



AUTORITÀ DI BACINO DEL FIUME PO
PARMA

Applicazione sperimentale di modelli numerici per la definizione di scenari di intervento sull'inquinamento di origine diffusa nell'area di Mancasale e nel bacino delle acque basse reggiane

Contratto n° 308 del 22-12-2006

Attività	Studio del ruolo delle fasce riparie nella rimozione dei nutrienti (cod. 2)
Prodotto	(cod. 2/1)
Elaborato	Relazione finale (cod. 2/1/2R-A)
Descrizione elaborato	Relazione descrittiva dell'attività sperimentale sullo studio delle fasce riparie
Autori	CNR IRSA
Versione	Finale
Data	30/04/2009



AUTORITÀ DI BACINO DEL FIUME PO
PARMA

**Applicazione sperimentale di modelli
numerici per la definizione di scenari di
intervento sull'inquinamento di origine
diffusa nell'area di Mancasale e nel bacino
delle acque basse reggiane**

***Studio del ruolo delle fasce riparie nella rimozione
dei nutrienti***



30/04/2009



AUTORITÀ DI BACINO DEL FIUME PO
PARMA

Direttore di Progetto:

Fernanda Moroni

Autorità di Bacino del fiume Po
Via Garibaldi 75
43100 Parma

Progetto realizzato da:

Istituto di Ricerca sulle Acque (CNR-IRSA)

Via della Mornera, 25
20047 Brugherio (MI).

Inizio Progetto : marzo/2007

Fine Progetto: aprile/2009

Elaborato a cura di:

Raffaella Balestrini, Cristina Arese, Alessandro Lotti, Laura Passatore, Carlo Delconte

Istituto di Ricerca sulle Acque (CNR-IRSA)

Via della Mornera, 25
20047 Brugherio (MI)

Marco Maglionico, Annalisa Ciccarello, Stefano Bianchi, Andrea Bolognesi

DISTART – Università degli Studi di Bologna
Viale Risorgimento, 2
40136 Bologna

Responsabile scientifico:

Raffaella Balestrini

Istituto di Ricerca sulle Acque (CNR-IRSA)

Email: balestrini@irsa.cnr.it

Capoprogetto:

Raffaella Balestrini

Istituto di Ricerca sulle Acque (CNR-IRSA)

Email: balestrini@irsa.cnr.it

L'utilizzo e la riproduzione dei contenuti di questo elaborato sono liberi. Per ogni utilizzo dovrà essere sempre dichiarata la proprietà / la fonte: *Autorità di bacino del fiume Po, 2008. Applicazione sperimentale di modelli numerici per la definizione di scenari di intervento sull'inquinamento di origine diffusa nell'area di Mancasale e nel bacino delle acque basse reggiane.*

I contenuti dell'elaborato sono conformi agli usi originari del Progetto sopracitato. L'Autorità di bacino del fiume Po declina, pertanto, ogni responsabilità per problemi inerenti qualunque altro utilizzo.

INDICE

1. AREE DI STUDIO	2
1.1. SELEZIONE DELLE AREE DI STUDIO.....	2
1.2. LOCALIZZAZIONE GEOGRAFICA DELLE AREE DI STUDIO	3
1.3. ALLESTIMENTO DELLE AREE DI STUDIO	5
2. CAMPIONAMENTO ED ANALISI	11
2.1. METODOLOGIE DI CAMPIONAMENTO DELLE ACQUE SOTTERRANEE	11
2.2. METODOLOGIE DI ANALISI DELLE ACQUE SOTTERRANEE	12
2.3. MISURA DEL TASSO DI DENITRIFICAZIONE MEDIANTE IL METODO DELL'ACETILENE.....	13
3. CARATTERIZZAZIONE DEI SUOLI	16
3.1. DESCRIZIONE DEI PROFILI PEDOLOGICI.....	16
3.2. CARATTERIZZAZIONE CHIMICO-FISICA	36
4. CARATTERIZZAZIONE IDROLOGICA	40
4.1. REGIME PLUVIOMETRICO	40
4.2. IDROLOGIA DELLE ACQUE SOTTERRANEE.....	40
4.3. CONDUCEBILITÀ IDRAULICA	44
4.4. ESCURSIONE TERMICA DELLA FALDA SUPERFICIALE	47
5. CARATTERIZZAZIONE CHIMICA DELLE ACQUE SOTTERRANEE.....	50
5.1. CARATTERISTICHE CHIMICHE GENERALI	50
5.2. VARIABILITÀ SPAZIALE: SITO LINAROLA.....	56
5.3. VARIABILITÀ SPAZIALE: SITO BEDOLLO.....	64
6. LA DENITRIFICAZIONE BATTERICA POTENZIALE.....	73
6.1. IL TASSO DI DENITRIFICAZIONE NEL SUOLO	73
6.2. IL TASSO DI DENITRIFICAZIONE IN ACQUA	77
7. SORGENTI DI NUTRIENTI NELLE FASCE RIPARIE.....	80
7.1. UTILIZZO DI FERTILIZZANTI	80
7.2. INPUT DI NUTRIENTI NELLE FASCE RIPARIE: LIVELLI E VARIAZIONI STAGIONALI.....	82
8. CIRCOLAZIONE DEI NUTRIENTI NELLE FASCE RIPARIE.....	86
8.1. NITRATI.....	86
8.2. FOSFORO	93
9. I PROCESSI DI RIMOZIONE DELL'AZOTO.....	95
9.1. INFLUENZA DEL REGIME IDROLOGICO E DELLA TESSITURA DEL SUOLO SULLA RIMOZIONE DEI NUTRIENTI	98
9.2. POTENZIALITÀ DENITRIFICANTE DEI SUOLI NELLE AREE SPERIMENTALI	99
10. CONCLUSIONI	102
11. BIBLIOGRAFIA	105

1. AREE DI STUDIO

1.1. Selezione delle aree di studio

La selezione delle aree di studio con caratteristiche idonee alla realizzazione di una campagna sperimentale per verificare il ruolo delle fasce riparie nella rimozione dei nutrienti e conseguente applicazione del modello REMM, è risultata particolarmente difficile e critica.

Infatti il bacino campione prescelto per la realizzazione delle attività sperimentali, esteso tra il torrente Crostolo e il Canale Tassone, è intensamente sfruttato dalle attività agricole che non lasciano spazio allo sviluppo di vegetazione naturale. Le rare "siepi" presenti sono di dimensioni molto limitate, tra 0.5 e 3 m, generalmente monofilari, e molto frammentate. Siepi più sviluppate si possono incontrare nelle immediate vicinanze di campi abbandonati e incolti, non fertilizzati e quindi non adatti allo scopo della ricerca. La presenza di fasce boscate, infatti, oltre a limitare la superficie coltivabile, crea problemi alla mobilità dei mezzi agricoli e ai dispositivi per l'irrigazione. Il complesso sistema di canali utilizzato a scopo sia irriguo che di scolo costituito da scoline che si immettono in capifossi che a loro volta si inseriscono in canali via via più grandi complica enormemente l'idrologia, non solo delle acque superficiali, ma anche di quelle sotterranee. In particolare, il percorso delle acque sub-superficiali, principali recettori dei fertilizzanti apportati ai suoli agricoli, è impossibile da prevedere sulla base della cartografia o di qualche rilievo preliminare condotto in campo. La baulatura dei campi alla ferrarese, con scoline ogni 30 m, diffusissima nel bacino campione, potrebbe determinare anche uno scorrimento subsuperficiale verso le scoline che diventerebbero quindi i recettori diretti del carico di nutrienti provenienti dai campi. In questo caso le fasce tampone potrebbero esplicare il loro ruolo filtro solo se interposte tra campo e scoline.

Condizioni sicuramente più favorevoli alla realizzazione della campagna sperimentale si sono riscontrate, durante un sopralluogo condotto al di fuori del bacino prescelto, nella zona compresa tra Reggio Emilia e Albinea, dove abbiamo individuato fasce vegetate di dimensioni maggiori lungo piccoli corsi d'acqua in corrispondenza di campi senza scoline. L'agricoltura meno intensiva e la maggiore disponibilità d'acqua hanno probabilmente consentito la conservazione di una maggiore percentuale di aree naturali. Proprio per questi motivi però, tale zona si diversifica molto dalle aree agricole più a nord che necessitano di un fitto sistema di irrigazione, e quindi esula dagli obiettivi del progetto.

In accordo con il Consorzio di Bonifica e con l'Autorità di Bacino del Po si è quindi deciso di scegliere una zona all'interno del bacino di area vasta, nonostante le dimensioni limitate delle fasce riparie rinvenute e la complessità del reticolo idrografico. In letteratura vi è un ampio dibattito sulle dimensioni minime necessarie perché una fascia riparia possa funzionare come buffer perché gli elementi in gioco sono molteplici e non strettamente dipendenti dalle dimensioni. Ciò nonostante noi

non abbiamo ritrovato in letteratura casi di studio con fasce tampone inferiori ai 5m, come quelle che noi intendiamo studiare. D'altra parte, in un'ottica di gestione partecipata del territorio, una realistica e attuale proposta di realizzazione di fasce vegetate non può che prevedere l'utilizzo di spazi molto limitati, sicuramente inferiori allo standard di 20-30m proposto dalle istituzioni americane.

1.2. Localizzazione geografica delle aree di studio

La prima area di studio selezionata, denominata LINAROLA, è localizzata tra Novellara e Reggiolo ($44^{\circ} 53' 35.8''$ N $10^{\circ} 47' 1.0''$ E) in prossimità del Canale Linarola (Fig. 1.1).



Fig. 1.1 - Localizzazione dell'area sperimentale denominata Linarola su ortofoto da Google Earth

Una seconda area sperimentale, denominata BEDOLLO, è stata selezionata successivamente tra Campagnola Emilia e Fabbrico ($44^{\circ}51'2.01''$ N $10^{\circ}47'25.43''$ E) nelle vicinanze del canale Bedollo e del Cavetto Campagnola. La distanza tra i due siti, in linea d'aria è di circa 5 km (Fig. 1.2).

Dal punto di vista geomorfologico entrambi i siti si collocano nella piana a copertura alluvionale, in ambiente di bacino interfluviale molto esteso. Le quote sono comprese tra i 19 e 22 m s.l.m. e la pendenza delle superfici è tra 0,01 e 0,1% al sito Linarola e 0.1 e 0.2% al sito Bedollo.

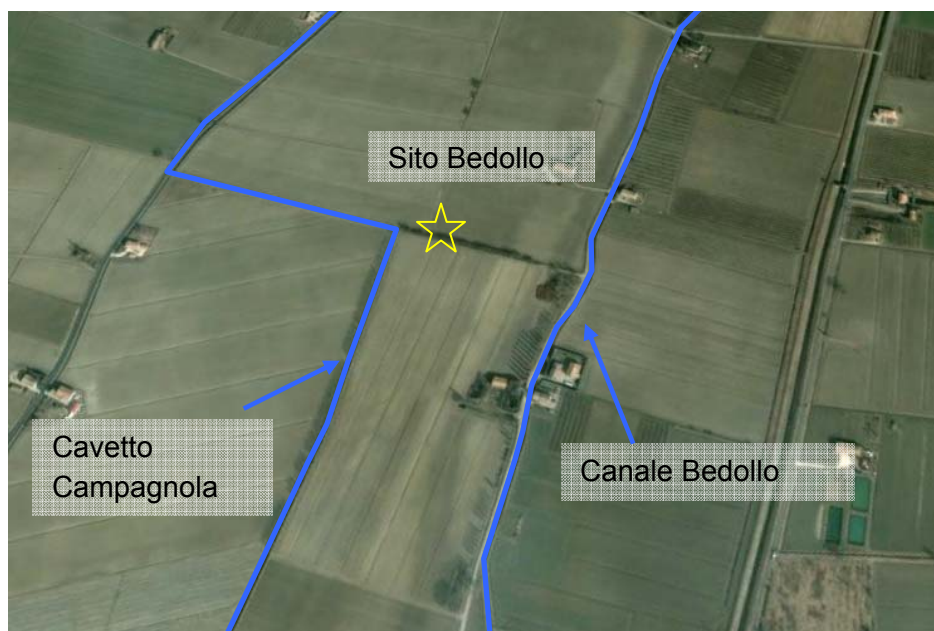


Fig. 1.2 - Localizzazione dell'area sperimentale denominata Bedollo su ortofoto da Google Earth

La fascia riparia della prima area sperimentale si affaccia su un piccolo fosso che ha un'ampiezza di circa 1 m ed è alimentato da un cavetto che corre parallelo al canale Linarola, da alcune scoline, attraverso un tubo sotterraneo inserito tra il campo e il fosso, e dall'acqua sotterranea nei periodi di bassa soggiacenza. In realtà, tale fossetto è rimasto asciutto per la maggior parte del periodo di studio ad eccezione del mese di aprile 2007 e del gennaio 2009.

La fascia riparia localizzata sulla riva a sud del fosso ha una larghezza di 5 m ed è costituita da una porzione erbacea di circa 3 m confinante con il campo e da una porzione arborea-arbustiva di circa 3.5 m, prospiciente il fosso, caratterizzata da un'elevata pendenza. Sulla riva nord la fascia riparia è ancora più ristretta, circa 3 m, e confina direttamente con un medicaio. Le specie arboree maggiormente rappresentate sono l'olmo comune, l'acero campestre e il gelso.

Il campo a sud è stato coltivato a barbabietola da zucchero nel 2007 e a mais nel 2008. E' caratterizzato dalla presenza di scoline, profonde circa 50 cm e larghe circa 80 cm. Tra un appezzamento e l'altro vi sono cavetti più larghi e profondi rispetto alle scoline e uno di questi, ricco di macrofite come la Typha, la Cannuccia palustre, il Giunco etc., alimenta il fosso.

Anche nella seconda area sperimentale la fascia riparia è piuttosto ridotta e si sviluppa lungo una roggia di circa 2 m di ampiezza. Sulla riva nord è presente una fascia riparia costituita da una porzione erbacea di 3 m e arborea naturale di circa

3.5 m di ampiezza costituita da salici, olmi, gelsi, cornioli, aceri campestri e biancospini confinante con un campo di frumento. Sulla riva opposta si succedono una fascia monofilare di noci di circa 3.5 m, una zona erbacea di 4.5 m e un campo di mais con scoline perpendicolari al fosso.

La roggia può ricevere le acque delle scoline attraverso dei tubi di plastica interrati.

1.3. Allestimento delle aree di studio

Le aree sperimentali sono state attrezzate con piezometri per il campionamento dell'acqua sotterranea e per le misure del livello idrometrico. Sono stati realizzati tubi di polietilene con un diametro interno di 4 cm, dotati di un tappo all'estremità superiore per evitare l'ingresso di materiale estraneo. Nella porzione basale sono stati effettuati una serie di fori del diametro di 3 mm per un tratto di 10 cm e l'estremità inferiore è chiusa da un tappo abbondantemente forato. Per installare i piezometri sono state effettuate delle perforazioni con un trivella manuale e sono state raggiunte profondità comprese di circa 2-3,5 m. La perforazione è risultata particolarmente faticosa per il tipo di suolo (argilloso) che, soprattutto all'inizio dei lavori in coincidenza con un periodo particolarmente siccitoso, risultava anche molto asciutto. Inoltre la falda è risultata più profonda rispetto ai livelli attesi dal confronto con i dati di piezometri localizzati nelle vicinanze appartenenti alla rete per lo studio della falda ipodermica della Regione Emilia. La possibilità di utilizzare delle trivelle meccaniche è stata scartata perché lo spazio di manovra richiesto da tali mezzi avrebbe richiesto lo sfalcio della già minuscola fascia riparia.

Nell'area Linarola, durante l'intero periodo di studio, sono stati posizionati 23 piezometri, alcuni disposti in un transetto lungo la fascia riparia (transetto 1) altri disposti, sempre lungo un transetto, a diverse distanze dalla scolina come indicato nella figura sottostante (Fig. 1.3 e Fig. 1.4).

