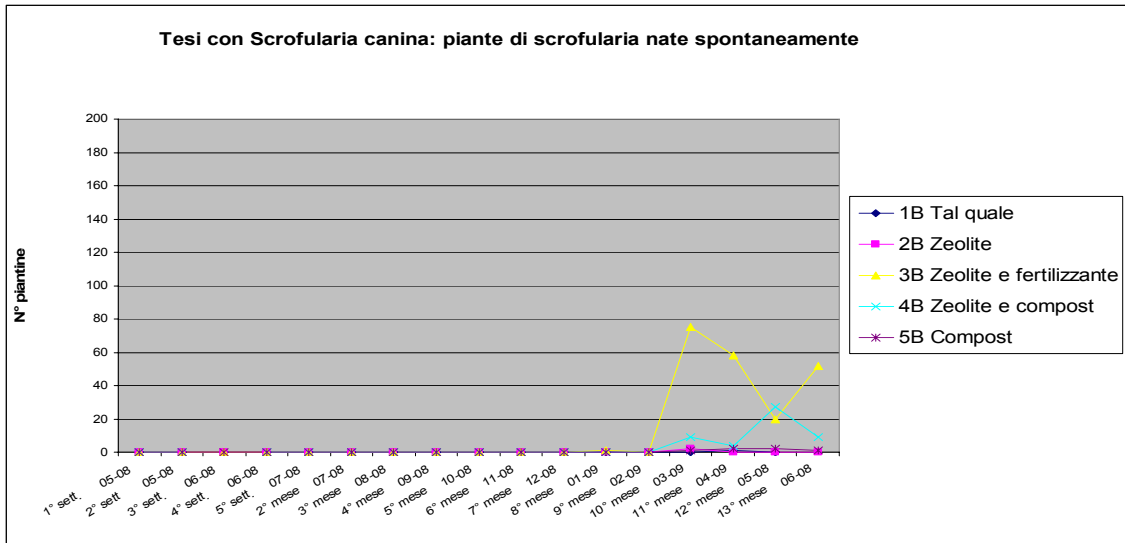


Figura 3.8. Andamento nel tempo delle piante di *S. bicolor* nate spontaneamente nelle parcelle sperimentali a *S. bicolor*



3.3. Caratterizzazione delle piante e dei terreni

Durante tutto l'arco della sperimentazione sono state valutate le concentrazioni di metalli Pb e Zn sia nelle piante che nel terreno.

La valutazione della concentrazione di metalli nelle piante permette di verificare l'affinità, la tolleranza, la capacità di assorbimento delle stesse nei confronti dei metalli, nonché l'influenza che gli ammendanti utilizzati hanno su queste caratteristiche.

La concentrazione di metallo nel terreno permette inoltre di verificare l'efficienza del processo di phytoremediation nella rimozione dei metalli dal terreno e l'influenza della presenza degli ammendanti nel processo.

3.3.1. Metodiche di analisi di piante e terreni

Le specie vegetali estratte dal terreno di crescita sono state lavate in maniera accurata con acqua di rete in modo tale da eliminare i residui di suolo e di pulviscolo atmosferico su esse depositati. I campioni sono quindi stati essiccati in stufa a 105°C e digeriti con acqua regia.

Sui terreni delle diverse parcelle sperimentali è stata fatta una parziale caratterizzazione chimica e fisica per verificare come questi parametri possono influenzare la biodisponibilità dei metalli per le piante, la loro crescita e l'efficienza di trattamento del terreno. I parametri di caratterizzazione fisica analizzati sono stati la capacità di scambio cationico e il pH mentre quelli di caratterizzazione chimica sono essenzialmente il contenuto di carbonio organico e di azoto.

La capacità di scambio cationico è infatti un fattore che può influenzare il contenuto biodisponibile del metallo. Bassi valori di pH possono invece modificare la capacità di scambio cationico limitando il numero di siti di scambio disponibili. Il contenuto di carbonio e azoto può invece influenzare la crescita vegetale e può limitare l'effetto tossico determinato dalla presenza dei metalli. Il contenuto di carbonio organico è stato valutato con un analizzatore elementare CHN mentre la capacità di scambio cationico è stata determinata utilizzando il metodo del BaCl₂ (G.U. n° 248, 21/10/1999).

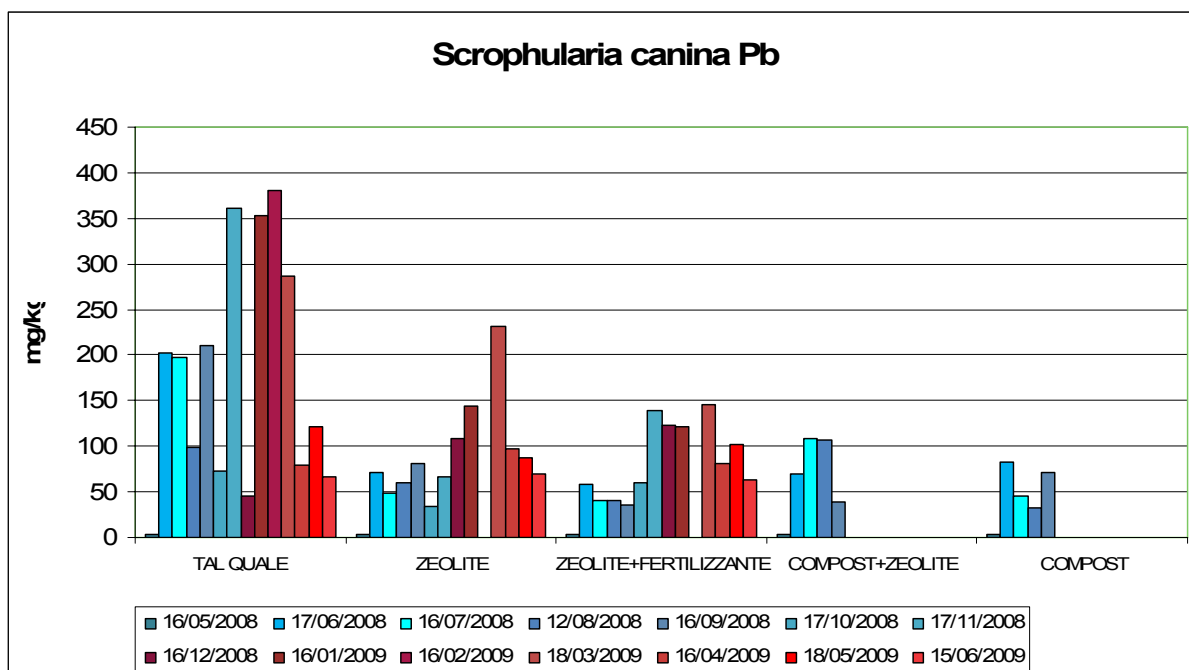
Sono stati inoltre valutati il contenuto totale di metalli nel suolo attraverso l'estrazione con acqua regia (G.U. n° 248, 21/10/1999) e la frazione biodisponibile attraverso una procedura di estrazione sequenziale (Barbafieri et al., 1996). Questo metodo permette di separare il metallo in tre diverse frazioni: la frazione estraibile con H₂O (solubile), la frazione estraibile con KNO₃ (scambiabile) e la frazione estraibile con EDTA (frazione complessata o adsorbita). Queste frazioni sommate rappresentano la frazione biodisponibile di metallo.

3.3.2. Caratterizzazione delle piante

È stata monitorata la concentrazione di metalli nella pianta durante la sperimentazione. In particolare è stata valutata mensilmente la concentrazione nelle foglie e ogni tre mesi la concentrazione nelle radici. Inoltre si è studiata l'evoluzione nel tempo del rapporto fra la concentrazione nella parte aerea e nelle radici che consente di valutare le modalità di accumulo dei metalli nella pianta. La mancanza di dati sulla *S. bicolor* nei mesi da ottobre 2008 a giugno 2009 in alcune parcelle sperimentali è dovuta alla morte delle piante presenti in questi terreni.

In Figura 3.9 viene mostrata la variazione della concentrazione di piombo nelle foglie della *S. bicolor* con il tempo. La concentrazione, dopo un'iniziale crescita repentina, sembra subire una variazione moderata con il tempo con un aumento in corrispondenza al mese di febbraio in particolare e una riduzione successiva. Si nota una differenza nell'accumulo del piombo nei terreni trattati con un accumulo massimo nel terreno tal quale. La concentrazione di piombo raggiunge infatti un valore massimo pari a 380 mg/kg nel terreno tal quale, mentre con l'utilizzo di zeolite si riduce l'accumulo di piombo fino a 230 mg/kg, e con la zeolite miscelata con fertilizzante si raggiunge un valore massimo intorno a 130 mg/kg; i valori della concentrazione nei terreni trattati con il compost risultano poco confrontabili perché le piante hanno sopravvissuto meno al trattamento.