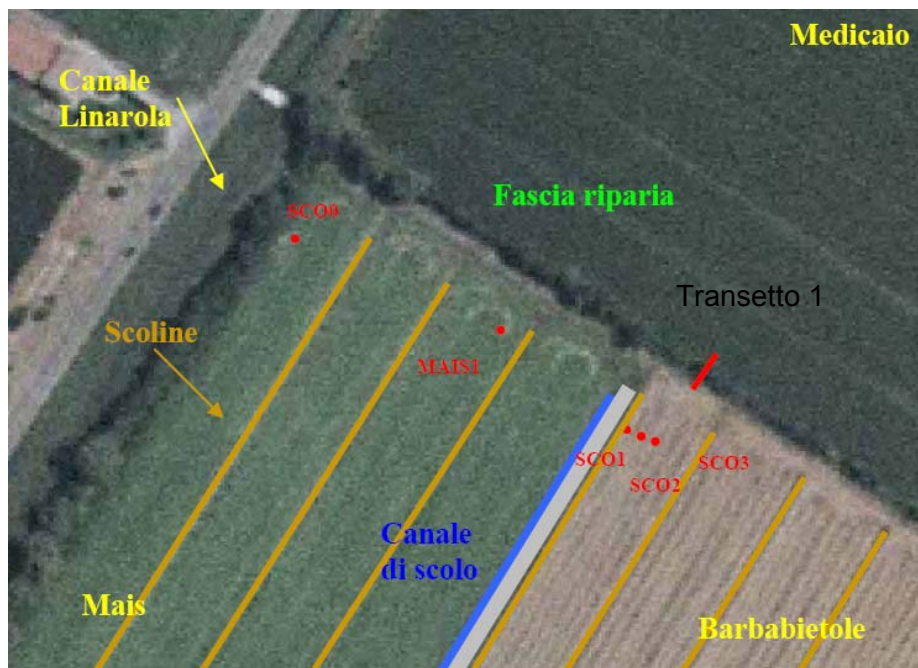


Fig. 1.3 - Localizzazione dell'area sperimentale denominata Linarola su ortofoto da Google Earth

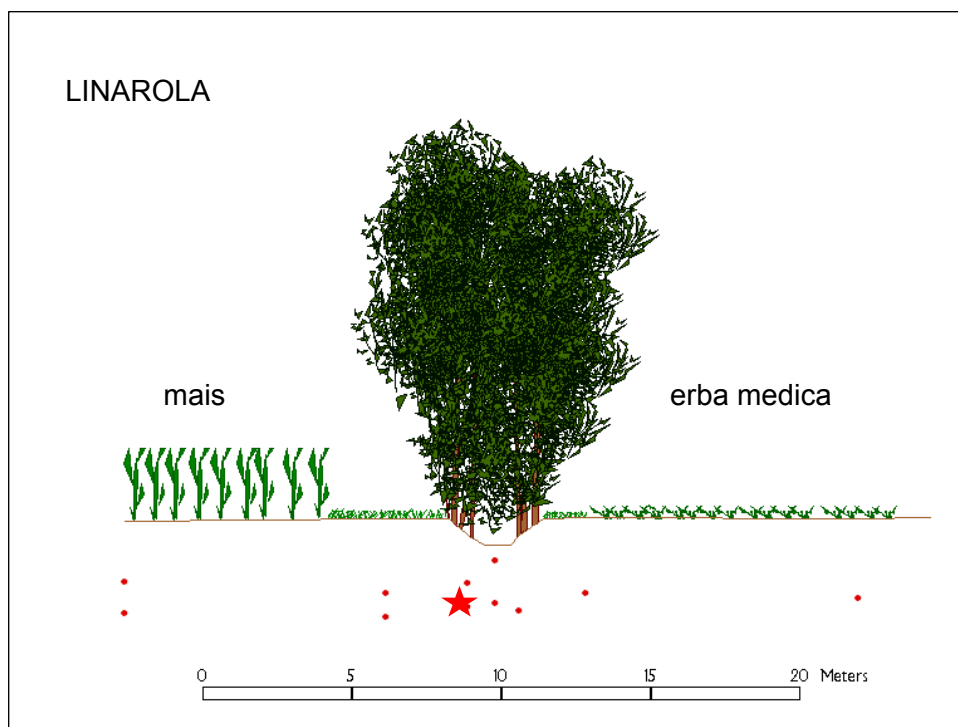


Fig. 1.4 – Rappresentazione schematica in scala dell'area Linarola. I quadratini indicano la base dei piezometri e la stella l'idrometro fisso

Nel sito Bedollo, invece, durante il periodo di campionamento sono stati installati in totale 24 piezometri, disposti lungo un transetto perpendicolare alla fascia riparia, sia sulla riva nord che sulla riva a sud della roggia (Fig. 1.5).

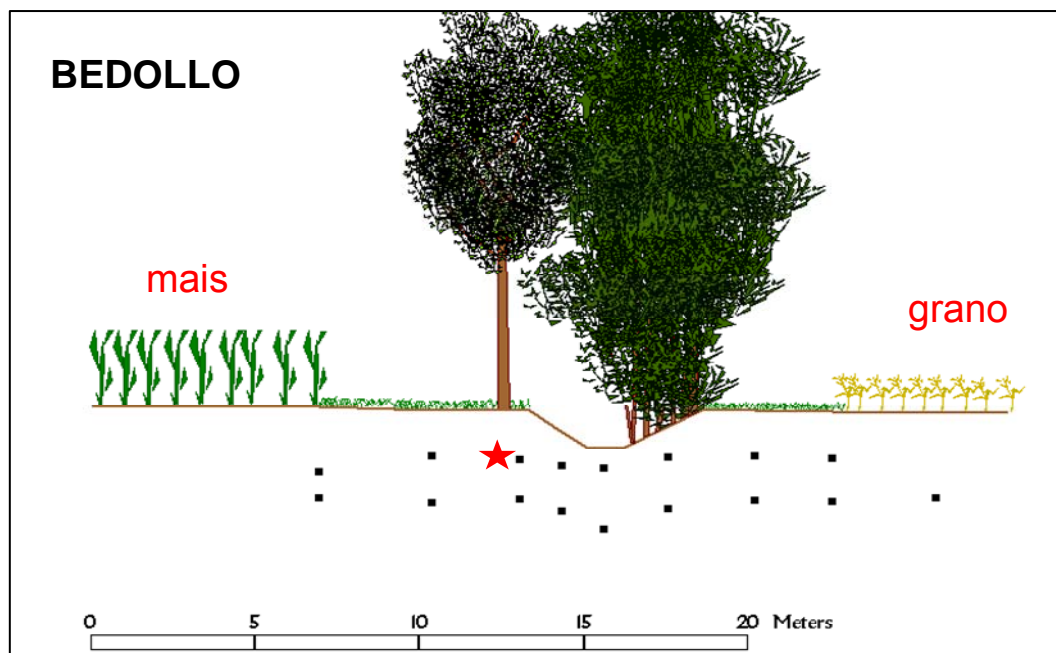


Fig. 1.5 – Rappresentazione schematica in scala dell'area Bedollo. I quadratini indicano la base dei piezometri e la stella l'idrometro fisso

In realtà alcuni piezometri sono stati installati in tempi successivi rispetto la data di inizio della campagna sperimentale; alcuni andavano a sostituire piezometri abbattuti o completamente sotterrati dai macchinari utilizzati dai contadini, altri sono stati posti vicino ai primi piezometri installati, ma a minore profondità (tab. 1.1 e 1.2). In entrambe le aree, i piezometri sono stati installati a distanze crescenti dal campo al corso d'acqua in modo da poter seguire le trasformazioni dei nutrienti durante il passaggio attraverso la fascia riparia. Dove la soggiacenza della falda lo consentiva, sono state installati piezometri a profondità diverse in modo da valutare eventuali differenze nel comportamento delle specie chimiche legate alle differenti caratteristiche degli orizzonti del suolo (C organico, tessitura etc.) .

Codice	Data di posizionamento	Lunghezza piezometro (m)	Avampozzo (m)	Profondità (m)
SCO0	31/05/07	4.30	0.83	3.470
MAIS1	31/05/07	4.39	0.67	3.729
SCO1	19/04/07	2.00	0.34	1.660
SCO2	19/04/07	3.88	0.79	3.095
SCO 3-220	27/02/08	2.84	0.66	2.185
SCO 3	31/05/07	3.86	0.57	3.295
LIN2	18/04/07	3.87	1.19	2.680
LIN2 2°	27/02/08	3.30	0.81	2.494
LIN2-340	26/03/08	3.89	0.37	3.518
LIN1	19/04/07	2.49	0.67	1.820
LIN1N	28/06/07	2.49	-0.05	2.540
LIN1BIS	23/01/08	3.50	0.86	2.641
LIN1-170	28/02/08	2.00	0.34	1.657
LIN3	31/05/07	1.10	0.54	0.560
LIN3GIG	28/06/07	2.49	1.17	1.315
LIN3GIG	23/01/08	2.49	0.38	2.105
LIN5	16/05/07	2.50	-0.10	2.600
LIN5BIS	26/03/08	3.48	0.75	2.730
LIN4	19/04/07	2.67	0.00	2.670
LIN4 2°	28/11/07	2.95	0.27	2.680
LIN6	14/06/07	3.87	0.98	2.885
LIN6 2°	28/11/07	2.67	0.06	2.605
LIN7	23/01/08	3.88	0.71	3.166

Tab. 1.1 – Caratteristiche dei piezometri installati nell'area sperimentale Linarola.

Codice	Data di posizionamento	Lunghezza piezometro (m)	Avampozzo (m)	Profondità (m)
T1	26/07/07	3.20	0.13	3.070
T2	26/07/07	3.50	0.70	2.805
T2N	27/03/08	3.48	1.19	2.293
T3	26/07/07	3.20	0.13	3.070
T3 2°	28/11/07	4.19	1.02	3.170
T3-130	28/02/08	1.25	-0.03	1.279
T3-220	04/06/08	2.12	-0.08	2.196
T4	26/07/07	3.50	1.37	3.135
T4 2°	20/03/08	3.34	0.00	3.340
T4-160	26/03/08	1.53	-0.02	1.545
T5	26/07/07	3.50	0.47	3.035
T5-180	26/03/08	2.00	0.28	1.721
T6	26/07/07	3.50	0.84	2.665
T6-116	26/03/08	1.50	1.08	0.420
T7	26/07/07	4.00	1.26	2.740
T7-70	26/03/08	1.48	1.23	0.254
T8	26/07/07	3.50	0.67	2.830
T8-110	26/03/08	1.52	0.40	1.120
T9	26/07/07	3.50	0.43	3.070
T9-160	26/03/08	2.01	0.40	1.603
T10	26/07/07	3.50	0.46	3.045
T10-160	26/03/08	2.00	0.41	1.590
T11	26/07/07	3.50	0.43	3.075
T11-2°	28/11/07	3.50	0.55	2.955

Tab. 1.2 – Caratteristiche dei piezometri installati nell'area sperimentale Bedollo.

Nelle aree sperimentali sono stati inoltre installati degli idrometri (MDS DIPPER II) che permettono di misurare in continuo le variazioni del livello della falda.

Tali strumenti sono dotati di un sensore, costituito da un diaframma in ceramica in grado di misurare il livello della falda in base al principio di trasduzione. La misura della pressione idrostatica esercitata della colonna d'acqua, sovrastante il sensore di livello (che è completamente immerso nel liquido), viene tradotta, attraverso l'utilizzo di un opportuno software (WBedien32 versione 1.43 by SEBA Hydrometrie GmbH), in una misura piezometrica. Nel sensore di livello è integrato un datalogger che consente la registrazione dei dati con data e ora. L'idrometro è fornito di un sensore semiconduttore che permette di misurare anche la temperatura della falda

e di un accessorio (un tubicino contenente delle resine) per la compensazione atmosferica, durante la misurazione del livello.

Un cavo consente infine il trasferimento dei dati raccolti nel datalogger al computer (Fig. 1.6).



Figura 1.6 – Cavo che collega l'idrometro contenuto nel piezometro con il computer.

Per garantire una corretta raccolta dei dati, lo strumento deve essere tarato, cioè la misura della variazione del livello della falda deve essere effettuata partendo da un valore di riferimento impostato in precedenza, inoltre, è necessario stabilire diversi parametri per la raccolta dati come l'intervallo di frequenza con cui i valori vengono registrati, l'unità di misura etc.

Sono stati utilizzati complessivamente tre idrometri: due fissi e uno mobile. I primi sono stati posizionati nei piezometri LIN1 (Linarola) e T6 (Bedollo), all'interno della fascia riparia, per motivi di maggiore sicurezza, e perché considerati più rappresentativi; quello mobile è stato utilizzato per effettuare gli slug test e spostato di volta in volta in piezometri diversi. Dall'ottobre 2007 a gennaio 2009, mediante gli idrometri fissi, sono state registrate, in entrambe i siti sperimentali, misure del livello della falda con cadenza oraria, ottenute dalla media di misure effettuate ogni 20 minuti.

2. CAMPIONAMENTO ED ANALISI

2.1. Metodologie di campionamento delle acque sotterranee

Dall'aprile 2007 a gennaio 2009 sono state effettuate numerose uscite sul campo con frequenza circa mensile, durante le quali sono stati installati i piezometri e sono stati prelevati i campioni di acqua sotterranea.

Prima di effettuare ciascun prelievo è stato misurato il livello dell'acqua, all'interno dei piezometri, con una sonda sonora.

Il prelievo dell'acqua è stato effettuato tramite una pompa peristaltica (Fig. 2.1).



Figura 2.1 – Pompa peristaltica e ossimetro portatile.

Il campione è stato raccolto in una bottiglia di plastica da 0.5 litri e successivamente è stata misurata la concentrazione di ossigeno presente, con l'utilizzo di un ossimetro da campo (Oxi 330i WTW). Il campione è poi stato riposto in una borsa frigo fino al trasporto in laboratorio. Tra un campione e l'altro il tubo della pompa e l'ossimetro sono stati lavati con acqua deionizzata.

Prima di raccogliere l'aliquota di campione destinata alle analisi, solitamente ogni piezometro è stato svuotato in modo tale da non campionare acqua rimasta a lungo nel suo interno. Questa procedura è stata effettuata sempre nell'area Bedollo, dove gran parte dei piezometri si riempiono in diretta, mentre nell'area Linarola, soprattutto nel periodo invernale, è stato prelevato direttamente il campione dal momento che in molti piezometri l'acqua ritorna al livello iniziale dopo molti giorni.

Durante le uscite sul campo sono stati prelevati regolarmente campioni delle rogge situate all'interno delle aree sperimentali e in occasioni particolari anche l'acqua delle scoline o di canali vicini alle aree di studio

2.2. Metodologie di analisi delle acque sotterranee

In laboratorio su aliquote di campioni non filtrati sono state effettuate le analisi di pH, con metodo potenziometrico utilizzando un pHmetro Radiometer PHM 82, e conducibilità con un conduttimetro pIONeer 30 Radiometer a 20°C.

Sulle aliquote restanti dei campioni, filtrate con filtri di esteri misti di cellulosa di porosità nominale di 0,45 µm, sono stati determinati i seguenti parametri: alcalinità totale, azoto ammoniacale, azoto e fosforo totale, nitrati, nitriti, cloruri, solfati, calcio, magnesio, sodio, potassio e carbonio organico disciolto.

La misura di alcalinità è stata effettuata mediante titolazione potenziometrica con soluzione standard di HCl 0,05 N e previa taratura con soluzioni a pH 7,00 e pH 4,00. E' stato utilizzato un titolatore automatico TTT85 TITRATOR della Radiometer munito di autoburetta ABU 80, cella di titolazione TTA80 e stampante. La titolazione è condotta a due punti finali (end point): il primo ad un pH pari a 4,5 registrando il volume di acido aggiunto, il secondo ad un valore di pH pari a 4,2 misurando il volume totale di acido aggiunto.

L'azoto ammoniacale è stato determinato per via spettrofotometrica (spettrofotometro UV/VIS Perkin Elmer Lambda 25) col metodo dell'indofenolo-nitroprussiato, che sfrutta la reazione colorimetrica fra lo ione ammonio e lo ione ipoclorito in presenza di un catalizzatore, il nitroprussiato sodico. Tale reazione porta alla formazione del complesso blu indofenolo misurabile alla lunghezza d'onda di 690 nm, (Fresenius, Quentin e Schneider, 1988). La procedura d'analisi prevede il prelavaggio della vetreria con acido solforico concentrato al fine di eliminare eventuali tracce di solfato d'ammonio, presenti nell'ambiente di laboratorio, che potrebbero interferire nella determinazione dell'ammonio presente nel campione. Le analisi inoltre sono state svolte nel più breve tempo possibile per evitare forti variazioni di concentrazione durante la conservazione del campione stesso.

La determinazione dell'azoto e del fosforo totali, sono state effettuate, simultaneamente sulla stessa aliquota di campione filtrato, per via spettrofotometrica. La procedura prevede una fase di digestione in autoclave a 120°C e 1,5 atm previa aggiunta di una miscela ossidante (perossidisolfato di potassio, acido borico e soda), per trasformare tutti i composti di azoto e fosforo rispettivamente in nitrati e ortofosfati. La lettura spettrofotometrica viene eseguita ad una lunghezza d'onda di 220 nm in cuvette in quarzo per l'azoto e alla lunghezza d'onda di 882 nm in cuvette di vetro per il fosforo.

Le concentrazioni di nitrato, cloruri e solfati sono state determinate in cromatografia ionica mediante un cromatografo ionico Dionex LC25 (dotato di EG 40, ED 50, GS 50) e come eluente KOH.

Anche i cationi (calcio, magnesio, sodio e potassio) sono stati determinati in cromatografia ionica mediante un Cromatografo ionico Dionex ICS2000 utilizzando come eluente MSA.

Il carbonio organico disciolto viene con il metodo dell'ossidazione catalitica ad alta temperatura (HTO) (Patrolecco et al., 2000); tale analisi è stata eseguita presso la sede dell'IRSA di Roma.

2.3. Misura del tasso di denitrificazione mediante il metodo dell'acetilene

La misura del tasso di denitrificazione sui campioni di suolo prelevati è stata eseguita in laboratorio lo stesso giorno del campionamento del sedimento, mediante la tecnica del blocco dell'acetilene, nota in letteratura come metodo dell'acetilene .

Tale metodo consiste di una fase preparativa di incubazione del sedimento con acetilene (C_2H_2), che blocca il passaggio da ossido nitroso (N_2O) ad azoto gassoso (N_2) causando l'accumulo di N_2O come prodotto finale (Balderstone et al., 1976; Yoshinari e Knowles, 1976) e una successiva fase analitica tramite una tecnica gascromatografica durante la quale si misura la concentrazione dell' N_2O prelevato dallo spazio di testa mediante vacutainers.

Sono stati pesati circa 100-150 g di sedimento fresco per ogni campione raccolto e posti in bottiglie sterili di pirex da 250 ml, munite di tappi forati a vite con setto in gomma a tenuta di gas. Tutte le bottiglie sono state adeguatamente contrassegnate con il nome del campione.

Ad ogni bottiglia è stata aggiunta una soluzione contenente 20 mg/l di nitrato, precedentemente preparata e degassata in laboratorio. Tale volume, di cui si è preso nota, deve essere sufficiente a saturare il sedimento ricoprendolo totalmente e in modo da lasciare uno spazio di testa libero dall'acqua.

Per poter misurare la denitrificazione potenziale, l'incubazione deve essere condotta in condizioni anaerobiche. Perciò, prima di procedere all'incubazione, ogni bottiglia è stata tappata e l'eventuale ossigeno presente nello spazio di testa è stato sostituito insufflandovi elio (Fig. 2.2).



Figura 2.2 – Insufflazione dell'He nello spazio di testa.

Per ogni campione di sedimento incubato sono state eseguite due repliche.

Ad ogni bottiglia sono stati aggiunti, utilizzando una siringa, 10 ml di acetilene, per ottenere una concentrazione finale del 10% (10 kPa) nello spazio di testa. L'acetilene è stato generato mediante dissoluzione di carburo di calcio (CaC_2) all'interno di una lampada speleologica opportunamente condotta sotto cappa (Fig. 2.3).

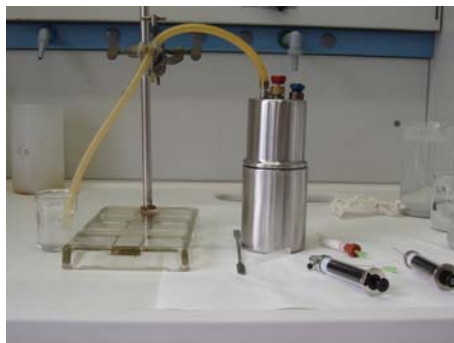


Figura 2.3– Produzione di acetilene (C_2H_2) mediante dissoluzione di carburo di calcio (CaC_2) in acqua.

Dopo aver agitato vigorosamente ogni bottiglia per circa 1 minuto, in modo da equilibrare l'acetilene tra la fase gassosa e quella acquosa, è stato inserito un ago a doppia punta nel setto per abbassare la pressione interna a ~ 1 atm, facendo uscire il gas in eccesso.

Le bottiglie sono state accuratamente coperte con fogli di alluminio, per evitare eventuali processi fotosintetici dovuti all'esposizione alla luce, e mantenute a temperatura ambiente (Fig. 2.4).



Figura 2.4– Prelievo dei gas dallo spazio di testa mediante vacutainers.

Trascorsi 10 minuti dall'incubazione con acetilene, sono stati prelevati dallo spazio di testa i primi campioni di gas (prelievo di N_2O al tempo t_0), iniettandoli in vacutainer da 5 ml mediante un ago a doppia punta (Fig. 2.4).

Il gas prelevato dallo spazio di testa è stato sostituito con l'aggiunta di un uguale volume di acetilene e la bottiglia è stata nuovamente agitata. Tale procedura è stata effettuata ad ogni prelievo successivo. Le bottiglie sono state lasciate ad incubare al buio e a temperatura ambiente per un arco di tempo variabile dalle 12 ore alle 18 ore, durante le quali si è provveduto a prelevare altri campioni di gas dallo spazio di testa dopo intervalli di tempo variabili e corrispondenti ai tempi t_1 (12 ore), t_2 (15 ore), t_3 (18 ore), etc. dell'incubazione. I vacutainers, opportunamente contrassegnati e coperti con parafilm per evitare eventuali perdite di gas dal foro d'entrata dell'ago, sono stati conservati a $4^\circ C$ in attesa di eseguire l'analisi gascromatografica per la

misura della concentrazione di N₂O prelevato dallo spazio di testa e in essi contenuto.

La concentrazione di N₂O raccolta nei vacutainer è stata determinata utilizzando un gascromatografo Agilent 6890 interfacciato con rivelatore a cattura di elettroni Ni⁶³ (ECD) ed equipaggiato di colonna capillare di tipo HP-PLOT Q (fase stazionaria in polistirene-divinilbenzene) 30m x 0.53mm x 40µm.

Il prelievo del campione di N₂O dal vacutainer e la successiva iniezione sono state effettuate utilizzando una siringa con ago a tenuta di gas.

La quantificazione è avvenuta attraverso standards di N₂O in He a differenti concentrazioni (101.8, 1093, 5473 ppm).

La misura del tasso di denitrificazione è stata condotta anche sui campioni acquosi raccolti nei piezometri, sempre con il metodo dell'acetilene, lo stesso giorno in cui l'acqua è stata campionata. La differenza fondamentale è che all'interno di ogni bottiglia di pirex da 250 ml non è stato raccolto del sedimento ma circa 200 ml di acqua campionata da ogni piezometro. La concentrazione di N-NO₃ presente nell'acqua raccolta è stata precedentemente misurata tramite cromatografia ionica.

Il tasso di denitrificazione potenziale (D) è stato calcolato dalla differenza tra il contenuto iniziale e finale di N₂O nello spazio di testa mediante la seguente equazione:

$$D = (M_f - M_i) / (T_f - T_i)$$

in cui:

M = massa di N₂O all'inizio (M_i) e alla fine (M_f) dell'incubazione;

T = tempo di inizio (T_i) e fine (T_f) dell'incubazione.

La massa iniziale e finale di N₂O sono state calcolate come segue:

$$M = C(V_g * (V_w * BC))$$

con:

C = concentrazione di N₂O (µg/l) misurata nello spazio di testa al tempo T_i e T_f;

V_g = volume (l) dello spazio di testa;

V_w = volume (l) di acqua aggiunta nella bottiglia;

C = coefficiente di Bunsen.

Il coefficiente di Bunsen (Knowles, 1979) è necessario per correggere la concentrazione di N₂O nello spazio di testa per la parte di N₂O disciolto nella fase acquosa. Essendo un parametro che dipende dalla temperatura, è importante che essa rimanga costante durante l'incubazione con acetilene.

Per una data temperatura (T), il BC si calcola dalla seguente equazione (r₂ = 0,9992):

$$BC = 0,00047 * T^2 - 0,00047 * T * 1,24143$$

È possibile esprimere il tasso di denitrificazione potenziale (D) mediante differenti unità di misura: g N₂O ha⁻¹ giorno⁻¹ (per unità di area campionata); µg N₂O kg⁻¹ peso secco giorno⁻¹ oppure ng N₂O g⁻¹ peso secco h⁻¹; g N₂O g⁻¹ AFDM (per unità di sostanza organica nel sedimento), utilizzando l'appropriato fattore di conversione peso fresco-peso secco-AFDM.

3. CARATTERIZZAZIONE DEI SUOLI

3.1. Descrizione dei profili pedologici

Nel sito Linarola sono state effettuate 5 trivellate alla profondità di 300-350 cm circa (Fig. 3.1), in prossimità di piezometri preesistenti, utilizzando una trivella di tipo olandese estendibile.

Per ogni osservazione si sono valutate le seguenti proprietà:

Profondità e denominazione degli orizzonti

Stima della tessitura

Colore della matrice e colore e percentuale delle screziature dovute a fenomeni ossido-riduttivi

Presenza di figure pedogenetiche

Stima della concentrazione di CaCO_3 , mediante HCl al 10%.

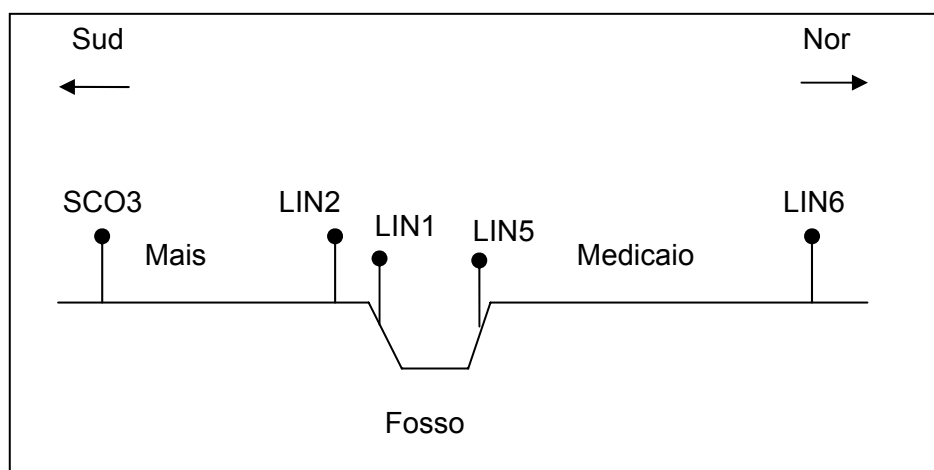


Fig. 3.1– sezione dell'area LINAROLA con in evidenza i piezometri installati.

Tutte le osservazioni sono state attribuite al suolo denominato RISAIA DEL DUCA argillosa limosa, RSD1 (Carta dei Suoli di Pianura in scala 1:50.000 edizione 2005 realizzata dal Servizio Geologico, Sismico e dei Suoli della Regione Emilia Romagna). Le 2 osservazioni fatte all'interno del canale si discostano leggermente dalle caratteristiche tipiche dell'UTS per una minore percentuale di argilla, tale discostamento non cambia le caratteristiche principali del suolo ed il loro comportamento.

Secondo la classificazione FAO, questo suolo rientra negli Eutric Vertisols, cioè suoli ricchi in argilla (>30%) caratterizzati da una evoluzione condizionata dal regime idrico fortemente contrastato nel corso dell'anno, che determina, al variare delle condizioni di umidità, l'alternarsi di fenomeni di contrazione e di rigonfiamento dei materiali argillosi. Questi suoli sono moderatamente alcalini e molto calcarei

entro 150 cm di profondità e da debolmente a fortemente salini oltre 100 cm di profondità. Hanno una profondità utile per le radici moderatamente elevata per la presenza di orizzonti compatti, saturi d'acqua in qualche periodo dell'anno a profondità di 60-80 cm, hanno disponibilità di ossigeno moderata e permeabilità lenta.

La tessitura dominante è quella franco argillosa limosa ad eccezione del LIN6, situato sulla riva in prossimità del medicaio, dove si osserva una prevalenza di argilla. Tutte le carote si presentano comunque poco omogenee con alternanza di orizzonti con diversa tessitura da franco-limosa (FL) ad argillosa limosa (AL). Ad esempio le trivellate LIN1 e LIN5 nei primi 40 cm presentano una tessitura franco argillosa limosa (FAL) e oltre i 280 cm, la granulometria diventa franco-limosa. LIN2 presenta una tessitura franco argillosa limosa nella maggior parte degli orizzonti. SCO3 e LIN6, più distanti dalla roggia, invece, sono dominati dalla granulometria argillosa limosa sia nei primi 80 cm sia dopo i 275 cm di profondità (Fig. 3.2). Ciò ha delle importanti conseguenze nella circolazione dell'acqua sotterranea che può scorrere più velocemente negli strati più ricchi di sabbia creando così dei canali di scorrimento preferenziali.

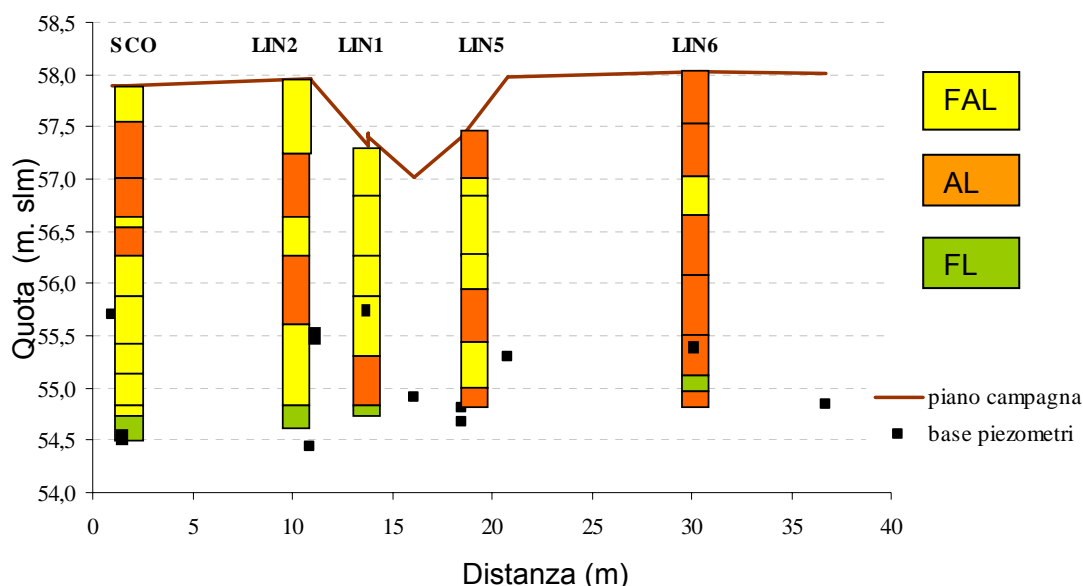


Fig. 3.2 – sezione trasversale degli orizzonti dell'area LINAROLA. ■ Indica la profondità del piezometro.

Si osserva inoltre che, tutti i suoli raccolti risultano essere molto calcarei.

I colori degli orizzonti, prevalentemente tendenti al grigio, con valori di chroma 2 e 1, in profondità, indicano presenza di suoli idromorfi (Mitsch e Gosselink, 2000). Man mano che ci si allontana dai primi orizzonti, con l'aumento della profondità, aumenta anche la percentuale di screziature, cioè macchie irregolari di diverso colore (bruno o giallastro), rispetto al colore dominante del suolo, che indicano l'alternarsi di condizioni sature e insature. Infatti, quando le condizioni del terreno diventano ossidanti (vale a dire in condizioni di non saturazione idrica, dovute all'abbassarsi

della falda) il ferro viene riossidato, si insolubilizza e precipita sotto forma di ossido o idrossido formando screziature di colori vivaci che creano forte contrasto con la restante massa di suolo, che assume colori smorti, sui toni del grigio, verde, bluastro.