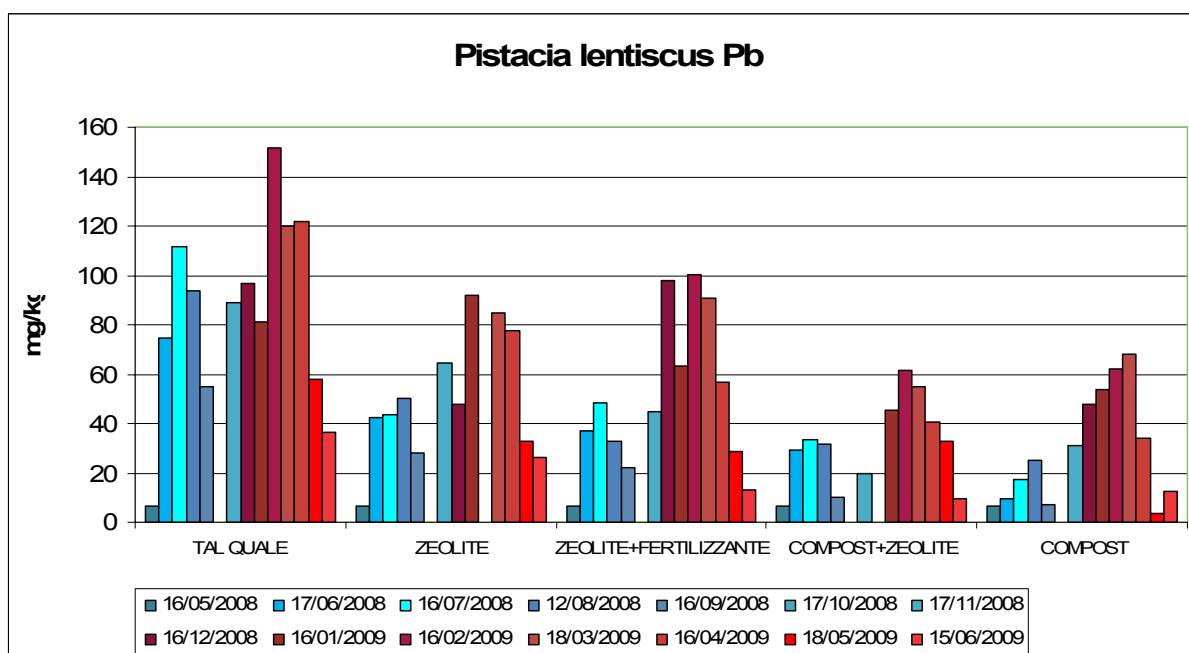
Figura 3.9. Concentrazione di piombo nelle foglie della *S. bicolor* nel tempo



La variazione della concentrazione di piombo nel *P. lentiscus* è invece mostrata nella Figura 3.10.

L'andamento della concentrazione nel tempo per quanto riguarda il *P. lentiscus* sembra seguire delle dinamiche analoghe a quelle che vengono seguite per la *S. bicolor*, è rilevabile però una sostanziale differenza fra le concentrazioni massime assorbite dalle piante nei diversi terreni. La concentrazione di piombo raggiunge un valore massimo pari a 150 mg/kg nel terreno tal quale, 90 mg/kg nel terreno miscelato con zeolite e 100 mg/kg nel terreno con zeolite e fertilizzante, mentre nei terreni trattati con compost la concentrazione raggiunge, sia in presenza di zeolite che con solo compost, dei valori intorno ai 60 mg/kg.

Figura 3.10. Concentrazione di piombo nelle foglie del *P. lentiscus* nel tempo



I trattamenti effettuati sembra che abbiano quindi un effetto positivo nella riduzione della concentrazione di piombo nella parte aerea (fitostabilizzazione); il compost sembra avere un effetto più accentuato anche se il trattamento ha determinato la morte delle piante di *S. bicolor* in particolare. Questo dato risulta essere in linea con i dati rilevati in letteratura (Liu e Zhou, 2009). Secondo Chen et al (2000) e Lombi et al. (2002) questa riduzione può essere attribuita a un aumento del pH e al fissaggio del metallo disponibile nel suolo.

Per quanto riguarda lo zinco, le concentrazioni rilevate nella pianta sono sostanzialmente diverse (molto più alte), ma sia la variazione con il tempo che la variazione dell'accumulo in funzione del tipo di terreno sembra essere simile a quella riscontrata per il piombo (Figure 3.11 e 3.12).

Figura 3.11. Concentrazione di zinco nelle foglie della *S. bicolor* nel tempo

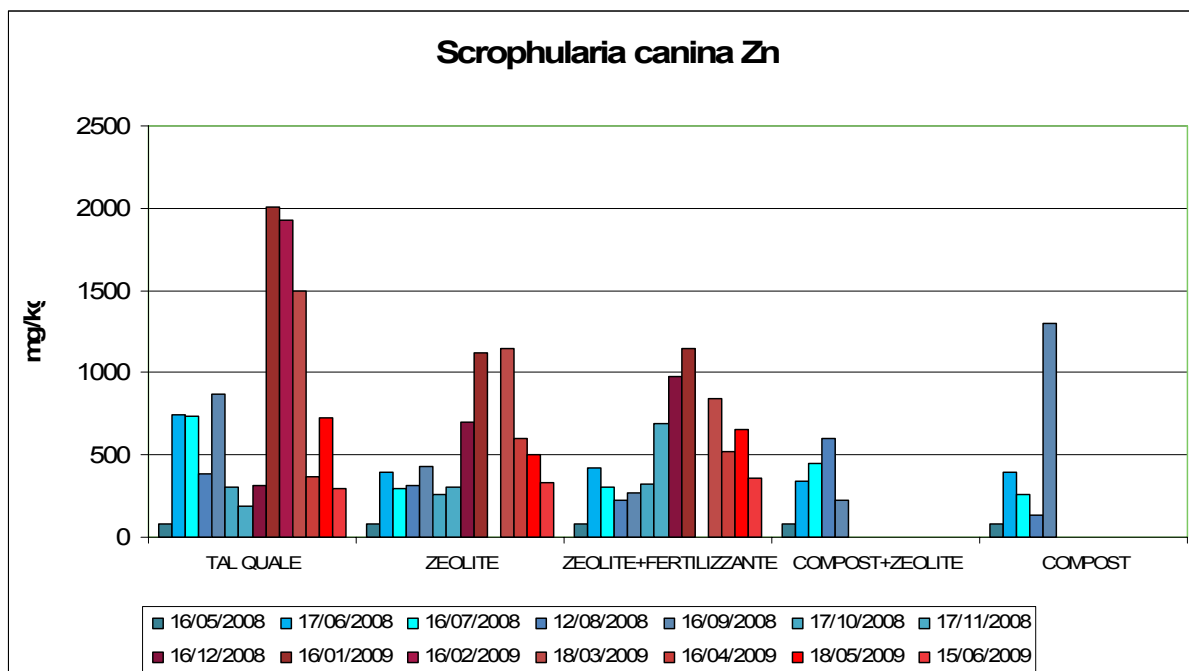
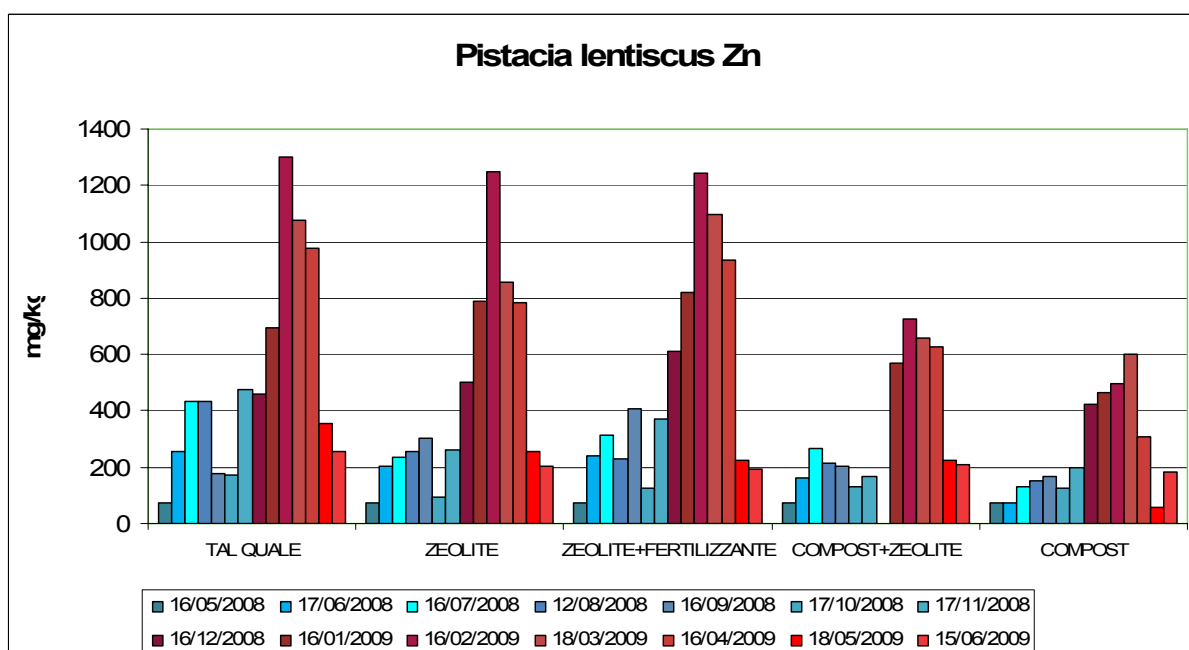


Figura 3.12. Concentrazione di zinco nelle foglie del *P. lentiscus* nel tempo



In particolare nella *S. bicolor* (Figura 3.11), l'accumulo massimo di zinco nel tal quale raggiunge 2000 mg/kg, mentre nei terreni trattati con zeolite e zeolite con fertilizzante raggiunge 1100 mg/kg e nei terreni trattati con compost con zeolite raggiunge 600 mg/kg, con solo compost circa 1300 mg/kg.