Unica eccezione è rappresentata dalla carota LIN2 che, lungo tutta la sua lunghezza presenta una percentuale di screziature generalmente superiore al 30% (Fig. 3.3).

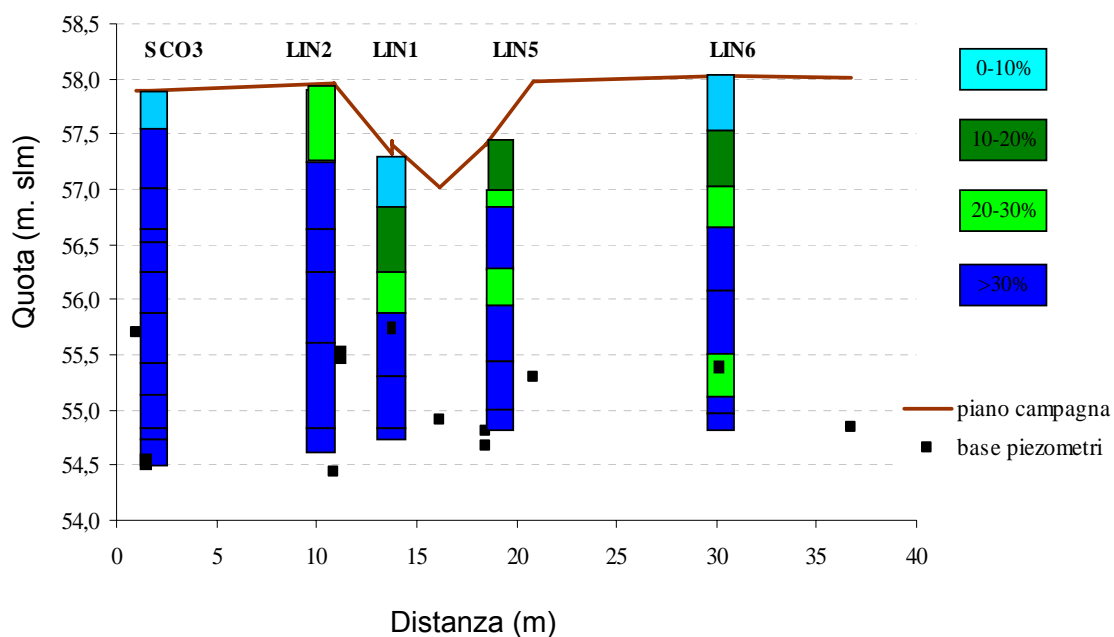


Fig. 3.3 – sezione trasversale degli orizzonti dell'area LINAROLA. ■ Indica la profondità del piezometro.

Di seguito sono riportati i risultati delle osservazioni pedologiche, per ogni piezometro.

SCO3			
	orizzonte	profondità	descrizione
1	Ap	0-40	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/2 (bruno grigiastro scuro), tessitura franco argillosa limosa, molto calcareo
2	Bgk1	40-90	Orizzonte poco umido, colore 2.5Y 5/2 (grigio brunastro) con 30% di screziature 5Y 6/1 (grigio) e 15% di colore 2.5Y 5/6 (bruno oliva chiaro), tessitura argillosa limosa, 3% di masse cementate e 2% di masse non cementate di CaCO ₃ e 2% di masse non cementate di ferromanganese, molto calcareo
3	Bgk2	90-110	Orizzonte poco umido, colore 2.5Y 4/1 (grigio scuro) con 6% di screziature di colore 2.5Y 5/6 (bruno oliva chiaro), tessitura argillosa limosa, 2% di masse cementate e 5% di masse non cementate di CaCO ₃ e 2% di masse non cementate di ferromanganese, molto calcareo
4	Bgyss	110-150	Orizzonte poco umido, colore 2.5Y 4/2 (bruno grigiastro scuro) e 5Y 4/1 (grigio scuro) con 4% di screziature di colore 10YR 4/6 (bruno giallastro scuro), tessitura franca argillosa limosa, 7% di efflorescenze di gesso, molto calcareo
5	Bgss	150-160	Orizzonte poco umido, colore 5Y 4/2 (grigio oliva) e 5Y 4/1 (grigio scuro) con 6% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura argillosa limosa, 2% di masse non cementate di ferromanganese, molto calcareo
6	Bgk	160-200	Orizzonte poco umido, colore 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 40% di screziature di colore 5GY 6/1 (grigio) e 20% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franca argillosa limosa, 4% di masse cementate e 4% di masse non cementate di CaCO ₃ , molto calcareo
7	Cg1	200-260	Orizzonte umido, colore 10Y 6/1 (grigio) e 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 30% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franca argillosa limosa, 2% di masse non cementate di CaCO ₃ , 2% di masse non cementate e 2% di noduli di ferromanganese, molto calcareo
8	Cg2	260-295	Orizzonte umido, colore 10Y 6/1 (grigio) e 2.5Y

			5/3 (bruno oliva chiaro) con 35% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franca argillosa limosa, 4% di masse non cementate di ferromanganese, molto calcareo
9	Cg3	295-305	Orizzonte umido, 5Y 5/1 con 5% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franca argillosa limosa, 4% di masse cementate e 3% di masse non cementate di CaCO ₃ , molto calcareo
10	Cg4	305-325	Orizzonte molto umido, 5G 6/1 (grigio verdastro) e 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 15% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franca argillosa limosa, molto calcareo
11	Cg5	325-340	Orizzonte molto umido, colore 10Y 6/1 (grigio) con 30% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franca limosa, molto calcareo

LIN2			
	orizzonte	profondità	descrizione
1	A	0-40	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 25% di screziature 5Y 6/1 (grigio) e 15% di colore 2.5 5/6 (bruno oliva chiaro), tessitura franco argillosa limosa, 3% di masse non cementate e 1% di noduli di ferromanganese molto calcareo
2	Bg1	40-100	Orizzonte umido, colore N 6/ (grigio) e 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 10% di screziature di colore 10YR 4/6 (bruno giallastro scuro), tessitura argillosa limosa, 2% di masse non cementate di CaCO ₃ e 2% di masse non cementate di ferromanganese, molto calcareo
3	Bgk	100-140	Orizzonte umido, colore N 6/ (grigio) e 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 20% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro) tessitura franco argilloso limosa, 4% di masse cementate e 3% di masse non cementate di CaCO ₃ e 3% di masse non cementate di ferromanganese, molto calcareo
4	Bg2	140-200	Orizzonte molto umido, colore 10Y 6/1 (grigio) e 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 15% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura argillosa limosa, 3% di masse non cementate e 3% di noduli di ferromanganese ,

			molto calcareo
5	Bgss	200-280	Orizzonte molto umido, colore 10BG 6/1 (grigio bluastrò) con 30% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro) , tessitura franca argillosa limosa, 3% di masse non cementate e 1% di noduli di ferromanganese, molto calcareo
6	Cg	280-300	Orizzonte molto umido, colore 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 40% di screziature di colore 5GY 6/1 (grigio verdastro) e 30% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franca limosa, 1% di masse cementate di CaCO ₃ , molto calcareo

LIN1			
	orizzonte	profondità	descrizione
1	A	0-40	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/2 (bruno grigiastro scuro), tessitura franco argillosa limosa, molto calcareo
2	Bg	40-110	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/2 (bruno grigiastro scuro) con 15% di screziature di colore N 6/ (grigio) e 10% di colore 2.5Y 5/6 (bruno oliva chiaro), tessitura franco argillosa limosa, 3% di masse non cementate di ferromanganese, molto calcareo
3	Bgk	110-180	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 30% di screziature di colore 2.5Y 5/6 (bruno oliva chiaro) e 30% di colore N 6/ (grigio) tessitura franco argilloso limosa, 4% di masse cementate e 3% di masse non cementate di CaCO ₃ e 3% di masse non cementate di ferromanganese, molto calcareo
4	Cg1	180-230	Orizzonte molto umido, colore 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) e N 6/ (grigio) con 35% di screziature di colore 2.5Y 5/6 (bruno oliva chiaro), tessitura argillosa limosa, molto calcareo
5	Cg2	230-285	Orizzonte molto umido, colore 5B 6/1 (grigio bluastrò) con 35% di screziature di colore 2.5Y 5/6 (bruno oliva chiaro) , tessitura argillosa limosa, 3% di masse non cementate di ferromanganese e 1% di masse cementate di CaCO ₃ , molto calcareo
6	2Cg	285-300	Orizzonte molto umido, colore 5B 6/1 (grigio bluastrò) e colore 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 35% di screziature di colore 2.5Y 5/6 (bruno

			oliva chiaro) tessitura franca limosa, 2% di masse non cementate di ferromanganese, molto calcareo
--	--	--	--

LIN5			
	orizzonte	profondità	descrizione
1	Ap	0-40	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/2 (bruno grigiastro scuro), tessitura argillosa limosa, molto calcareo
2	Bw1	40-80	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/2 (bruno grigiastro scuro) con 3% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 2% di colore 2.5Y 5/6 (bruno oliva chiaro), tessitura argillosa limosa, molto calcareo
3	Bw2	80-100	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 25% di screziature di colore 2.5Y 5/6 (bruno oliva chiaro) e 30% di colore 5Y 6/1 (grigio) tessitura franco argilloso limosa, 3% di masse non cementate di ferromanganese, molto calcareo
4	Bg1	100-160	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/2 (grigio brunastro) e N 6/ (grigio) con 4% di screziature di colore 10YR 4/6 (oliva), tessitura franca argillosa limosa, 3% di masse non cementate di ferromanganese, molto calcareo
5	Bk	160-190	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 20% di screziature di colore N 6/ (grigio) e 15% di colore 2.5Y 5/6 (bruno oliva chiaro), tessitura franca argillosa limosa, 4% di masse cementate e 3% di masse non cementate di CaCO ₃ e 2% di masse non cementate di ferromanganese, molto calcareo
6	Bg2	190-230	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) e colore N 6/ (grigio) con 30% di screziature di colore 2.5Y 5/6 (bruno oliva chiaro) tessitura argillosa limosa, 2% di masse non cementate di ferromanganese e 1% di masse non cementate di CaCO ₃ , molto calcareo
7	Cg1	230-275	Orizzonte molto umido, colore N 6/ (grigio) con 35% di screziature di colore 2.5Y 5/6 (bruno oliva chiaro), tessitura franca limosa, molto calcareo
8	Cg2	275-300	Orizzonte molto umido, colore 10B 6/1 (grigio bluastro) con 40% di screziature di colore 2.5Y 5/6 (bruno oliva chiaro), tessitura argillosa limosa, molto calcareo

LIN6			
	orizzonte	profondità	descrizione
1	Ap	0-40	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/2 (bruno grigiastro scuro), tessitura argillosa limosa, molto calcareo
2	Bw	40-80	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/2 (bruno grigiastro scuro) con 5% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 5% di colore 10YR 4/6 (bruno giallastro scuro), tessitura argillosa limosa, molto calcareo
3	Bk1	80-110	Orizzonte umido, colore 5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 30% di screziature di colore N 6/ (grigio) e 25% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro) tessitura franco argilloso limosa, 2% di masse cementate e 3% di masse non cementate di CaCO ₃ e 2% di masse non cementate di ferromanganese, molto calcareo
4	Bw1	110-170	Orizzonte umido, colore 5Y 5/3 (grigio brunastro) con 35% di screziature di colore N 6/ (grigio) e 20% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura argillosa limosa, molto calcareo
5	Bk2	170-230	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) e colore N 6/ (grigio) con 30% di colore 2.5Y 5/6 (bruno oliva chiaro), tessitura argillosa limosa, 3% di masse cementate e 2% di masse non cementate di CaCO ₃ e 2% di masse non cementate di ferromanganese, molto calcareo
6	Bw2	230-265	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 20% di screziature di colore 2.5Y 5/6 (bruno oliva chiaro) e 30% di colore N 6/ (grigio) tessitura argillosa limosa, 2% di masse non cementate di ferromanganese, molto calcareo
7	C	265-285	Orizzonte molto umido, colore 5Y 5/3 (oliva) con 35% di screziature di colore 2.5Y 5/6 (bruno oliva chiaro) e 30% di colore N 6/ (grigio), tessitura franca limosa, molto calcareo
8	Cg	285-300	Orizzonte molto umido, colore 5Y 6/1 (grigio) e 5B 6/1 (grigio bluastro) con 30% di screziature di colore 2.5Y 5/6 (bruno oliva chiaro), tessitura argillosa limosa, 2% di masse non cementate di ferromanganese, molto calcareo

Nel sito Bedollo le carote di terreno sono state prelevate contemporaneamente alla posa in opera dei piezometri, lungo un transetto perpendicolare alla roggia.

L'analisi delle osservazioni ha permesso di individuare due tipologie di suolo: 7 osservazioni nella porzione prospiciente il campo di mais sono state attribuite al suolo denominato Cataldi franco limosa argillosa, mentre sulla riva opposta confinante con il campo di frumento, 3 osservazioni (corrispondenti ai piezometri T9, T10 e T11) sono da ricondurre al suolo denominato Risaia del Duca argillosa limosa. L'osservazione fatta all'interno del canale, ad una profondità di circa -120 cm rispetto al piano di campagna, non è stata attribuita a nessuno dei due suoli. Secondo la classificazione FAO, questo suolo rientra negli Haplic Calcisols.

Dalla figura 3.4 si osserva come, a differenza dell'area Linarola, siano presenti orizzonti con una buona percentuale di sabbia cioè a tessitura franca e franco sabbiosa.

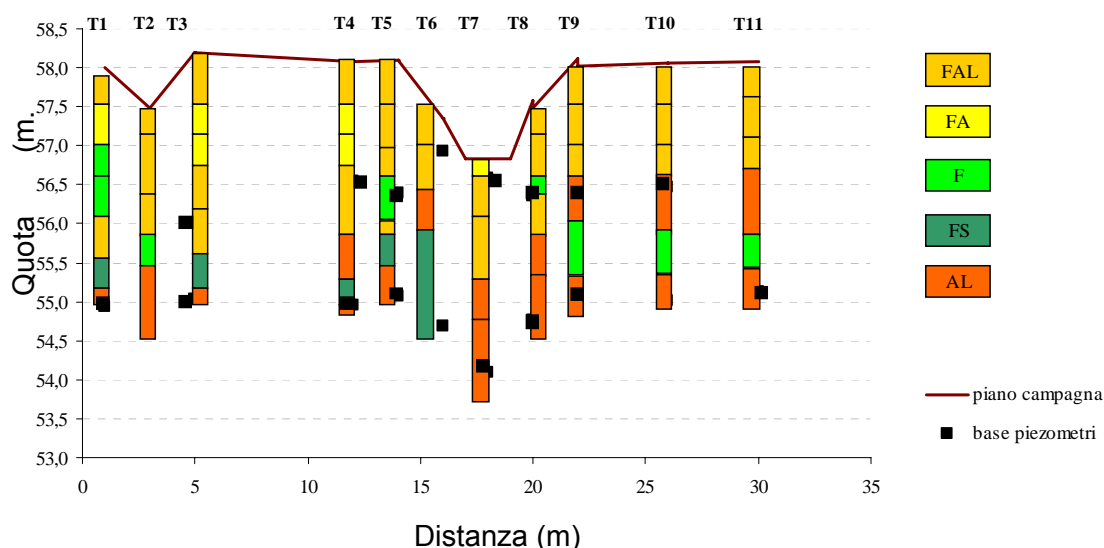


Figura 3.4 – Profili pedologici nel transetto T1-T11 nell'area BEDOLLO. ■ Indica la profondità del piezometro.

Generalmente nei primi orizzonti del suolo si trova una tessitura di tipo franco argilloso limoso (FAL), mentre nell'orizzonte più profondo predomina l'argilla. Negli orizzonti intermedi, in particolare nelle trivellate T4, T5 e T6 sono evidenti gli orizzonti dominati da tessitura franco-sabbiosa (FS) rispettivamente a profondità 260 cm, 200 e 100 cm.

I colori grigiastri si osservano negli orizzonti più profondi, dove è presente anche la maggior percentuale di screziature (Fig. 3.5). La percentuale di screziature compresa tra 0-10% caratterizza i primi 100-150 cm di profondità, a differenza

dell'area Linarola dove subito oltre i 50 cm di profondità la percentuale sale anche sopra il 20%.

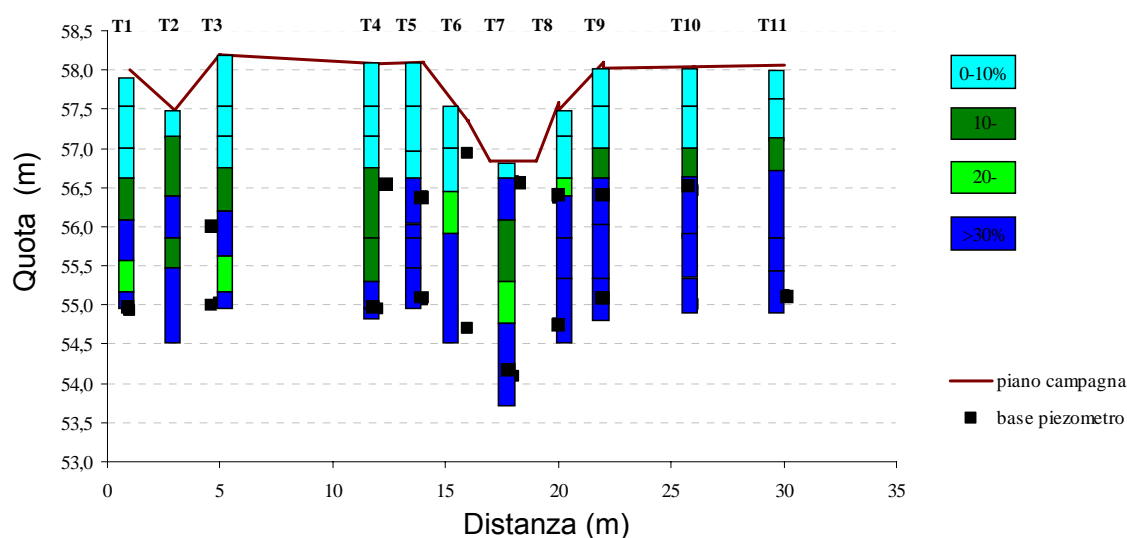


Figura 3.5 – Percentuale di screziature nel transetto T1-T11. ■ Indica la profondità del piezometro.

Di seguito sono riportati i risultati delle osservazioni pedologiche, per ogni gruppo di piezometri.

T1			
	orizzonte	profondità	descrizione
1	Ap	0-50	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/4 (bruno oliva), tessitura franco argillosa limosa
2	Bw	50-85	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/4 (bruno oliva), tessitura franco argillosa
3	Bk	85-130	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/4 (bruno oliva chiaro) con 3% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 2% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franca
4	Ck1	130-180	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 3% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 3% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franca
5	2Ck2	180-230	Orizzonte umido, colore 5Y 5/2 (grigio oliva) e N6/ (grigio) con 15% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco argillosa limosa
6	C2	230-280	Orizzonte molto umido, colore 2.5Y 5/4 (bruno oliva chiaro) con 5% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 5% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco sabbiosa

7	C3	280-300	Orizzonte molto umido, colore N6/ (grigio) e 2.5Y 5/4 (bruno oliva chiaro) con 20% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura argillosa limosa
---	----	---------	---

T2			
	orizzonte	profondità	descrizione
1	A	0-30	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/4 (bruno oliva), tessitura franco argillosa limosa
2	Bw	30-100	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/4 (bruno oliva chiaro) con 15% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 10% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco argillosa limosa
3	Bg	100-150	Orizzonte umido, colore 5Y 5/2 (grigio oliva) con 10% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco argillosa limosa
4	Cg1	150-195	Orizzonte molto umido, colore 2.5Y 5/4 (bruno oliva chiaro) con 13% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 10% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franca
5	2Cg2	195-300	Orizzonte molto umido con acqua libera, colore N 6/ (grigio) con 15% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro) , tessitura argillosa limosa

T3			
	orizzonte	profondità	descrizione
1	Ap	0-50	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/4 (bruno oliva), tessitura franco argillosa limosa
2	Bw	50-80	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/4 (bruno oliva), tessitura franco argillosa
3	Bk	80-120	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/4 (bruno oliva chiaro) con 8% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 6% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franca argillosa
4	Ck1	120-180	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 12% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 10% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco argillosa limosa
5	2Ck2	180-240	Orizzonte molto umido con acqua libera, colore 2.5Y 5/2 (grigio brunastro) con 28% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 20% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco argillosa limosa

6	C1	240-280	Orizzonte molto umido con acqua libera, colore 2.5Y 5/4 (bruno oliva chiaro) con 25% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 25% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco sabbiosa
7	2C2	280-300	Orizzonte molto umido con acqua libera, colore N6/ (grigio) e 2.5Y 5/4 (bruno oliva chiaro) con 20% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura argillosa limosa

T4			
	orizzonte	profondità	descrizione
1	A	0-50	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/4 (bruno oliva), tessitura franco argillosa limosa
2	Bw	50-90	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/4 (bruno oliva), tessitura franco argillosa
3	Bk	90-120	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/4 (bruno oliva chiaro) con 10% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 10% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franca argillosa
4	Ck1	120-200	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 15% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 15% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco argillosa limosa
5	Ck2	200-260	Orizzonte molto umido, colore 5Y 5/2 (grigio oliva) con 40% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 20% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura argillosa limosa
6	2C	260-310	Orizzonte molto umido con acqua libera, colore 2.5Y 5/5 (bruno oliva chiaro) con 35% di screziature di colore N6/ (grigio) e 10% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco sabbiosa
7	3C	310-315	Orizzonte molto umido con acqua libera, colore N6/ (grigio) tessitura argillosa limosa

T5			
	orizzonte	profondità	descrizione
1	A	0-40	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/4 (bruno oliva), tessitura franco argillosa limosa
2	Bw	40-80	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/4 (bruno oliva), tessitura franco argillosa limosa
3	Bk	80-130	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/4 (bruno oliva

			chiaro) con 5% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 3% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco argillosa limosa
4	Ck	130-180	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 35% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 20% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franca
5	C1	180-200	Orizzonte umido, colore 5Y 5/2 (grigio oliva) con 35% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 20% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco argillosa limosa
6	C2	200-250	Orizzonte molto umido con acqua libera, colore 2.5Y 5/4 (bruno oliva chiaro) con 35% di screziature di colore N 6/ (grigio) e 20% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco sabbiosa
7	C3	250-300	Orizzonte molto umido con acqua libera, colore 10BG 5/1 (grigio bluastro) con 10% di screziature di colore 10YR 5/4 (bruno giallastro), tessitura argillosa limosa

T6			
	orizzonte	profondità	descrizione
1	A	0-50	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/4 (bruno oliva), tessitura franco argillosa limosa
2	Bw	50-100	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 10% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 8% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco argillosa limosa
3	C	100-150	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/4 (bruno oliva chiaro) con 25% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 15% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franca sabbiosa
4	2C	150-280	Orizzonte molto umido con acqua libera, colore N 6/ (grigio) e 2.5Y 5/4 (bruno oliva chiaro) con 20% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura argillosa limosa

T7			
	orizzonte	profondità	descrizione
1	A	0-15	Orizzonte umido, colore 2.5Y 3/3 (bruno oliva), tessitura franco argillosa
2	Bg	15-70	Orizzonte molto umido, colore 5Y 6/1 (grigio) con

			25% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco argillosa limosa
3	Bw	70-160	Orizzonte molto umido, colore 2.5Y 5/4 (bruno oliva chiaro) con 10% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 10% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco argillosa limosa
4	Cg1	160-220	Orizzonte molto umido, colore 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 25% di screziature di colore N 6/ (grigio) e 20% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura argillosa limosa
5	Cg2	220-300	Orizzonte molto umido, colore 5Y 5/1 (grigio) e N6/ con 15% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro) , tessitura argillosa limosa

T8			
	orizzonte	profondità	Descrizione
1	A	0-30	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/3 (bruno oliva), tessitura franco argillosa limosa
2	Bw1	30-90	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/3 (bruno oliva) con 8% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 5% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco argillosa limosa
3	Bw2	90-120	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/3 (bruno oliva chiaro) con 20% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 15% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franca
4	Bg	120-180	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/2 (bruno grigiastro scuro) con 30% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 20% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco argillosa limosa
5	Cg1	180-240	Orizzonte umido, colore 2.5Y 5/1 (grigio) con 35% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro) , tessitura argillosa limosa
6	Cg2	240-300	Orizzonte molto umido, colore N 5/ (grigio) con 10% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura argillosa limosa

T9			
	orizzonte	profondità	Descrizione
1	A	0-50	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/3 (bruno oliva), tessitura franco argillosa limosa

2	Bk1	50-85	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/4 (bruno oliva) con 2% di screziature di colore 5Y 5/1 (grigio), tessitura franco argillosa limosa
3	Bk2	85-130	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/4 (bruno oliva) con 15% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 10% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco argillosa limosa
4	Cg1	130-180	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/2 (bruno grigiastro scuro) con 25% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 15% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura argillosa limosa
5	2Cg	180-230	Orizzonte umido, colore 5Y 5/3 (oliva) con 35% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 20% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franca
6	3Cg	230-280	Orizzonte molto umido con acqua libera, colore N 5/ (grigio) con 10% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura argillosa limosa

T10			
	orizzonte	profondità	descrizione
1	Ap	0-40	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/3 (bruno oliva), tessitura franco argillosa limosa
2	Bw	40-100	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/4 (bruno oliva) con 4% di screziature di colore 5Y 5/1 (grigio), tessitura franco argillosa limosa
3	Bk	100-140	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/4 (bruno oliva) con 15% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 10% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco argillosa limosa
4	Cg	140-205	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/2 (bruno grigiastro scuro) con 20% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 15% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura argillosa limosa
5	2Cg	205-260	Orizzonte molto umido, colore 5Y 5/3 (grigio oliva) con 35% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 20% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franca
6	3Cg	260-310	Orizzonte molto umido con acqua libera, colore N 5/ (grigio) con 10% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura argillosa limosa

T11			
	orizzonte	profondità	descrizione
1	Ap	0-40	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/3 (bruno oliva), tessitura franco argillosa limosa
2	Bw	40-90	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/4 (bruno oliva) con 4% di screziature di colore 5Y 5/1 (grigio), tessitura franco argillosa limosa
3	Bk	90-135	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/4 (bruno oliva) con 15% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 10% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franco argillosa limosa
4	Cg	135-210	Orizzonte umido, colore 2.5Y 4/2 (bruno oliva chiaro) con 20% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 15% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura argillosa limosa
5	2Cg	210-250	Orizzonte molto umido, colore 5Y 5/3 (oliva) con 35% di screziature di colore 5Y 6/1 (grigio) e 20% di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura franca
6	3Cg	250-310	Orizzonte molto umido con acqua libera, colore N 5/ (grigio) con 10% di screziature di colore 10YR 5/6 (bruno giallastro), tessitura argillosa limosa

I risultati delle analisi pedologiche effettuate nelle due aree sperimentali sono stati interpolati ottenendo delle immagini come quelle mostrate in fig 3.6, 3.7, 3.8, 3.9, 3.10 e 3.11 sia per effettuare un'analisi della distribuzione dei parametri nel suolo che per utilizzarli nelle applicazioni modellistiche di REMM. Di seguito sono riportati alcuni esempi, mentre si rimanda agli allegato 1 per le altre elaborazioni effettuate.