Per il *P. lentiscus* (Figura 3.12) il comportamento è leggermente differente. La concentrazione di zinco raggiunge infatti 1300 mg/kg nel terreno tal quale ma non è molto differente nei terreni con zeolite e zeolite e fertilizzante, mentre nei terreni con compost con o senza zeolite la concentrazione di metallo risulta compresa fra 600 e 700 mg/kg.

Le due specie inoltre mostrano una diversa affinità per entrambi i metalli. L'accumulo di metallo (zinco e piombo) nella *S. bicolor* è circa doppio rispetto all'accumulo in *P. lentiscus* in tutti i terreni. L'aumentato accumulo di metallo determina però anche una ridotta tolleranza delle piante e quindi una minore sopravvivenza in *S. bicolor*.

Risulta interessante la valutazione della variazione della concentrazione nelle radici delle piante con il tempo (Figure 3.13 – 3.14 – 3.15 – 3.16) e l'evoluzione con il tempo del rapporto di concentrazione dei metalli nella parte aerea rispetto alla radice. La valutazione di questo parametro permette di valutare le modalità di accumulo dei metalli nella pianta, l'evoluzione nel tempo e la variabilità in base alle caratteristiche del terreno.

Figura 3.13 e 3.14. Concentrazione di piombo nelle radici della *S. bicolor* e del *P. lentiscus* nel tempo

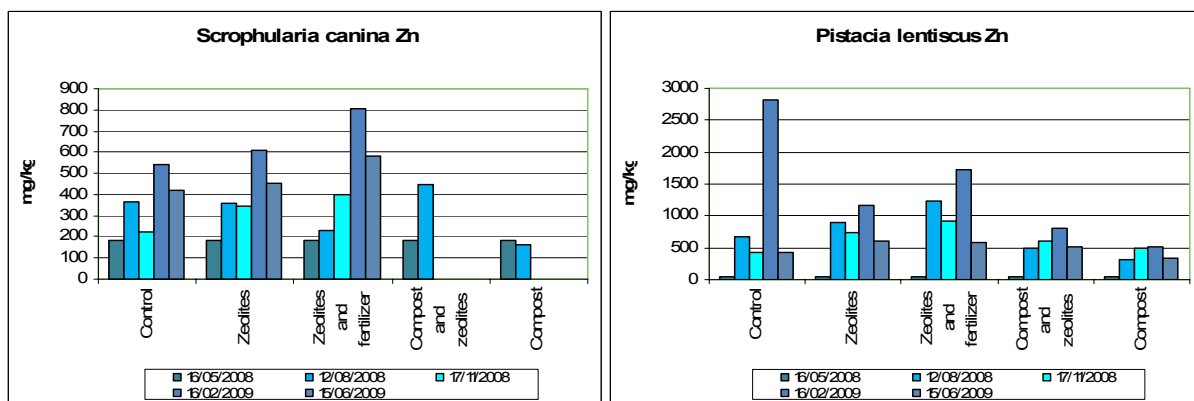
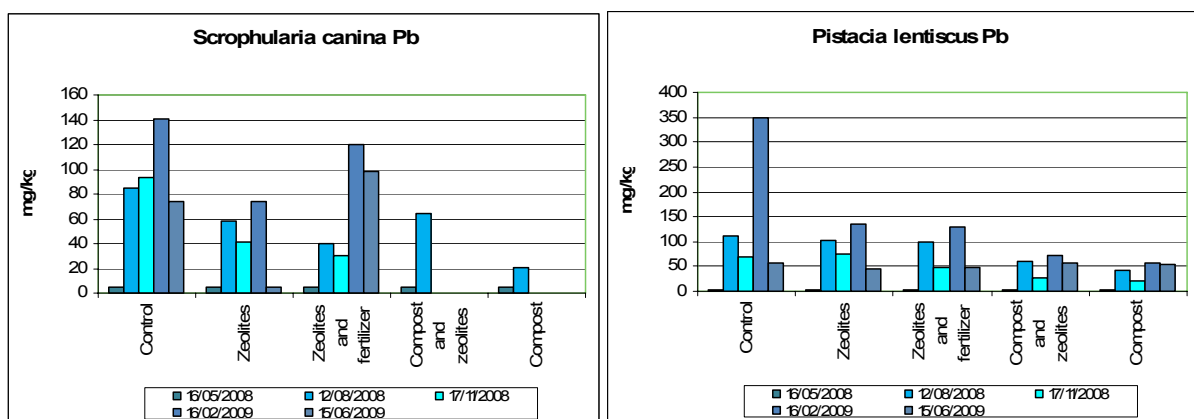


Figura 3.15 e 3.16. Concentrazione di zinco nelle radici della *S. bicolor* e del *P. lentiscus* nel tempo

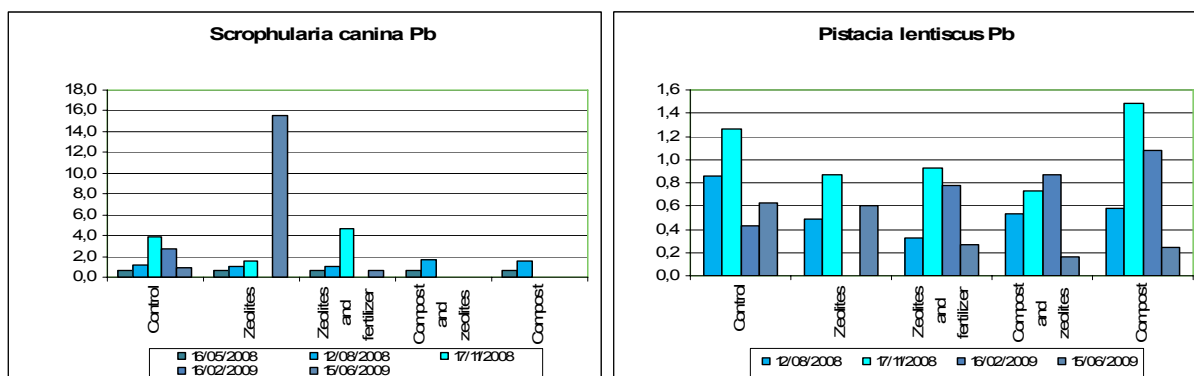


Per quanto riguarda la concentrazione nelle radici, sembra che la concentrazione massima sia generalmente rilevabile in corrispondenza del mese di Febbraio 2009. Si riscontra in generale un accumulo minore nelle radici nei terreni trattati rispetto al controllo, ma le differenze di concentrazione medie sono meno rilevanti rispetto a quelle rilevate nelle foglie e in alcuni casi l'accumulo di metallo nelle radici nei terreni trattati, è superiore rispetto a quello del controllo; non esiste inoltre una

relazione facilmente riconoscibile fra il tipo di ammendante e l'accumulo di metallo. Nel caso della *S. bicolor* sembra che la presenza di zeolite e fertilizzante possa favorire l'accumulo di metallo nelle radici.