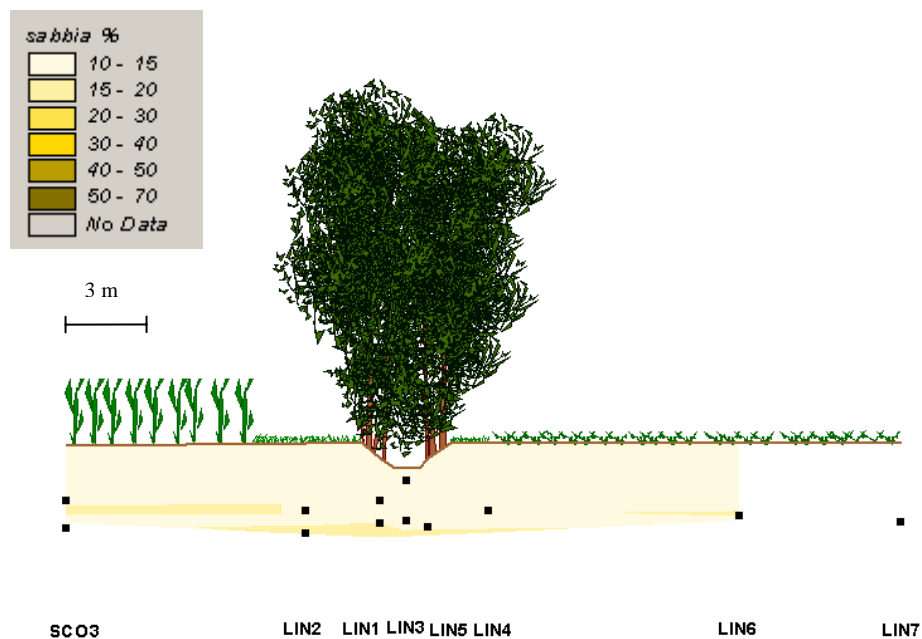


Fig. 3.6 – Distribuzione del contenuto di sabbia nei suoli del sito Linarola

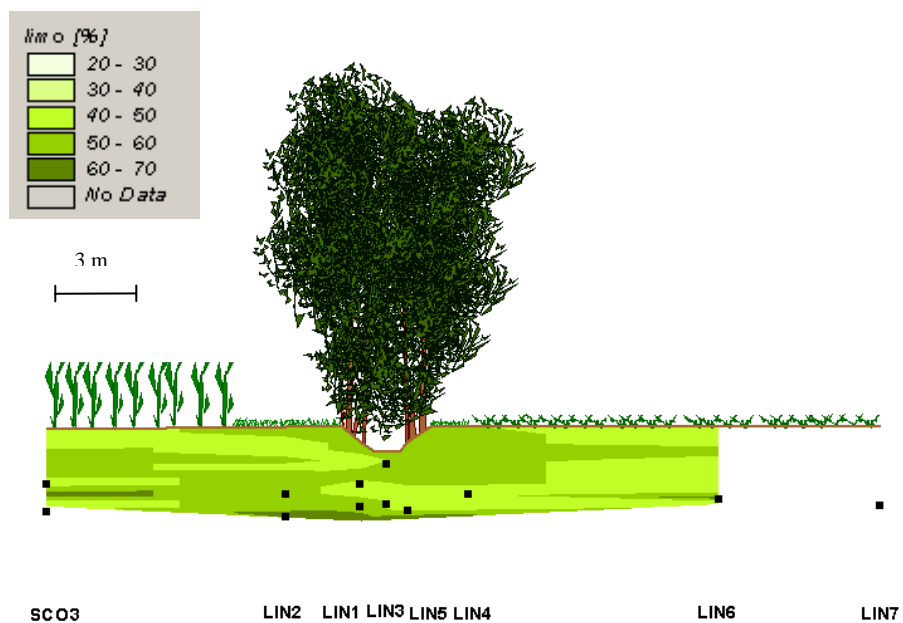


Fig. 3.7 – Distribuzione del contenuto di limo nei suoli del sito Linarola

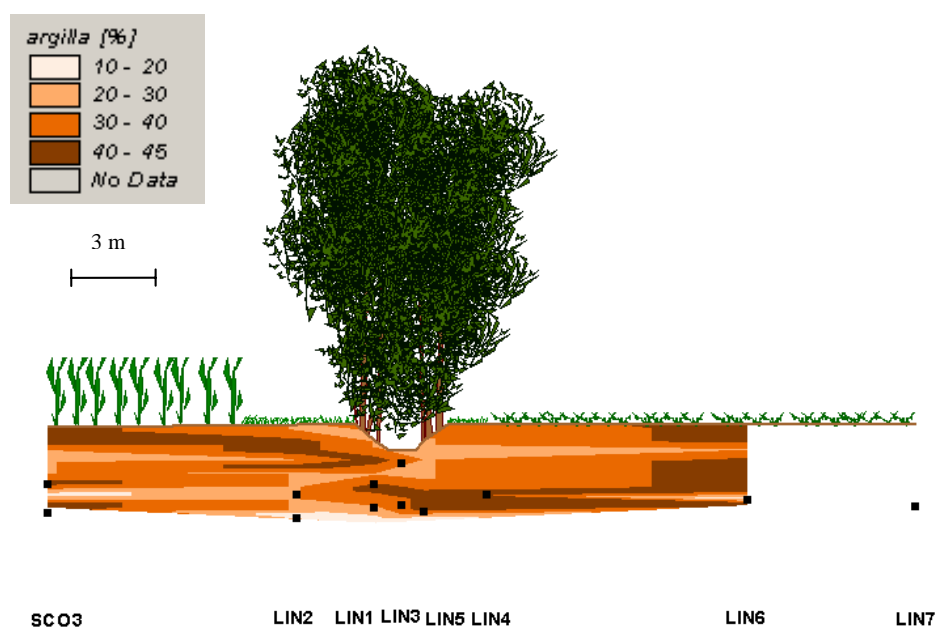


Fig. 3.8 – Distribuzione del contenuto di argilla nei suoli del sito Linarola

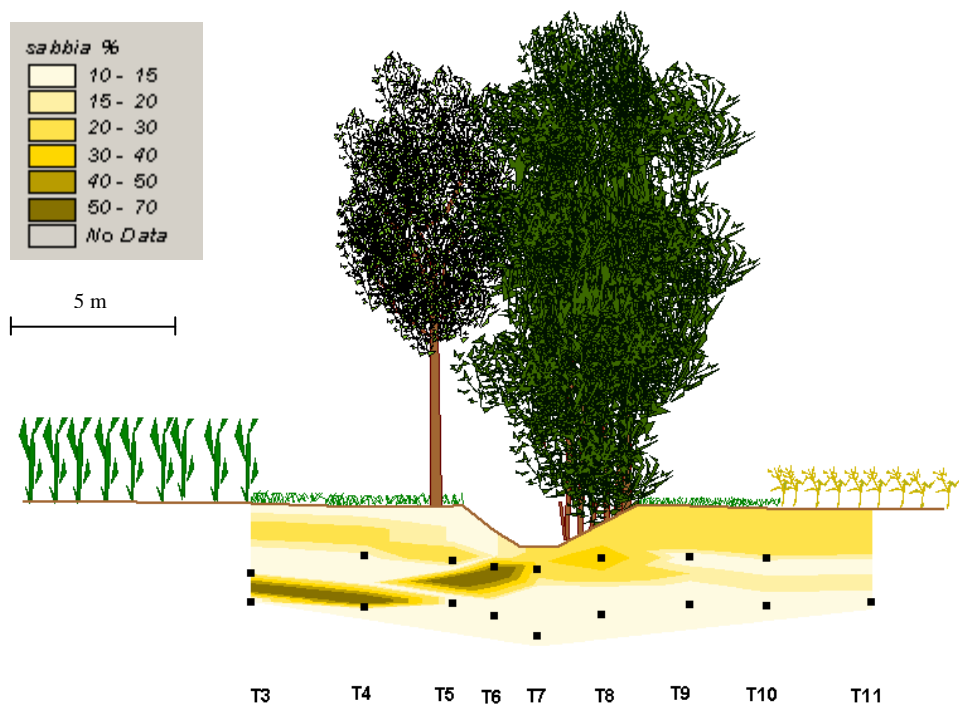


Fig. 3.9 – Distribuzione del contenuto di sabbia nei suoli del sito Bedollo

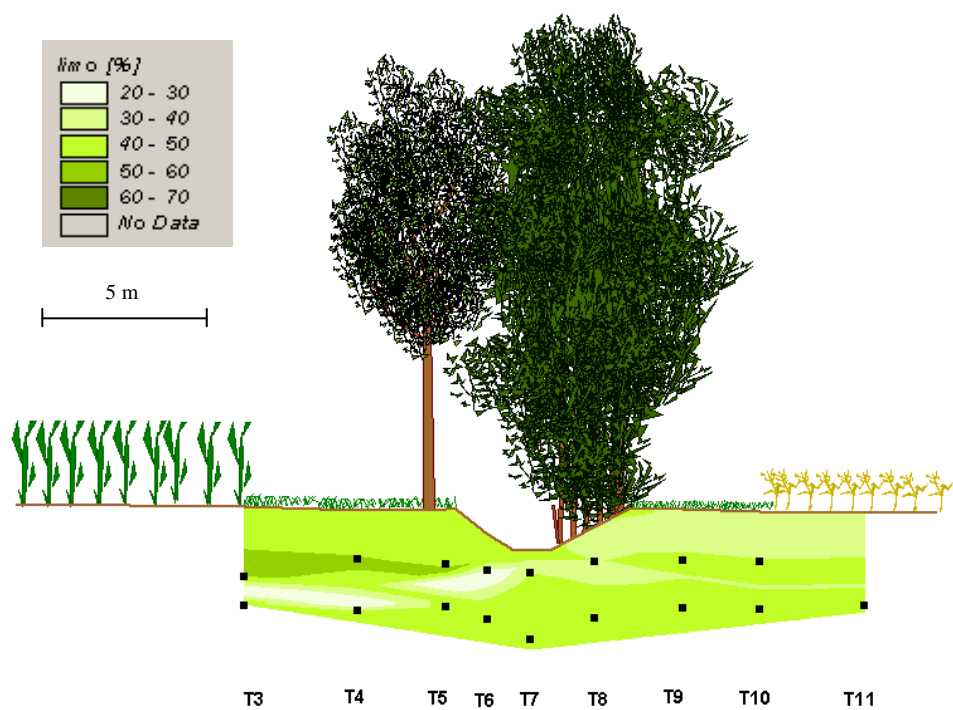


Fig. 3.10 – Distribuzione del contenuto di limo nei suoli del sito Bedollo

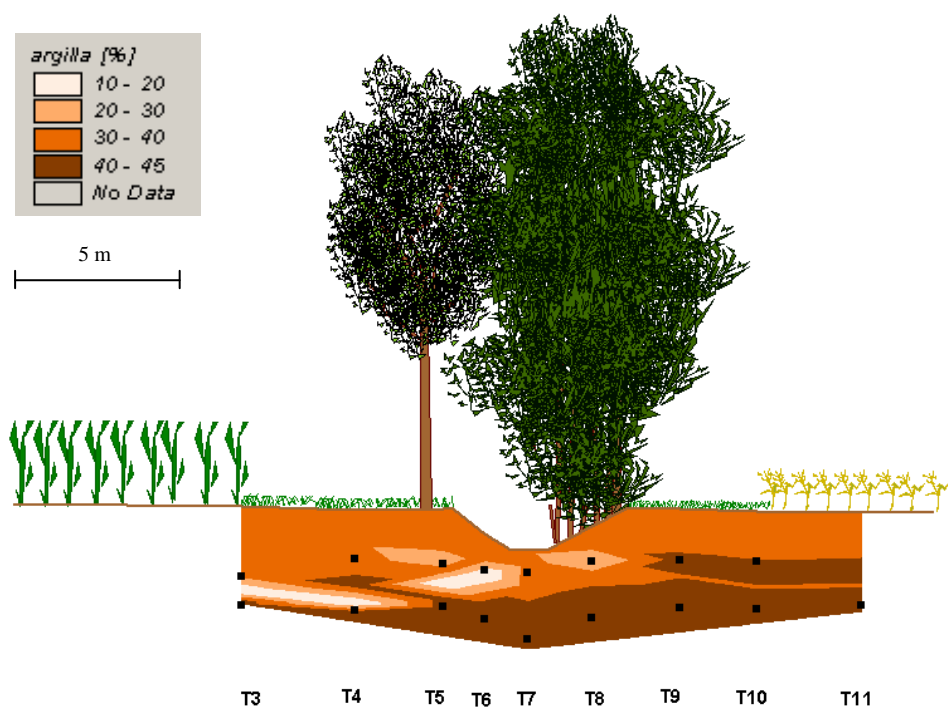


Fig. 3.11 – Distribuzione del contenuto di argilla nei suoli del sito Bedollo

3.2. Caratterizzazione chimico-fisica

Su alcuni campioni di suolo raccolti nelle aree di studio sono state effettuate analisi chimico-fisiche di dettaglio.

Sui campioni seccati all'aria e setacciati a 2mm sono stati determinati il pH in H₂O e la tessitura mediante il metodo della pipetta dopo dispersione del campione con esametafosfato di sodio (MIPAF, 1999). Il carbonio totale e l'N totale sono stati determinati con un analizzatore elementare LECO CHN-600. I carbonati sono stati determinati mediante calcimetro. Il C organico è stato determinato mediante differenza tra il C totale e il C-CO₃ corrispondente alle forme inorganiche (MIPAF 2000). Per la determinazione di ammonio e nitrato si è utilizzato il metodo della diffusione dopo trattamento con ossido di magnesio e determinazione colorimetrica (Bremner 1965; Crooke & Simpson 1971).

I suoli del sito LInarola hanno un pH sempre alcalino sia in superficie sia in profondità dovuto all'elevata presenza di carbonati derivanti dalla roccia madre. I valori di pH leggermente più bassi in superficie rispetto allo strato profondo sono dovuti all'effetto acidificante della sostanza organica (Tab 3.1)

La tessitura è per tutti i suoli argilloso limosa tranne che per LIN3 dove è più argillosa (Tab. 3.1).

Punto	Profondità	pH	Umidità %	Argilla %	Limo %	sabbia %
LIN1	0-40cm	8.1	18.7	n.d.		
LIN1	200-280cm	8.4	23.0	52.4	46.0	1.6
LIN2	0-40cm	8.2	21.4	54.5	43.6	1.9
LIN2	200-260cm	8.3	22.6	59.6	38.5	1.8
LIN3	sup.	8.2	35.4	34.2	46.3	19.5
LIN5	0-40cm	8.1	24.4	n.d.	n.d.	n.d.
LIN5	280-300cm	8.3	23.8	n.d.	n.d.	n.d.
LIN6	sup.	8.1	23.6	53.4	41.8	4.8
SCO3	0-40cm	8.1	20.3	n.d.	n.d.	n.d.
SCO3	275-300cm	8.4	25.3	54.6	42.6	2.8

Tab 3.1 – pH e tessitura del transetto LINAROLA.

Considerando il tipo di tessitura la dotazione in carbonio organico è da molto bassa a elevata a seconda del suolo e della profondità. Paragonando gli orizzonti superficiali la dotazione di C org è molto bassa in LIN1 e SCO3, media in LIN 2, LIN5 e LIN 6 ed elevata in LIN3. Gli orizzonti profondi presentano valori bassi di

Corg, ma non così bassi se si tiene presente che gli orizzonti presi in considerazione sono ad una profondità maggiore di 2 metri.

L'azoto totale segue lo stesso andamento del C org, con valori molto bassi, che indicano una scarsa dotazione nel suolo LIN1, valori medi in LIN2, LIN5 e LIN6 e SCO3 ed elevati in LIN3. In profondità i valori di N totale sono bassi ed in alcuni casi sempre vicini al limite di rivelabilità dello strumento.

Il rapporto C/N, che indica il grado di mineralizzazione della sostanza organica, deve essere considerato diversamente in superficie ed in profondità. Negli orizzonti superficiali dove la mineralizzazione della sostanza organica è determinata dall'attività biologica del suolo nonché da proprietà fisiche che ne controllano aerazione e drenaggio, valori attorno a 9-10 indicano una mineralizzazione della sostanza organica normale (LIN 1 e LIN5). In SCO3, LIN2 e LIN6 i valori più bassi o uguali a 9 indicano invece che la sostanza organica è sottoposta ad una mineralizzazione veloce mentre al contrario i valori trovati in LIN 3 indicano una mineralizzazione lenta che giustifica il maggiore accumulo di sostanza organica. In profondità, dove l'attività biologica è limitata ma vi possono essere fenomeni di illuviazione i valori sono sempre bassi ad indicare che il materiale organico che raggiunge tali profondità è un materiale altamente trasformato ed ossidato. Bisogna però tener presente che i rapporti non sono sempre così attendibili dato che i valori di N sono vicini al limite di rivelabilità.

I contenuti di N ammonico e N nitrico sono molto diversi a seconda del tipo di suolo e a seconda della profondità. L' N-NH_4^+ presenta valori bassi paragonabili negli orizzonti superficiali di LIN1, LIN2 e LIN5, molto alti in LIN3 e alti in LIN6. In profondità i valori sono mediamente più bassi ma con variazioni meno marcate rispetto all'N totale, probabilmente a causa delle condizioni di anaerobiosi che favoriscono la formazione delle forme ridotte. L'N nitrico presenta un intervallo di valori maggiore andando da 5.44 a 25.85 mg/kg negli orizzonti superficiali dei diversi profili. I nitrati possono essere persi facilmente per lisciviazione ma in questi suoli la tessitura particolarmente argillosa ne limita i movimenti verticali. In profondità invece i valori sono sempre molto bassi, proprio a causa delle condizioni asfittiche che sfavoriscono la forma ossidata.

	Profondità cm	Carbonati totali %	C org. %	N totale %	C/N	N-NH ₄ ⁺ mg/kg	N-NO ₃ ⁻ mg/kg	DIN mg/kg
LIN1	0-40	18.9	0.90	0.09	10.5	2.28	5.44	7.72
LIN1	200-280	18.9	0.35	0.04	9.1	2.08	0.59	2.67
LIN2	0-40	13.3	1.40	0.18	7.9	2.11	14.06	16.17
LIN2	200-260	20.5	0.19	0.04	4.5	0.79	0.52	1.31
LIN3	sup.	13.3	4.59	0.34	13.4	18.39	25.85	44.25
LIN5	0-40	16.3	1.36	0.14	9.6	1.59	11.41	13.00
LIN5	280-300	19.7	0.46	0.04	11.2	1.32	0.38	1.69
LIN6	sup.	11.5	1.60	0.20	8.2	4.03	23.43	27.46
SCO3	0-40	14.5	1.00	0.15	6.7	1.10	9.48	10.58
SCO3	275-300	17.7	0.30	0.05	5.8	0.63	0.61	1.24

Tab 3.2 – Forme di C e N organiche e inorganiche e rapporto C/N dei suoli del transetto LINAROLA

Gli orizzonti superficiali dei suoli del sito Bedollo presentano un pH alcalino ad eccezione del suolo T7, che è invece subalcalino. La tessitura è per lo più franca; i suoli T5 e T9 presentano una tessitura franco argillosa. Il pH alcalino è sempre legato alla presenza di carbonati.

La dotazione in sostanza organica è media o medio-elevata considerando la tessitura media dei suoli oggetto di studio. Solo il T7 presenta un valore molto alto di sostanza organica che potrebbe far classificare questo orizzonte come organico. L'azoto totale segue l'andamento del C con valori alti nel suolo T7 mentre gli altri suoli presentano una dotazione media o medio-elevata. Il rapporto C/N indica una mineralizzazione normale della sostanza organica per i suoli T4, T5, T6 e T9 mentre nel T7 l'alto valore di C/N indicherebbe la presenza di materiale vegetale fresco o indecomposto. Il campione T7 è stato prelevato all'interno della roggia, quindi rappresenta un sedimento, anche se per un certo periodo dell'anno è stata riscontrata assenza d'acqua. In questo caso le condizioni di asfissia portano ad un rallentamento della decomposizione e ad accumulo di Corg. Il suolo T8 presenta valori di C/N bassi ad indicare una mineralizzazione veloce della sostanza organica.

	pH	Umidità %	Argilla %	Limo %	Sabbia %
T4	8.1	19.9	26.7	48.0	25.3
T5	8.0	24.0	31.4	46.7	21.9
T6	7.9	26.6	23.0	46.3	30.7
T7	7.5	57.7	20.1	40.1	39.8
T8	8.0	22.0	22.5	42.5	34.9
T9	8.0	24.2	30.0	42.1	27.9

Tabella 3.3 – pH , umidità e tessitura dei suoli del transetto BEDOLLO.

I dati di N ammoniacale e nitrico rispecchiano la dotazione in sostanza organica. Valori simili si hanno infatti per i suoli T4, T5, T6 e T8 mentre T7 presenta valori sorprendentemente elevati di N ammoniacale e basse quantità di N nitrico a confermare che il suolo è probabilmente saturo d'acqua e le condizioni di anaerobiosi hanno favorito reazioni di ammonificazione ad opera delle popolazioni batteriche anaerobie.

Nel suolo T9, a fronte di una minore dotazione in sostanza organica si trovano anche valori più bassi di N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻.

Dal confronto tra le due aree si osserva che gli orizzonti superficiali nell'area Bedollo hanno una migliore dotazione di C organico e di azoto sia organico che inorganico.

	Carbonati totali %	C org. %	N totale %	C/N	N-NH ₄ ⁺ mg/Kg	N-NO ₃ ⁻ mg/Kg	DIN mg/Kg
T4	10.7	2.93	0.29	10.0	3.51	20.12	23.63
T5	13.9	2.28	0.23	10.0	3.69	22.99	26.68
T6	12.9	2.64	0.24	10.8	4.24	19.98	24.22
T7	8.9	11.93	0.74	16.2	172.44	2.81	175.26
T8	14.1	1.94	0.23	8.4	3.27	20.65	23.92
T9	10.7	1.50	0.16	9.6	2.92	12.37	15.29

Tabella 3.4 – Forme di C e N organiche e inorganiche e rapporto C/N dei suoli del transetto BEDOLLO.

4. CARATTERIZZAZIONE IDROLOGICA

4.1. Regime pluviometrico

I dati di precipitazione sono stati forniti dal Consorzio Parmigiana-Moglia che gestisce una rete di monitoraggio con stazioni di misura in provincia di Reggio Emilia e Modena. Abbiamo quindi potuto scegliere la stazione più vicino alle aree di studio, cioè Brunoria che è localizzata a 9 km dal sito Linarola e a 4 km dal sito Bedollo.

Partendo dai dati raccolti su scala oraria, è stato possibile ricavare le precipitazioni mensili relative al periodo compreso tra gennaio 2007 a febbraio 2009 (Fig. 4.1).

L'andamento delle precipitazioni è quello tipico dei climi temperati con i periodi di pioggia concentrati in primavera e autunno. Dal grafico si può osservare che i mesi più piovosi sono stati giugno e novembre sia nel 2007 che nel 2008, mentre quelli più asciutti sono risultati luglio nel 2007 e agosto nel 2008. Nel 2008 si sono avute piogge più abbondanti soprattutto in autunno e complessivamente sono stati registrati 780 mm/anno quindi circa il 25% in più rispetto all'anno precedente che ha fatto registrare 582 mm/anno.

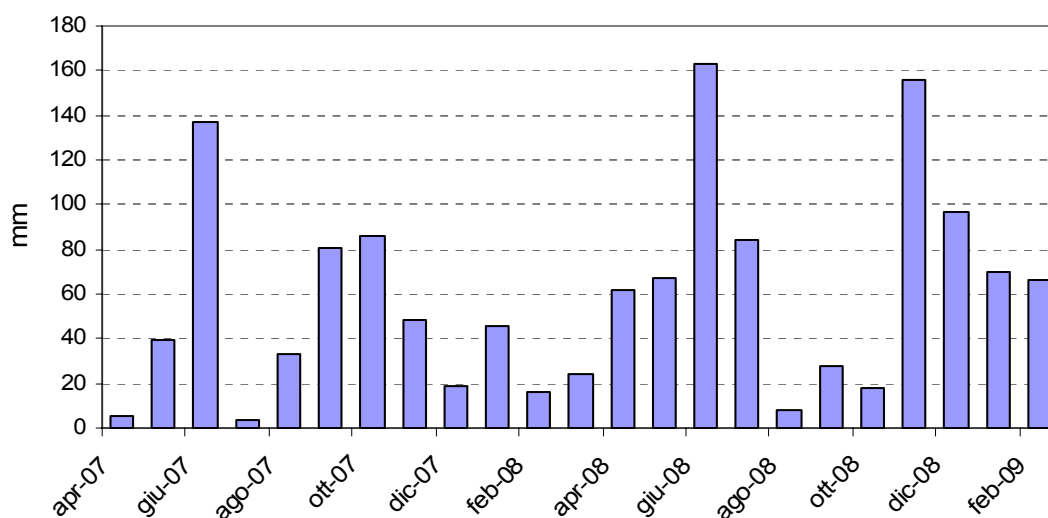


Fig. 4.1 – Precipitazioni mensili.

4.2. Idrologia delle acque sotterranee

Avendo a disposizione i dati pluviometrici è, in parte possibile, comprendere le variazioni del livello della falda osservate nelle due aree di studio.

Come ci si poteva aspettare si sono osservate ampie fluttuazioni del livello della falda in entrambe i siti con minimi estivi/autunnali e massimi invernali/primaverili. In

Fig 4.2 e Fig. 4.3 sono mostrati i livelli misurati in un pozzo, sito a Fabbrico (codice 5RE), appartenente alla rete regionale per il monitoraggio della falda ipodermica insieme alle variazioni registrate in continuo con l'idrometro (T6 a Bedollo e LIN1 a Linarola) e alle misure mensili misurate mensilmente in ogni area di studio (si è scelto come esempio il T4 per il Bedollo e SCO2 per il Linarola).

Al Bedollo si osserva innanzitutto come le misure effettuate sia con l'idrometro che manualmente (con la sonda sonora) sono in buon accordo tra loro e anche con quelle registrate a Fabbrico, quindi in una località vicinissima all'area di studio. A partire da luglio, si è osservato in entrambi gli anni una brusca diminuzione del livello piezometrico che è sceso di circa 2 metri in un paio di mesi. A settembre-ottobre molti piezometri erano asciutti quindi sicuramente la falda era al di sotto di 3 metri di profondità. A partire da novembre 2007 il livello è risalito gradualmente fino a raggiungere la soggiacenza di circa 1 m a gennaio ed è rimasto relativamente costante fino a luglio 2008. Il picco registrato dall'idrometro il 18 luglio 2008 corrisponde a un evento di irrigazione. La falda è rimasta a livelli molto bassi fino alla fine di novembre, dopo di che ha cominciato a risalire in maniera molto rapida: nell'arco di 7 giorni il livello si è alzato di 120 cm.

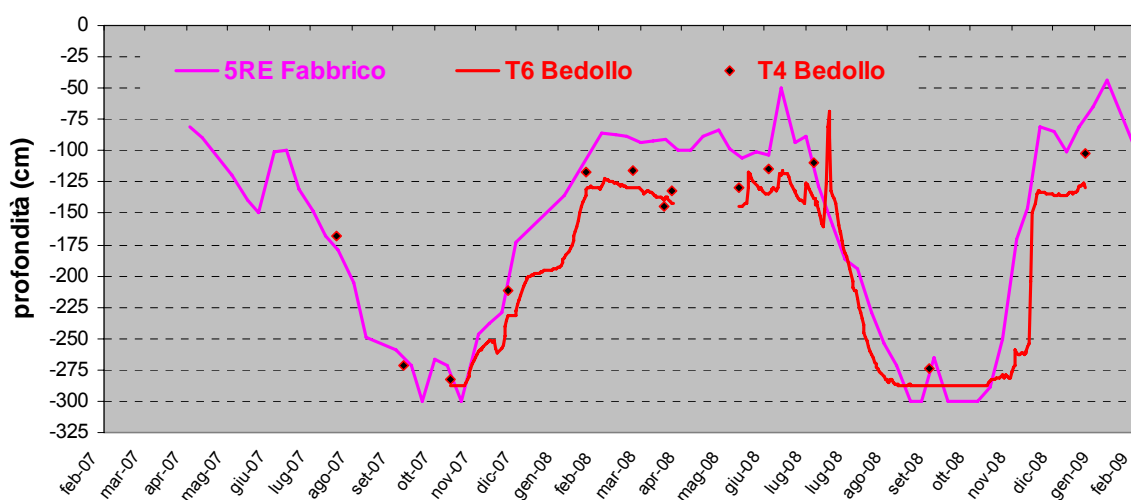


Fig. 4.2 – confronto dei dati freaticometrici della falda superficiale area BEDOLLO.

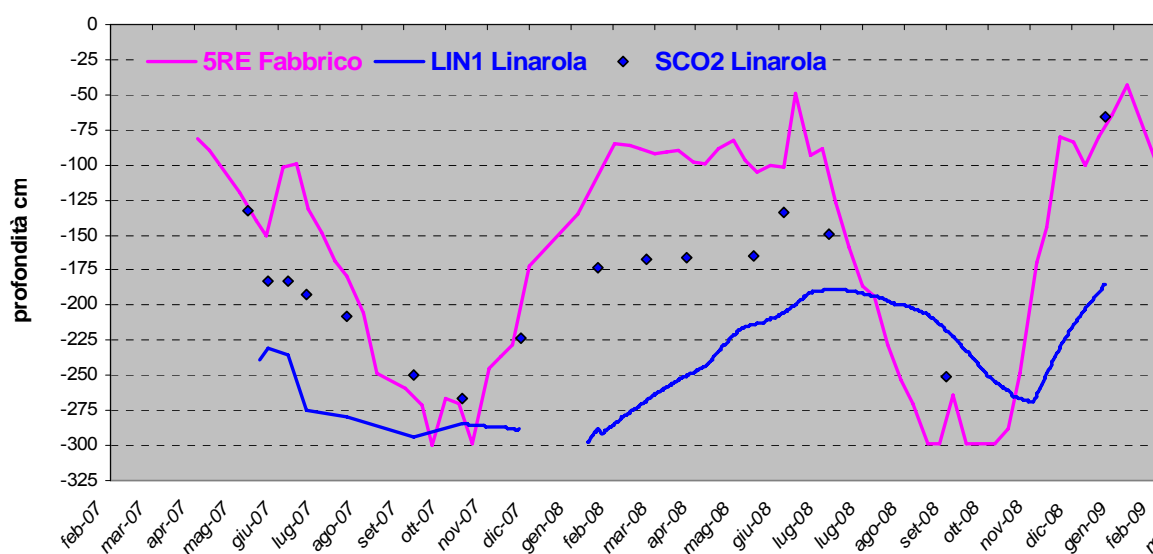


Fig 4.3 – Confronto dei dati freaticometrici della falda superficiale area LINAROLA.

Al sito Linarola le variazioni registrate con l'idrometro nel piezometro LIN1 sono più contenute e sfasate rispetto sia al piezometro di Fabbrico che alle misure mensili effettuate negli altri piezometri di cui si riporta come esempio lo SCO2. Tali differenze sono probabilmente da attribuire alla presenza di una lente argillosa alla profondità in cui il piezometro è fessurato che rallenta il flusso dell'acqua sotterranea.

Considerando le medie delle misure mensili si osserva che i livelli massimi raggiunti dalla falda coincidono con i massimi di pioggia registrati a giugno sia nel 2007 che nel 2008. Il valore minimo si è registrato invece in ottobre, durante un periodo mediamente piovoso. La falda è quindi scesa da circa 1.15 m rispetto al piano campagna a circa 2.40 m per poi risalire progressivamente dal mese di novembre e ritornare a 1.18 m a inizio estate dell'anno successivo. Nel gennaio 2009, come al Bedollo, certamente a seguito delle piogge abbondanti del mese di dicembre, la falda ha raggiunto la soggiacenza minima, cioè 65 cm.

I potenziali idraulici ricavati dalle misure di livello hanno permesso di verificare l'esistenza di un gradiente lungo i transetti, all'interno delle fasce riparie. Al sito Linarola abbiamo misurato un gradiente del 4% dal campo di barbabietole verso il fosso, mentre sul versante opposto cioè nella porzione occupata dal medicaio la situazione non è chiara anche per la mancanza di misure dovuta a problemi di vario tipo (abbattimento piezometri, animali caduti dentro i piezometri, etc.). (Fig. 4.4).

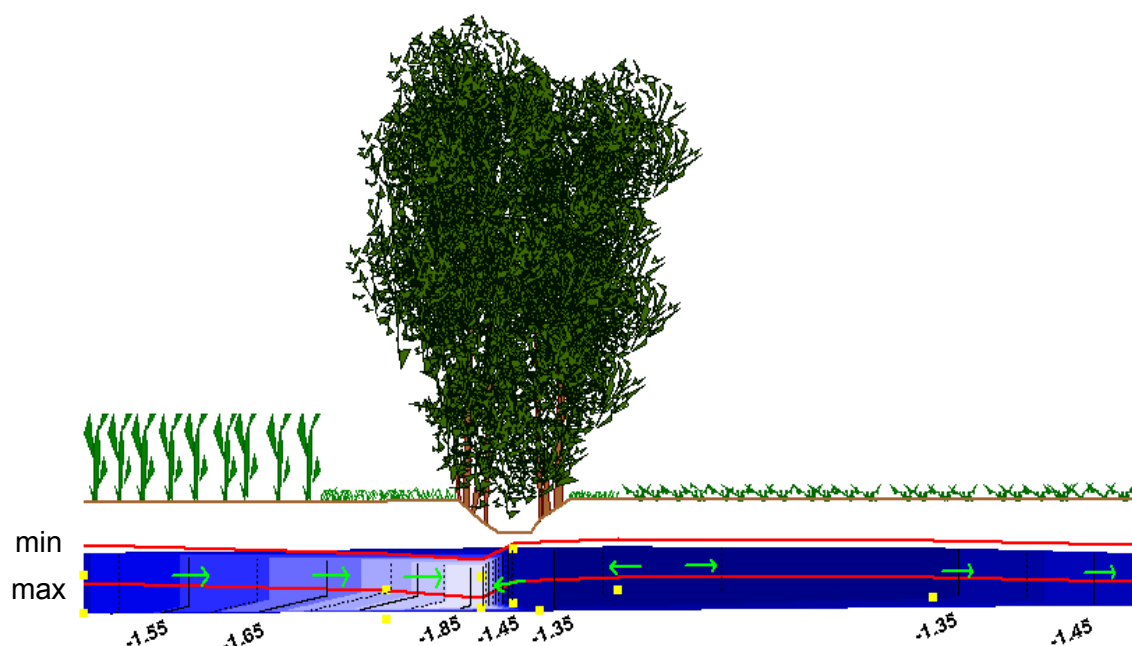


Fig. 4.4 – Sezione trasversale della fascia riparia nel sito LINAROLA. Sono indicate le linee isopiezometriche e la direzione del flusso.

Al Bedollo, nella porzione a Nord-Est, dal confine tra campo di mais e fascia riparia (piezometro T3) verso la roggia (piezometro T6) è stato calcolato un gradiente del 4%; nella porzione opposta, a Sud-Ovest, dal campo di frumento (piezometro T11) alla roggia il gradiente è leggermente inferiore, 2%. Questa analisi che ci ha consentito di verificare il movimento dell'acqua sotterranea dalla potenziale sorgente di inquinamento, cioè il campo coltivato, verso la roggia o il fosso, è fondamentale nella interpretazione delle trasformazioni delle specie chimiche d'interesse all'interno della fascia riparia (Fig. 4.5).