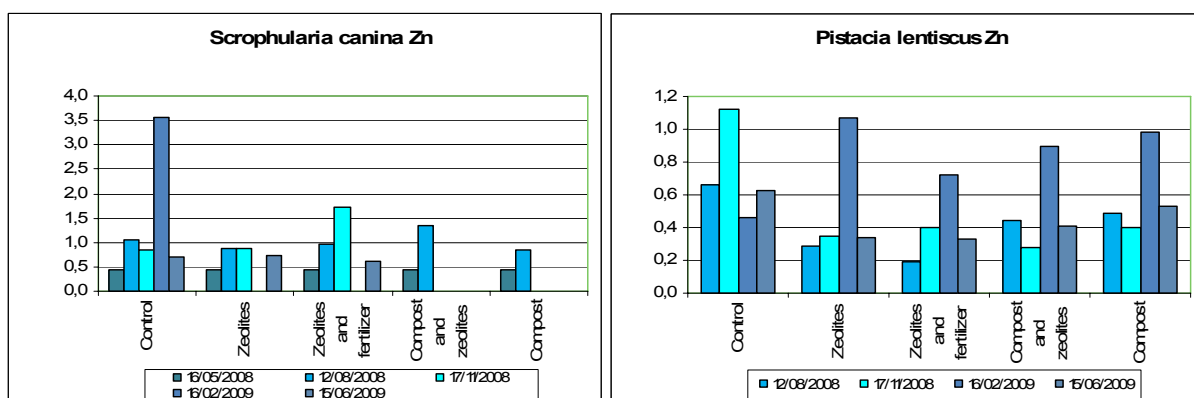
Il diverso comportamento nelle radici rispetto alla parte aerea è legato a un mutamento del processo di assorbimento del metallo nel tempo. Questo mutato comportamento si può mettere in evidenza in particolare attraverso l'analisi della variazione nel tempo del rapporto di concentrazione fra la parte aerea e le radici (Figure 3.17 – 3.18 – 3.19 – 3.20).

Figura 3.17 e 3.18. Rapporto di concentrazione di piombo fra parte aerea e radici della *S. bicolor* e del *P. lentiscus* nel tempo



In particolare si possono notare due comportamenti leggermente diversi quantitativamente per le due piante ma simili per quanto riguarda i due metalli. In particolare la *S. bicolor* è caratterizzata da un rapporto di concentrazione crescente nel tempo sia per il piombo che per lo zinco ad indicare una acquisita affinità con il tempo per il metallo e una aumentata capacità di trasportarlo nella parte aerea. Il comportamento risulta uguale come andamento ma differente quantitativamente per quanto riguarda i terreni miscelati con compost in cui la capacità di assorbire il metallo è tale da impedire la crescita della pianta che, dopo i primi mesi di sperimentazione, non sopravvive. Il terreno dove risulta massimo l'aumento di capacità di accumulare il piombo nella parte aerea con il tempo è il terreno miscelato con zeolite e zeolite e fertilizzante dove l'aumento di concentrazione ponderale nella parte aerea è maggiore rispetto a quello riscontrato nelle radici.

Figura 3.19 e 3.20. Rapporto di concentrazione di zinco fra parte aerea e radici della *S. bicolor* e del *P. lentiscus* nel tempo



Per quanto riguarda il *P. lentiscus*, il rapporto di concentrazione fra parte aerea e radici è molto inferiore. Si può quindi verificare che l'aumento ponderale della concentrazione nella parte aerea è maggiore per la *S. bicolor* rispetto al *P. lentiscus*; questo può aver determinato anche una minore tolleranza ai metalli della prima rispetto al secondo. Il valore iniziale del rapporto di concentrazione è da considerare poco rilevante ai fini dell'analisi dei dati perché relativo a concentrazioni molto basse e non è stato inserito nel grafico per quanto riguarda lo zinco. Si può pensare in questo caso che le concentrazioni in parte aerea e radici iniziali siano praticamente equivalenti.

L'applicazione degli ammendanti si può dire che in generale abbia determinato, anche se non in maniera molto evidente, una riduzione del rapporto di concentrazione a causa di un aumentato accumulo nelle radici rispetto alla parte aerea. Questo risultato sembra essere in linea con i risultati di ricerche sull'utilizzo di ammendanti che si trovano in letteratura (Liu e Zhou, 2009; Lombi et al., 2002; Zornoza et al., 2002).

3.3.3. Caratterizzazione dei terreni

È stata valutata la variazione della concentrazione di metallo totale nel terreno nel tempo (3.21 - 3.22 3.23 - 3.24) e la sua dipendenza dalle caratteristiche dei terreni. A questo scopo sono stati prelevati dei campioni di terreno ogni tre mesi ed è stata valutata la concentrazione sia di metallo totale che quella biodisponibile.

Non sembra visibile una variazione rilevante di concentrazione in funzione del tipo di terreno o della specie vegetale utilizzata ma si osserva una diminuzione rilevante durante il periodo di sperimentazione e in particolare una riduzione massima a Dicembre del 2008, in corrispondenza al periodo in cui è stato massimo il carico delle piogge. La concentrazione osservata si riporta poi a valori leggermente maggiori, anche a causa della difficoltà di prelevare campioni omogenei e quindi con qualche margine di errore nella caratterizzazione. Si osserva comunque una diminuzione abbastanza rilevante nel periodo di un anno di sperimentazione. In particolare la concentrazione di piombo è diminuita da una concentrazione iniziale di circa 2800 mg/kg a un valore intorno ai 2000 mg/kg e la concentrazione di zinco ha subito una flessione da 11000 mg/kg a 6500 mg/kg.

Figura 3.21 e 3.22. Concentrazione di piombo nei terreni con *S. bicolor* e con *P. lentiscus* nel tempo

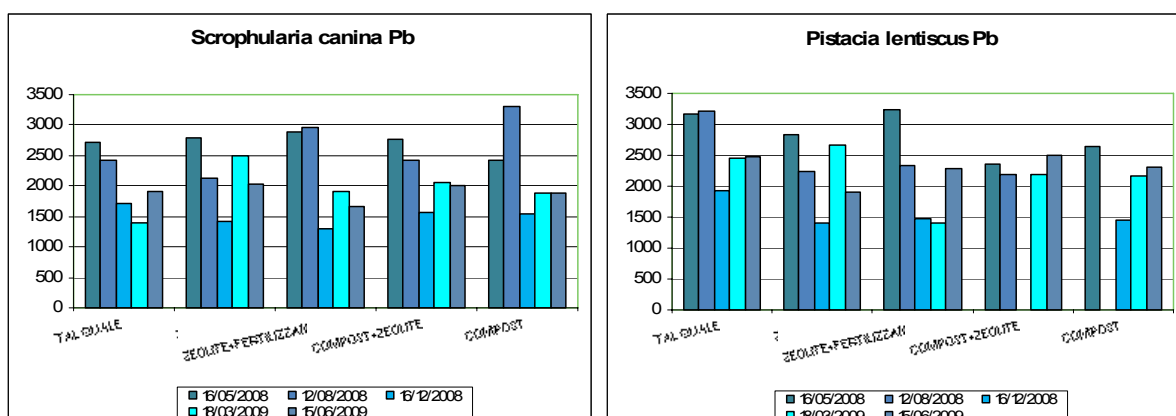
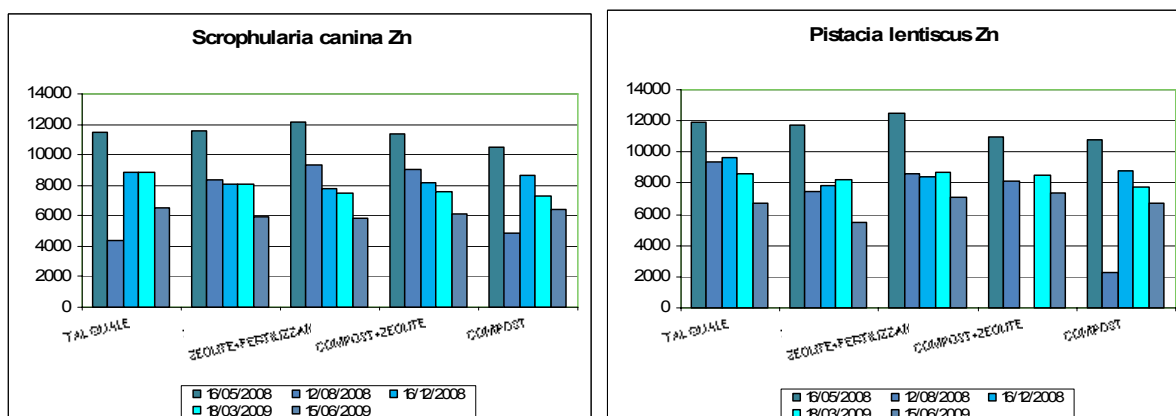


Figura 3.23 e 3.24. Concentrazione di zinco nei terreni con *S. bicolor* e con *P. lentiscus* nel tempo



3.3.4. Metallo biodisponibile nel terreno e relazione con la concentrazione del metallo nelle foglie

È stata analizzata la concentrazione di metallo biodisponibile nei diversi terreni e la sua variazione con il tempo.

Dai dati riportati nelle figure 3.25, 3.26, 3.27 e 3.28 si può riscontrare una riduzione della frazione biodisponibile di piombo e zinco in tutti i terreni che può essere conseguenza sia dell'assorbimento del metallo nella pianta, sia del dilavamento provocato dalle abbondanti precipitazioni osservate nel periodo. Se per quanto riguarda lo zinco sembra che questa riduzione non sia influenzata dal tipo di terreno e dalla pianta utilizzata, per il piombo la variazione sembra non dipendere in maniera sostanziale dal tipo di pianta utilizzata ma varia, anche se leggermente, nei diversi tipi di terreno essendo inferiore nei terreni trattati con il compost rispetto a quelli trattati con la zeolite. L'effetto di riduzione della frazione biodisponibile risulta essere plausibile ed in linea con i risultati sperimentali ottenuti in letteratura. Lin e Zhou (2009) hanno infatti dimostrato che l'applicazione di vari tipi di ammendanti al suolo determina una riduzione della frazione scambiabile del metallo a favore della frazione residua. Lo stesso risultato è confermato da Mench et al. (1994) e da Cao et al. (2003).

Questo potrebbe significare che gli ammendanti utilizzati hanno un'influenza positiva nella riduzione della frazione biodisponibile di piombo nel terreno, aspetto da considerare quando l'obiettivo sia quello della fitostabilizzazione.

Figura 3.25 e 3.26. Concentrazione di piombo biodisponibile nei terreni con *S. bicolor* e con *P. lentiscus* nel tempo

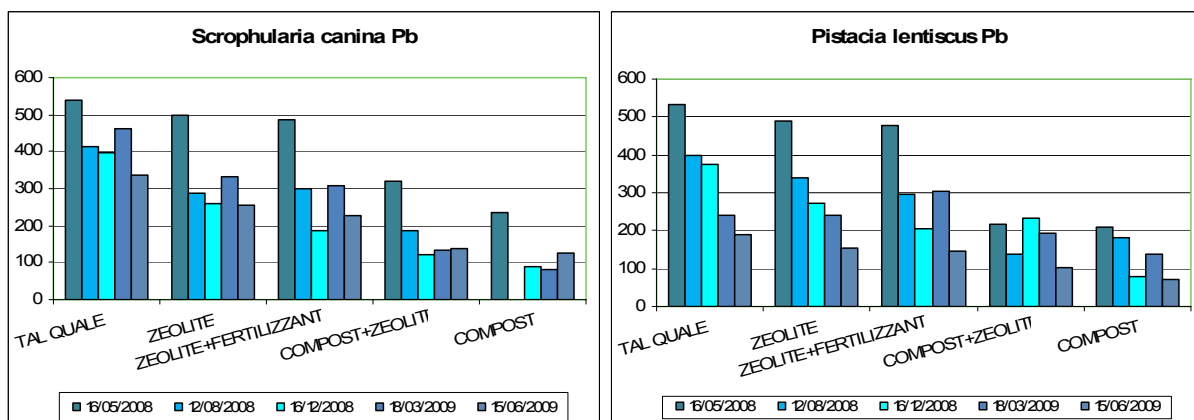
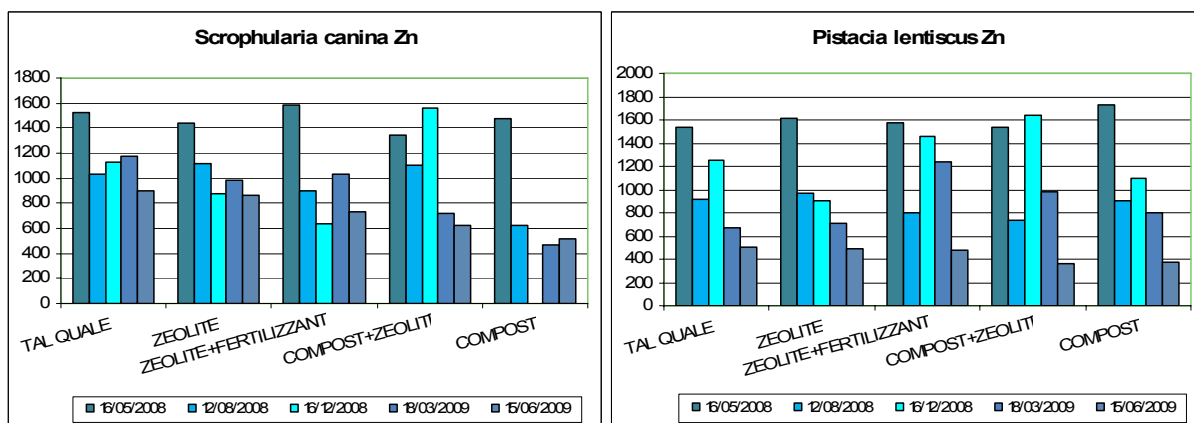


Figura 3.27 e 3.28. Concentrazione di zinco biodisponibile nei terreni con *S. bicolor* e con *P. lentiscus* nel tempo



3.4. CONCLUSIONI

3.4.1. Considerazioni conclusive sulla rivegetazione

Le tesi migliori, dal punto di vista agronomico e botanico, si sono confermate quelle con zeolite + fertilizzante e con zeolite, sia per il *P. lentiscus* che per *S. bicolor*. Inoltre, dopo l'ultimo rilevamento, anche la parcella con compost piantumata con *P. lentiscus* ha mostrato una vera e propria esplosione vegetativa, che meriterà delle più approfondite considerazioni dopo gli ulteriori monitoraggi previsti nei mesi a venire (agosto, novembre, febbraio).

Colpisce, inoltre, il fatto che *S. bicolor* della tesi con zeolite e fertilizzante, o con sola zeolite, sebbene soggetta a fallanze ha comunque potuto produrre dei semi vitali che hanno permesso la nascita di molte nuove piante (anche all'esterno delle parcelle). Altro dato rilevante è la varietà floristica riscontrata nelle parcelle con zeolite e fertilizzante.

Sembrerebbe possibile azzardare l'ipotesi che un intervento con zeolite e fertilizzante possa essere sufficiente per promuovere la rivegetazione di questa tipologia di aree degradate, permettendo lo sviluppo dei processi di fitostabilizzazione. Altro dato interessante è il fatto che molte nuove *S. bicolor* sono nate dalle prime piante messe a dimora. In considerazione di tale dato, per promuovere la crescita di *S. bicolor*, basterebbe intervenire con una semina diretta su substrati precedentemente lavorati e miscelati con zeolite e fertilizzante, evitando il costo di una predisposizione di talee o piantine da seme ed il successivo trapianto e trattamento irriguo.

3.4.2. Considerazioni conclusive sugli aspetti di phytoremediation

Sulla base dei dati sperimentali, si può concludere che il trattamento di phytoremediation risulta applicabile al sito sperimentale specifico. È stata infatti dimostrata la tollerabilità del metallo da parte delle piante utilizzate, ed in particolare misura in presenza degli ammendanti, ed è stato anche raggiunto l'obiettivo di una riduzione della concentrazione totale di metallo nel terreno; la zeolite sembra avere avuto un'influenza positiva sulla crescita delle piante e più in generale l'applicazione degli ammendanti ha permesso di ridurre la frazione biodisponibile di metallo e la quantità di metallo assorbita dalla pianta; fra gli ammendanti applicati il più efficace risulta essere la zeolite accoppiata al fertilizzante. Gli effetti positivi di aumento dell'immobilizzazione del metallo sono stati accompagnati anche da una maggiore crescita di entrambe le specie vegetali.

4. BIBLIOGRAFIA

1. Aggiornamento e completamento della cartografia in scala 1:100'000 della Sardegna attraverso la realizzazione delle carte delle aree sensibili alla desertificazione

Aru A., Baldaccini P., Loj G. 1989. I suoli: caratteristiche che determinano la marginalità e la loro valutazione per il pascolo. Atti del C.N.R. Progetto I.P.R.A.

Bianco G., Loj G.. 2000. Il Programma per la lotta alla siccità e alla desertificazione della Regione Sardegna nel contesto nazionale: il contributo dell'ERSAT e del SAR. Convegno regionale su: siccità: monitoraggio, mitigazione, effetti. Villasimius 21-23 settembre 2000.

Bunte K., Poesen J. 1993. Effects of rock fragment covers on erosion and transport of non-cohesive sediment by shallow overland flow. *Water Resources Research* 29:1415-1424.

Clark S.C. 1996. Mediterranean ecology and an ecological synthesis of the field sites. In: J. Brandt and J. Thornes (eds), *Mediterranean desertification and land use*, John Wiley & Sons, 271-299 pp.

D'Antonio A., Tosco D., Aramini G., Bellino F., Guaitoli F., Di Lisa G.A., Loj G., Pumo A., Reale T., Viviano L.. 1999. "Aspetti della sensibilità e vulnerabilità dei suoli in Italia meridionale e insulare", Firenze 18 - 20 ottobre 1999.

Delogu G., Loj G., Marquetti R., Marini A. 1988. Dati landsat TM: confronto di metodologie per l'elaborazione di indici di vegetazione in Sardegna. Atti del II Convegno A.I.T.1988, Bolzano.

Di Gregorio F., Loj G., Marini A. 1988. Applicazioni di metodi diversi di telerilevamento per lo studio delle zone umide di Sale Porcus e Is Benas. Atti del III Convegno Internazionale di studi geografici, 1988 Sassari.

FAO-UNESCO. 1989. International Soil Reference and Information Centre. Soil Map of the World. Revised legend. World Soil Resources Report n. 60. Roma.

Francis C.F., Thornes J.B. 1990. Runhoff Hydrographs from three Mediterranean vegetation cover types. In: *Vegetation and erosion, processes and environments*. John Wiley & Sons, Chichester, 333-352 pp.

Gruppo di lavoro Ersat-R.A.S.-Università di Cagliari. 1991. Direttive per l'attitudine dei suoli al pascolo ed all'uso agricolo. Atti del convegno su la difesa del suolo, ERSAT, Cala Gonone, 1991.

ISTAT 2001. V Censimento Nazionale dell'Agricoltura. Database on line: sezione 5-Consistenza degli allevamenti.

Kosmas C., Kirkby M., Geeson N. 1999. Manual on key indicators of desertification and mapping environmentally sensitive areas to desertification. In: the MEDALUS project - Mediterranean desertification and land use. European Commission, Brussels.

Kosmas C., Moustakas N., Danalatos N.G., and Yassoglou N. 1995. The effect of land use change on soil properties and erosion along a catena. In: J. Brandt and J. Thornes (eds), *Mediterranean desertification and land use*, John Wiley & Sons, 271-299 pp.

Kosmas C., Poesen J., Briassouli H. 1999b. Key indicators of desertification at the ESA scale. In: the MEDALUS project - Mediterranean desertification and land use. European Commission, Brussels.

Madrau S., Loj G., Baldaccini, P. 1999. A model for evaluating the suitability of grazing land to the sardinian soils. Internal publication of ERSAT and MEDALUS project, Cagliari. (Modello per la valutazione dell'attitudine al miglioramento dei pascoli dei suoli della Sardegna. ERSAT-MEDALUS, Sassari, Stampa in proprio).



Motroni A., Canu S., Bianco G., Loj G. 2004. Un GIS per l'individuazione delle aree sensibili alla desertificazione (ESAs) nella Regione Sardegna. Geoesplora Workshop 2004. VI Conferenza di Mondogis. Roma, 26-27 maggio 2004. In: MondoGis, Gennaio/Febbraio 2005.

Motroni A., Canu S., Bianco G. and Loj G. 2008. Monitoring Sensitive Areas To Desertification In Sardinia: The Contribute Of The Regional Agrometeorological Service. In: A. Marini and M. Talbi (eds.), Desertification and Risk Analysis Using High and Medium Resolution Satellite Data. Chapter 10, pp. 117-128. Springer Netherlands, 2008

Mulè P., Dessì G., Deroma M., Madrau S. 2002. Il degrado dei suoli per calpestio da sovrappascolamento. Un esempio in Sardegna. et al. Estimo e territorio, n°2, febbraio 2002.

Pittalis D. 2003. Applicazione di una metodologia per l'individuazione di aree sensibili alla desertificazione nel territorio comunale di Sassari mediante elaborazione GIS. Tesi di laurea, A.A. 2001-2002. Università degli Studi di Sassari - Facoltà di Agraria.

Poesen J., Torri D., Bunte K. 1994. Effects of rock fragments in soil erosion by water under different spatial scales: a review. Catena, 23: 141-166.

United States Department of Agriculture. 1999. National Resources Conservation Service. Soil taxonomy. Agriculture Handbook n. 436, 2nd edition, Washington D.C.

2. Programma coordinato delle attività, interventi, emanazione di protocolli operativi, sistemi innovativi di rilevamento e di norme tecniche per la prevenzione e/o definizione dei processi di degrado delle Risorse Idriche Sotterranee ed in particolare da inquinamento da nitrati nell'area pilota (Nurra di Alghero Sardegna NO)

AQUILINA L., LADOUCHE B., DRFLIGER N. (2005). Recharge processes in karstic systems investigated through the correlation of chemical and isotopic composition of rain and spring-waters. Appl. Geochem., 20: 2189-2206.

AQUILINA L., LADOUCHE B., DRFLIGER N. (2006). Water storage and transfer in the epikarst of karstic systems during high flow periods. Journal of Hydrology, 327: 472-485.

ARAVENA, R., EVANS, M.L., CHERRY, J.A. (1993). Stable isotopes of oxygen and nitrogen in source identification of nitrate from septic systems. Ground Water 31, 180–186.

BARBIERI G., BARBIERI M., CAMBULI P., GHIGLIERI G., VERNIER A., VIGO A. (2004). Caratterizzazione tipologica dei rapporti tra fenomeni di desertificazione ed acque superficiali e sotterranee, osservati e studiati in Sardegna. - Congresso Internazionale Environnement Identité Méditerranée – EIM 2004 Corte 19-25 Luglio 2004 EIM 2004 Corte 19-25 Luglio 2004 Actes du Congrès International – Gestion de l'eau - 2.4.2 (CD).

BARBIERI G., GHIGLIERI G., VERNIER A., CARLETTI A. (2006). Impostazione di una rete di monitoraggio delle acque sotterranee ed individuazione di indicatori di qualità ambientale per la lotta alla desertificazione 2nd International Workshop – AVR 05 Aquifer Vulnerability and Risk 05 4° Convegno nazionale sulla protezione e gestione delle acque sotterranee Parma 2005 – Atti (ID259)ISBN:88-901342-2-4 © 2005 GEAM All rights reserved. Rivista IGEA – Ingegneria e Geologia degli Acquiferi n. 21 2006 ISSN 1121-9041 (pp 71-80).

BARCA S., COSTAMAGNA L.G. (1997). Compressive 'Alpine' tectonics in Western Sardinia (Italy): geodynamic consequences, C.R. Acad. Sci. Paris, 325, pp. 791-797.

BARNES S.,WORDEN R.H. (1998). Understanding groundwater sources and movement using water chemistry and tracers in a low matrix permeability terrain: the Cretaceous (Chalk) Ulster White limestone formation, Northern Ireland. Appl. Geochem., 13: 143-153.



BELLER H. R., MADRID V., HUDSON G. B., MCNAB W. W., CARLSEN T. (2004). Biogeochemistry and natural attenuation of nitrate in groundwater at an explosives test facility. *Applied Geochemistry* 19 1483–1494.

BLAVOUX B., MUDRY J., PUIG J.M (1992). Bilan, fonctionnement et protection du systeme karstique de la Fontaine de Vaucluse (Sud-Est de la France). *Geodin. Acta*, 5 (3):153-172.

BOEHM A. B., PAYTAN A., SHELLENBARGER G. G., DAVIS K. A. (2006). Composition and flux of groundwater from a California beach aquifer: Implications for nutrient supply to the surf zone. *Continental Shelf Research* 26 269–282.

BOTTCHER J, STREBEL O, VOERKELIUS S, SCHMIDT HL. (1990). Using isotope fractionation of nitrate-nitrogen and nitrate-oxygen for evaluation of microbial denitrification in a sandy aquifer. *Journal of Hydrology*;114:413 –424.

CANTER L. W. (1997). *Nitrates in Groundwater*. Lewis Publishers ISBN 0-87371-569-1, 263pp.

CASTANY G. (1985). *Idrogeologia principi e metodi*. Dario Flaccovio Editore, 241pp.

CEPLECHA Z. L., WASKOM R. M., BAUDER T. A., SHARKOFF J. L., AND KHOSLA R. (2004). Vulnerability assessments of Colorado ground water to nitrate contamination. *Water, Air, and Soil Pollution* 159: 373–394.

CERCHI A., TREMOLIERES P. (1984). Nouvelles données sur l'évolution structurale au Mésozoïque et au Cénozoïque de la Sardigne et leur implications géodynamiques dans le cadre méditerranéen. *C R. Acad. Sci. Paris*, 298, pp. 889-894.

CHEN D. J.Z., MACQUARRIE K. T.B (2004). Numerical simulation of organic carbon, nitrate, and nitrogen isotope behavior during denitrification in a riparian zone. *Journal of Hydrology* 293 235–254.

CHIESA G. (1994). *Inquinamento delle acque sotterranee*. Hoepli editore

CIVITA M. (1990). Legenda unificata per le carte della vulnerabilità all'inquinamento dei corpi idrici sotterranei/Unified legend for the aquifer pollution vulnerability maps. *Quaderni di Tecniche di Protezione Ambientale, Sezione "Protezione delle Acque Sotterranee", Studi sulla vulnerabilità degli acquiferi, 1(Appendice)*, Pitagora Editrice, Bologna.

CIVITA M. (1994). *Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento: teoria e pratica*. *Quaderni di Tecniche di Protezione Ambientale, 31*, Pitagora Editrice, Bologna, 325 pp.

CIVITA M., DE MAIO M., VIGNA B. (1999). Una metodologia GIS per la valutazione della ricarica attiva degli acquiferi. *Atti "3° Conv. Naz. sulla Protezione e Gestione delle Acque Sotterranee per il III Millennio"*, Parma 13-15/10/1999.

CIVITA M. and DE MAIO M. (2000). SINTACS R5 a new parametric system for the assessment and automatic mapping of groundwater vulnerability to contamination - *Quaderni di Tecniche di Protezione Ambientale, 72*, Pitagora Editrice, Bologna, ISBN 88-371-1231-9, 226pp.

CIVITA M. (2005). *Idrogeologia applicata e ambientale*. Edizioni CEA

CIVITA M., FIORUCCI A., VIGNA B. (2007). The Spatial-Temporal Variability of Nitrates in a Section of the Cuneo Plain (North West Italy). *American Journal of Environmental Sciences* 3 (3): 111-116, 2007, ISSN 1553-345X.

CLARK, I. D. AND FRITZ, P. (1997). *Environmental Isotopes in Hydrogeology*, CRC Press, 328pp.

COLEMAN et al., (1982). Reduction of water with zinc for hydrogen isotope analyses. *Anal. Chem.*, 54, pp. 993-995

DECRETO legislativo 31/2001, del 2 febbraio 2001. *Qualità delle acque destinate al consumo umano*.



DECRETO legislativo 3 aprile 2006, n. 152. Norme in materia ambientale. Gazzetta Ufficiale n. 88 del 14 aprile 2006 [Italian Legislative Decree 152/06].

DECRETO legislativo 16 marzo 2009, n. 30. Attuazione della direttiva 2006/118/CE, relativa alla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento

DE MAIO M., FIORUCCI A., OFFI M. (2007). Risk of groundwater contamination from nitrates in the Po basin (Italy, Water Science & Technology: Water Supply Vol 7 No 3 pp 83–92 , © IWA Publishing 2007 doi:10.2166/ws.2007.070.

DEALY, M.T. (1995). Investigation of Nitrate-Nitrogen Concentrations in the Equus Beds Aquifer, Southeast Reno County, Kansas. U.S. Geological Survey, Water Quality Invest. 95-01, 56 pp.

DELIBERA di Giunta Regionale n. 1/12 del 18.01.2005. “ Direttiva 91/676/ CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato da nitrati provenienti da fonti agricole. Designazione delle zone vulnerabili da nitrati di origine agricola”.

DIRETTIVA 91/676/CEE, del 12 dicembre 1991 - Relativa alla protezione delle acque dell'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole.

DIRETTIVA 2000/60/CE, del 23 ottobre 2000 - Direttiva quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. (Gazzetta ufficiale delle Comunità europee L 327/1 del 22.12.2000).

DIRETTIVA 2006/118/CE, del 12 dicembre 2006- Protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento.

EMBLANCH C., ZUPPI G.M., MUDRY J., BLAVOUX B., BATIOU C. (2003). Carbon 13 of TIDC to quantify the role of the unsaturated zone: the example of the Vaucluse karst system (Southeastern France). J. Hydrol., 279. 262-274.

EPSTEIN, S., MAYEDA, T. (1953). Variation of ¹⁸O content of waters from natural sources. Geochimica et Cosmochimica Acta, v. 4, n. 5, pp. 213-224

FEAST N. A., DENNIS P. F. (1996). A comparison of methods for nitrogen isotope analysis of groundwater. Chemical Geology, Chemical Geology 129 167-171.

FEAST N.A., HISCOCK K.M., ANDREWS J.N., DENNIS P.F. (1998). Nitrogen isotope hydrochemistry and denitrification within the Chalk aquifer system of north Norfolk, UK. Journal of Hydrology 211 233–252.

FIDELIBUS M.D. (2007). Meccanismi di trasporto degli inquinanti in acquiferi carsici sotto eventi estremi (alta Murgia, Puglia). Geologi e Territorio.

FIDELIBUS M.D. (2008). Risk and disaster management case study: Salento aquifer. Rapporto INTERREG III A GREECE – ITALY Hydro.NET Project 1-20

FUNEDDA A., OGGIANO G., PASCI S. (2000). The Logudoro basin: a key area for the tertiary tectono-sedimentary evolution of North Sardinia, Boll. Soc. Geol. It., 119, pp. 31-38.

GENTILE A.R. (1998). From national monitoring to European reporting: the EEA framework for policy relevant environmental indicators. In Enne G., d'Angelo M., Zanolla C. Proceedings of the International Seminar on Indicators for Assessing Desertification in the Mediterranean, Porto Torres (Italy) 18-20 September, pp. 16-26.

GHIGLIERI G., BARBIERI., VERNIER A. (2006). Studio sulla gestione sostenibile delle risorse idriche: dall'analisi conoscitiva alle strategie di salvaguardia e tutela – ISBN 88-8286-147-3, 550 pp.

GHIGLIERI G., BARBIERI., VERNIER A., CARLETTI A., DEMURTAS N., DEROMA M., PINNA R., PITTALIS D., VIGO A. (2007). Carta idrogeologica e rete di monitoraggio corpi idrici superficiali e sotterranei Nurra (Sardegna Nord-Occidentale) Scala 1:50.000 ISBN 88-8286 Stampa Composita.



GHIGLIERI G., BARBIERI., VERNIER A, CARLETTI A., DEMURTAS N., DEROMA M., PINNA R., PITTALIS D., VIGO A. (2007). Carta della vulnerabilità intrinseca ed integrata degli acquiferi all'inquinamento Nurra (Sardegna Nord-Occidentale) Scala 1:50.000 ISBN 88-8286 Stampa Composita.

GHIGLIERI G., BARBIERI., VERNIER A, CARLETTI A., DEMURTAS N., DEROMA M., PINNA R., PITTALIS D., VIGO A. (2007). Carta del grado di rischio potenziale di inquinamento degli acquiferi da nitrati di origine agricola Nurra (Sardegna Nord-Occidentale) Scala 1:50.000 ISBN 88-8286 Stampa Composita.

GHIGLIERI G., BARBIERI., VERNIER A, CARLETTI A., DEMURTAS N., DEROMA M., PINNA R., PITTALIS D., VIGO A. (2007). Caratterizzazione qualitativa e quantitativa delle risorse idriche Nurra (Sardegna Nord-Occidentale) Scala 1:50.000 ISBN 88-8286 Stampa Composita.

GHIGLIERI G., BARBIERI G., VERNIER A. CARLETTI A., DORE M., DEMURTAS N., PINNA R., PITTALIS D., VARGIU M. (2008). Vulnerabilità all'inquinamento degli acquiferi della Nurra di Alghero (SS) per la gestione integrata delle risorse idriche (Sardegna Nw) (Rivista IGEA 123 – Ingegneria e Geologia degli Acquiferi ISSN 1121-9041) (pp 77-86).

GHIGLIERI G., OGGIANO G., FIDELIBUS D., BARBIERI G., VERNIER A., TAMIRU A. (2009a). Hydrogeology of the Nurra Region, Sardinia (Italy): basement–cover influences on groundwater occurrence and hydrogeochemistry. *Hydrogeology Journal* Springer Verlag ISSN 1431-2174, vol. 17 Issue 2, 447-466.

GHIGLIERI G., BARBIERI G., VERNIER A, CARLETTI A., DEMURTAS N., PINNA R., PITTALIS D. (2009b). Aquifers potential risk pollution by agricultural nitrates: Nurra region (NW Sardinia, Italy) - (Accettata in stampa su Rivista: *Journal of Hydrology* Elsevier ISSN 0022-1694).

GIARDINI L. (1992). *Agronomia generale ambientale e aziendale*. Pàtron Editore, ISBN: 8855521977 pp. 662.

HEATON THE (1986). Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review. *Chem Geol.* 59:87 –102 [isotope geoscience section].

HOLMAN I.P., PALMER R.C., BELLAMY P. H., HOLLIS J. M. (2005). Validation of an intrinsic groundwater pollution vulnerability methodology using a national nitrate database. *Hydrogeology Journal* 13: 665–674.

HUDDART P.A., LONGSTAFFE F.J., CROWE A.S. (1999). δD and $\delta^{18}O$ evidence for inputs to groundwater at a wetland coastal boundary in the southern Great Lakes region of Canada. *Journal of Hydrology* 214 18–31.

IQBAL M. Z., KROTHER N. C, SPALDING R. F. (1997). Nitrogen Isotope Indicators of Seasonal Source Variability to Groundwaters. *E. Geology* 32 210-218.

KATZ B. G., BOHLKE J. K., HORNSBY H. D. (2001). Timescales for nitrate contamination of spring waters, northern Florida, USA. *Chemical Geology* 179 167–186.

KATZ B. G. (2004). Sources of nitrate contamination and age of water in large karstic springs of Florida". *Environmental Geology* 46:689–706.

KENDAL C. and ARAVENA R. (2000). Nitrate isotopes in groundwater system. In : Cook, P.G., Herczeg A.L. (Eds), *Environmental Tracers in Subsurface Hydrology*. Kluwer Academic Publishers, Norwell, Massachusetts, pp 261-297.

LAKEA, IAIN R., LOVETTA, A. A., HISCOCK K.M., BETSONC M., FOLEY, A, SUNNENBERG G., EVERS S., FLETCHER S. (2003). Valuating factors influencing groundwater vulnerability to nitrate pollution: developing the potential of GIS. *Journal of Environmental Management* 68: 315–328.

LONGINELLI A., SELMO E. (2003). Isotopic composition of precipitation in Italy: a first overall map. *J.*



Hydrol. 270, pp. 75–88.

MARIOTTI A., LANDREAU A., SIMON B. (1988). ^{15}N isotope biogeochemistry and natural denitrification process in groundwater: Application to the chalk aquifer in northern France. *Geochimica Cosmochimica Acta* 52, no. 7: 1869-1878.

MENGIS M., SCHIFF S.L., HARRIS M., ENGLISH M.C., ARAVENA R., ELGOOD R.J. AND MACLEAN A. (1999). Multiple geochemical and isotopic approaches for assessing ground water NO_3 – elimination in a riparian zone. *Ground Water* 37 (3), pp. 448–457.

MOORE K B, EKWURZEL B., ESSER B. K., HUDSON G. B., MORAN J. E. (2006). Sources of groundwater nitrate revealed using residence time and isotope methods. *Appl. Geochem.*,21: 1016-1029.

NATIV R., GUNAY G., HTZL H., REICHERT B., SOLOMON D.K., TEZCAN L. (1999). Separation of groundwater-flow components in a karstified aquifer using environmental tracers. *Appl. Geochem.*, 14: 1001-1014.

NEARY M.P. (1997). Tritium enrichment – to enrich or not to enrich? *Radioactivity and Radiochemistry*, vol. 8 (4), 23 – 35.

OGGIANO G., SANNA G., TEMUSSI I. (1987). Caractères géologiques et géochimiques de la bauxite de la region de la Nurra. 'Groupe Français du Crétacé', Sardinia 24-29, Mai, 1987 , pp.72-124.

PADOVANI L. AND TREVISAN M. (2002). I nitrati di origine agricola nelle acque sotterranee [Nitrates of agricultural origin in groundwater]. *Quaderni di Tecniche di Protezione Ambientale*, Pitagora Editrice, Bologna, – ISBN 88-371-1260-2, 75: 103 pp.

PANNO S.V., HACKLEY K.C, HWANG H.H., KELLY W.R. (2001). Determination of the sources of nitrate contamination in karst springs using isotopic and chemical indicators. *Chemical Geology* 179 113–128.

PILLA G., SACCHI E., ZUPPI G., BRAGA G., CIANCETTI G. (2006). Hydrochemistry and isotope geochemistry as tools for groundwater hydrodynamic investigation in multilayer aquifers: a case study from Lomellina, Po plain, South-Western Lombardy, Italy. *Hydrogeology Journal* 14:795–808.

PLASTINO W., CHEREJI I., CUNA S., KAIHOLA L., DE FELICE P., LUPSA N., BALAS G., MIREL V., BERDEA P., BACIU C. (2007). Tritium in water electrolytic enrichment and liquid scintillation counting. *Radiation Measurements*, vol. 42, 68 - 73.

Progetto AQUANET (2004). Analisi degli effetti dell'inquinamento diffuso sulle acque destinate all'uso potabile: definizione di piani di prevenzione. Piacenza, novembre 2004.

RIADE PROJECT (2003-2006). Integrated Research for Applying new technologies and processes for combating Desertification, <http://www.riade.net>.

ROADCAP G. S., HACKLEY K. C., HUE-HWA HWANG (2002). Application of Nitrogen and Oxygen Isotopes to Identify Sources of Nitrate. Report to the Illinois Groundwater Consortium Southern Illinois University.

SEILER R. L. (2005). "Combined use of ^{15}N and ^{18}O of nitrate and ^{11}B to evaluate nitrate contamination in groundwater", *Applied Geochemistry* 20 1626–1636.

TULIPANO L., COTECCHIA V., FIDELIBUS M. D. (1990). An example of multitracing approach in the studies of karstic and coastal aquifers. *Int. Symp. and Field Seminar on Hydrogeologic Processes in Karst Terranes*, Antalya, Turkey. I.A.H.S. Publ. No. 207: 381-389.

U.S. DEPARTMENT OF ENERGY, Environmental Measurements Laboratory (1997). Tritium in water – acid electrolysis – 3H – 01 – RC, HASL – 300, 28th Edition.



UNEP (1994). United Nations Convention to Combat Desertification in those countries experiencing serious drought and/or desertification, particularly in Africa. UNEP, Geneva.

UNESCO – IAEA (2001). Isótopos ambientales en el ciclo hidrológico. Principios y aplicaciones Ed. W.G. Mook, Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, 2002. Serie: Guías y Manuales N° 1 I.S.B.N.: 84-7840-465-1.

VAUTE L, DROGUE C, GARRELLY L, GHELFENSTEIN M (1997). Relations between the structure of storage and the transport of chemical compounds in karstic aquifers. Journal of Hydrology, 199: 221-238.

VOGEL, J.C., TALMA, A.S., HEATON, T.H.E. (1981). Gaseous nitrogen as evidence for denitrification in groundwater. J. Hydrol. 50, 191–200.

WHO (1993). Guidelines for Drinking Water Quality. 1. Recommendations, 2nd Edition. World Health Organisation, Geneva.

ZHANG. M., GENG, S. AND SMALLWOOD, K. S. (1998). Assessing groundwater nitrate contamination for resource and landscape management', Ambio. J. 27(3), 170–174.

Siti consultati:

http://www.apat.gov.it	ISPRA (Istituto Superiore Per la Protezione e la Ricerca Ambientale)
http://www.efsa.europa.eu	Autorità europea per la sicurezza alimentare
http://www.gruppo183.org	Associazione onlus per la difesa del suolo e delle risorse idriche
http://www.gvsig.gva.es	Conselleria de Infraestructuras y Transporte
http://www.istat.it	Istituto Nazionale di Statistica <i>La distribuzione per uso agricolo dei fertilizzanti Anno 2007</i> , 10 Novembre 2008
http://www.meteoam.it/modules.php?name=clino	Meteo Aeronautica Militare
http://www.regione.sardegna.it/j/v/25?s=26251&v=2&c=1260&t=1	Piano di Tutela delle Acque
http://www.riade.net/	(Ricerca Integrata per l'Applicazione di tecnologie e processi innovativi per la lotta alla Desertificazione)
http://www.sinanet.apat.it	
http://www.veter.unito.it	Appunti di tossicologia veterinaria

3. Rivegetazione e bonifica di siti contaminati da attività estrattive con applicazioni di zeoliti naturali e biofertilizzanti su specie vegetali resistenti in condizioni geopedologiche e ambientali estreme

Barbafieri M, Lubrano L, Petruzzelli G, Characterization of pollution in sites contaminated by heavy metals: a proposal. Annali di Chimica 86: 585-594 (1996).

Cao RX, Ma LQ, Chen M, Singh SP, Harris WG (2003). Phosphate-induced metal immobilization in a contaminated site. Environ. Pollut 122: 19-28.

Chen XS, Lee gh, Liu JC (2000) Chemical methods and phytoremediation on soil contaminated with heavy metals. Chemosphere 41:229-234.

Liu D. e Zhou Q. (2009). Effects of soil amendments on the extractability and speciation of cadmium,



lead and copper in a contaminated soil. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 83: 136-140.

Lombi E, Zhao FJ, Zhan G, Sun B, Fitz W, Zhang H, Mc Grath SP (2002). In situ fixation of metals in soil using bauxite residue: chemical assessment. Environ. Pollut. 118:435-443.

Mench MJ, Didier VL, Leoffler M, Gomez A, Pierre M (1994). A mimicked in situ – remediation study of metal contaminated soils with emphasis on cadmium and lead. J. Environ Qual 23: 58-63.

Zornoza P, Vazquez S, Esteban E, Fernandez-Pascual M, Carena R (2002). Cadmium strategies to avoid toxicity. Plant Physiol. Biochem 40: 1003-1009.

ALLEGATO

Compact Disc

- Carte digitali della ESAs e degli indici (formati ESRI e .mxd)
- Fogli in scala 1:100'000 di tutta la Sardegna (pdf)
- Carta finale delle Aree Sensibili alla Desertificazione della Sardegna in scala 1:250'000 (pdf)