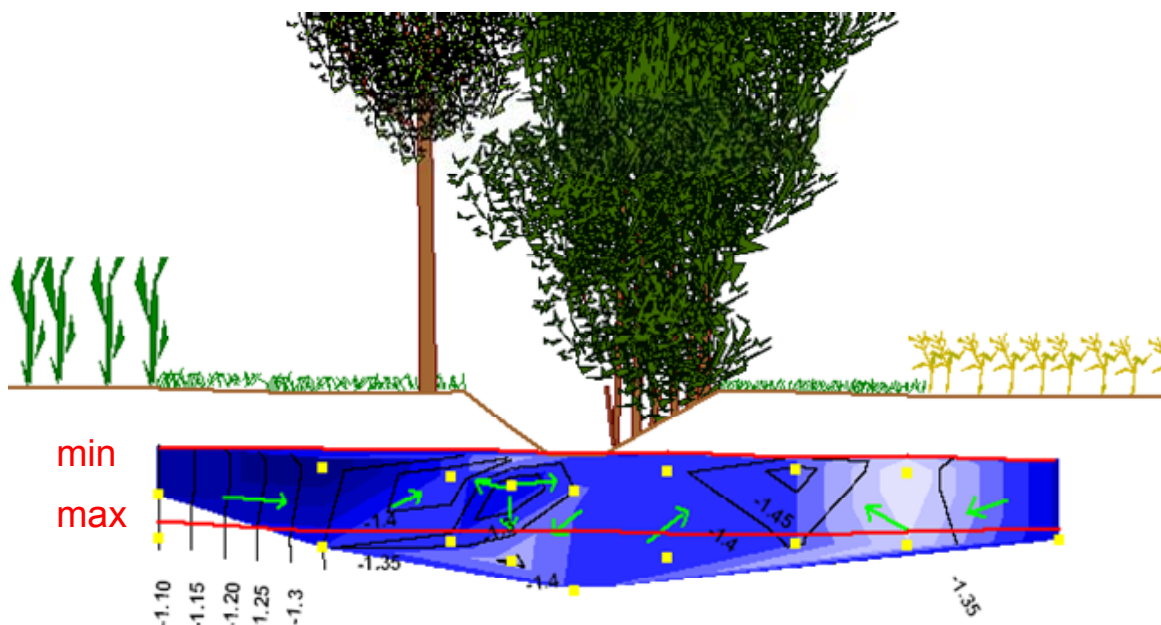


Fig. 4.5 – Sezione trasversale della fascia riparia nel sito BEDOLLO. Sono indicate le linee isopiezometriche e la direzione del flusso.

La parte centrale del transetto costituisce una zona di richiamo dell'acqua dai campi.

4.3. Conducibilità idraulica

La conducibilità idraulica è un parametro di notevole importanza per lo studio del trasporto dell'acqua e dei nutrienti negli acquiferi sottostanti le fasce riparie. E' possibile fare una ragionevole stima della conducibilità eseguendo sui piezometri installati nell'area di studio, dei test, chiamati "slug test", che permettono di calcolare la conducibilità idraulica orizzontale di suoli saturi d'acqua.

Uno slug test è una prova eseguita in maniera da produrre una istantanea variazione del livello statico in un pozzo o in un piezometro e misurare, in funzione del tempo, il conseguente recupero del livello originario.

La prova può essere eseguita nelle due seguenti modalità:

- test in declino o con carico decrescente, aumentando bruscamente il livello statico misurato nel pozzo e monitorando il conseguente declino di livello che si crea per il flusso dal pozzo verso l'acquifero;
- test in risalita o con carico crescente, producendo una brusca diminuzione di livello e monitorando la conseguente risalita che si crea per il flusso dall'acquifero verso il pozzo.

La seconda modalità è la più utilizzata in relazione alla sua maggiore semplicità operativa ed alla maggiore affidabilità del risultato, per cui è stato effettuato il test svuotando il piezometro attraverso la pompa peristaltica e misurando la velocità dell'acqua in risalita al tempo t_1 , t_2 , t_3 etc. con l'utilizzo dell'idrometro mobile.

Il sensore di livello non è a contatto con il fondo del piezometro ma è posto ad una profondità superiore di 10 cm per evitare il suo possibile insabbiamento legato alla presenza dei fori. Le informazioni raccolte permettono così di conoscere la conducibilità dell'acqua nell'orizzonte in cui si trova il sensore. La frequenza con cui i dati vengono raccolti viene impostata in relazione alla velocità di risalita: se la risalita è rapida i dati vengono registrati ogni minuto se lenta la frequenza di raccolta può essere di 5-10 minuti.

Una volta eseguito lo slug test, si possono utilizzare diversi metodi per stimare il valore di conducibilità idraulica. Il metodo più appropriato dipende dalle caratteristiche dell'acquifero: se l'acquifero è confinato, semi-confinato o libero e se il piezometro penetra nell'acquifero totalmente o parzialmente.

Nel presente studio l'acquifero è libero e i piezometri non arrivano fino alla base dell'acquifero, ma penetrano solo parzialmente. In queste condizioni si può utilizzare il metodo di Bouwer e Rice (1976) o di Hvorslev (1951) (Fetter, 2001).

Nelle tabelle 4.1 e 4.2 sono riportati i valori di conducibilità idraulica calcolati con entrambi i metodi.

Piezometro	Bower & Rice (cm/s)	Hvorslev (cm/s)	data
SCO3	7.47E-04	1.09E-03	08/07/08
LIN2-340	7.13E-04	1.50E-03	08/07/08
LIN1bis	5.70E-04	1.23E-03	08/07/08
LIN3	5.99E-04	1.34E-03	30/9/2008
LIN5	2.15E-04	4.41E-04	14/05/08

Tabella 4.1 – Conducibilità idraulica a Linarola calcolata con i metodi di Bower & Rice e Hvorslev.

Piezometro	Bower & Rice (cm/s)	Hvorslev (cm/s)	data
T3	1.48E-03	2.82E-03	08/07/2008
T4	1.86E-03	3.09E-03	08/07/2008
T5	1.02E-04	2.47E-04	28/11/2008
T6	3.04E-05	6.20E-05	6 prove
T7	5.58E-05	2.11E-04	17/10/2008
T8	7.90E-05	2.01E-04	24/01/2008
T9	8.36E-04	1.45E-03	30/09/2008
T10	1.44E-03	2.84E-03	08/07/2008
T11	1.41E-03	2.85E-03	27/03/2008
SCO3	7.47E-04	1.09E-03	08/07/2008
LIN2-340	7.13E-04	1.50E-03	08/07/2008
LIN1bis	5.70E-04	1.23E-03	08/07/2008
LIN3	5.99E-04	1.34E-03	30/09/2008

Tabella 4.2 – Conducibilità idraulica misurata al Bedollo (T3-T11) e al Linarola (SCO3-LIN5) calcolata con i metodi di Bower & Rice e Hvorslev.

In entrambi i siti di sperimentazione, i valori di conducibilità ottenuti, applicando i due metodi, mostrano una differenza percentuale media del 49%, con i valori più alti ottenuti con l'equazione di Hvorslev.

Per quanto riguarda i piezometri LIN1 e LIN2 non è stato possibile ricavare la conducibilità idraulica in quanto il tempo di riempimento dei piezometro si protraeva oltre le 48 ore. Per il piezometro LIN1 lo svuotamento è stato effettuato il giorno 28 novembre 2007 e la falda è ritornata al livello iniziale di equilibrio il giorno 24 gennaio 2008. Mentre per il piezometro LIN2 lo svuotamento è stato effettuato il giorno 08 luglio 2008 ed è ritornato al livello d'equilibrio iniziale il giorno 17 luglio 2008. I tempi impiegati al raggiungimento del livello freaticometrico d'equilibrio risultano troppo lunghi per ricavare la conducibilità idraulica.

La maggior parte dei valori registrati rientra negli intervalli, riportati in letteratura, tipici dei suoli limosi e sabbie siltose ($10^{-6} - 10^{-3}$ cm/s) (Fetter, 2001).

I valori di conducibilità idraulica registrati nel piezometro T6 durante il periodo di studio presentano un ordine di grandezza pari alla -5 . Solo nel mese di luglio l'acqua sembrava muoversi con una velocità maggiore: $1.21E-03$, $1.76E-03$ cm/s, rispettivamente con i metodi Bower e Hvorslev. Questa variabilità, probabilmente legata alle variazioni nell'altezza della falda, segnala la necessità di ripetere le prove in diverse condizioni idrologiche. Occorre, infatti, considerare la notevole disomogeneità che caratterizza i suoli in entrambe le aree con lenti a diversa granulometria, e quindi permeabilità, che si intercalano lungo il profilo verticale. Nonostante i piezometri siano fessurati solo per una porzione limitata (10 cm) è difficile stabilire quale porzione di acquifero viene interessata dallo slug test e quindi interpretare il dato di conducibilità che poi si ottiene.

4.4. Escursione termica della falda superficiale

La variazione di temperatura nelle acque sotterranee presso le due aree sperimentali è stata acquisita per mezzo del datalogger. I dati registrati interessano il periodo compreso tra ottobre 2007 a gennaio 2009. Tali dati presentano un escursione termica in accordo con la variazione della temperatura stagionale, toccando valori più alti in corrispondenza dei mesi caldi e valori minimi nei mesi più freddi. L'escursione termica registrata è nell'intorno di 8°C per l'area denominata Bedollo e di circa 6°C per l'area denominata Linarola.

Nel grafico sottostante (Fig. 4.6) vengono riportati i valori registrati presso l'area sperimentale Bedollo.

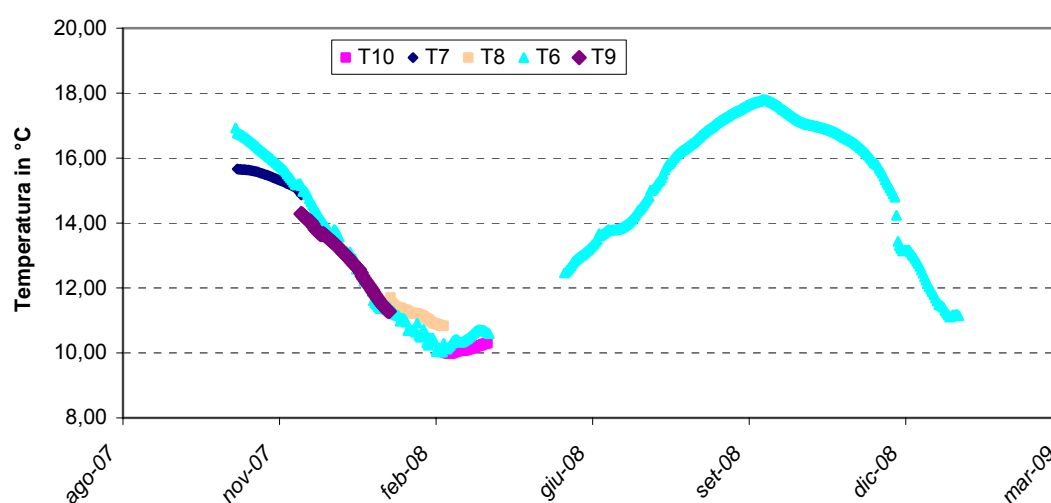


Fig. 4.6 – Andamento della temperatura nell'acqua sotterranea dell'area sperimentale Bedollo.

Come si evince dal grafico si nota una certa ciclicità con escursione minima pari a 10.0°C, registrata il 25 e 26 febbraio 2008, e una massima di 17.8°C nei giorni 18 e 19 settembre 2008. I dati registrati arrivano fino a gennaio 2009 dove si nota una diminuzione della temperatura in accordo con i dati registrati nello stesso periodo del 2008. Nel piezometro T6 l'acquisizione dei dati è avvenuta in continuo, mentre negli altri piezometri la lettura della temperatura è avvenuta in diversi periodi. Inserendo i dati registrati nei piezometri, come si vede dal grafico, si nota una sovrapposizione dei valori in corrispondenza delle stesse date confermando le letture effettuate.

La stesso andamento della temperatura si evidenzia anche nell'area denominata Linarola. Nel grafico seguente (Fig. 4.7) vengono riportati i valori registrati.

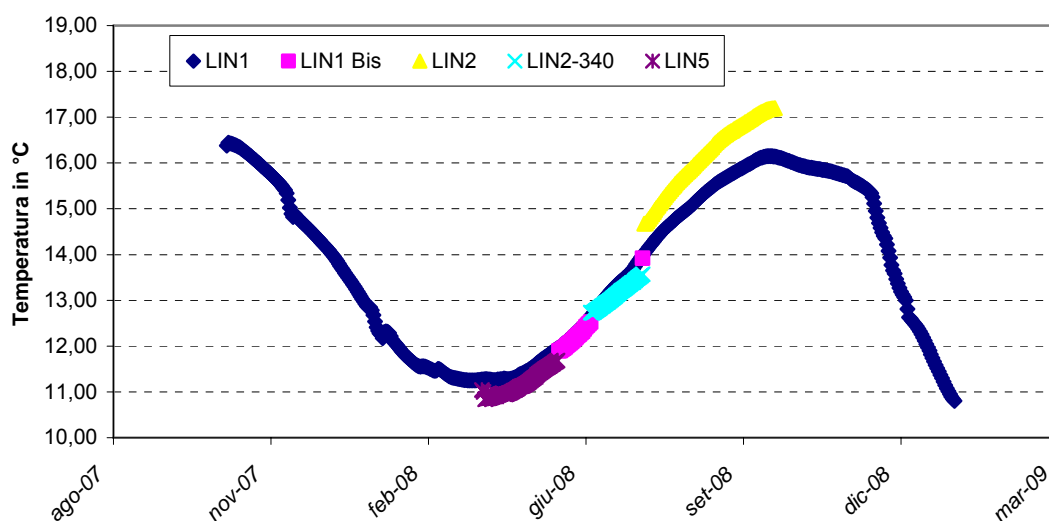


Fig. 4.7 – Andamento della temperatura nell'acqua sotterranea dell'area sperimentale Linarola.

Anche per l'area Linarola l'acquisizione dei dati è avvenuta da ottobre 2007 a gennaio 2009. Il valore di temperatura massimo registrato è pari a 16,4°C in data 18 ottobre 2007, ed il valore minimo pari a 10,8°C registrato il 21 gennaio 2009. Anche nella seguente area si evidenzia un andamento della temperatura uguale a quello registrato presso l'area Bedollo, con minimi intorno al mese di febbraio e massimi nel mese di settembre. Presso l'area Linarola la registrazione della temperatura in continuo è avvenuta in corrispondenza del piezometro LIN1 mentre negli altri piezometri si ha una registrazione in diversi periodi. I dati acquisiti sono stati sovrapposti e confrontati evidenziando, anche in questo caso, una sovrapposizione dei valori nelle stesse data. Solo nel piezometro LIN2 si riscontra una diversità nei valori della temperatura con valori un po' più alti, circa 1°C nella differenza maggiore.

Il confronto dei due andamenti della temperatura, riportati nel grafico sottostante (Fig. 4.8), evidenziano un andamento termico uguale per le due aree in accordo con la continuità della falda superficiale nell'insieme dell'area studiata.

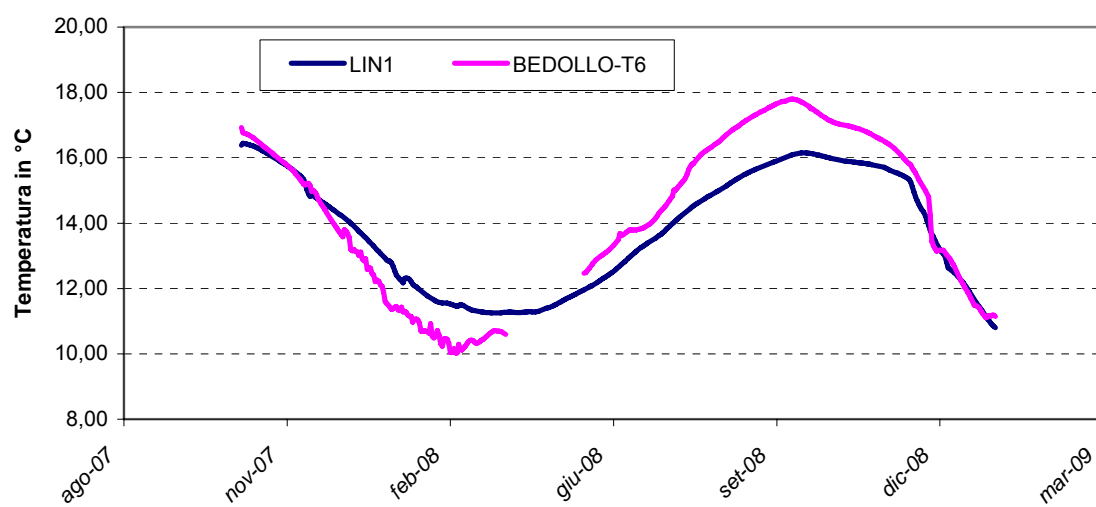


Fig. 4.8 – Confronto delle temperature registrate presso le due aree sperimentali Bedollo e Linarola.

5. CARATTERIZZAZIONE CHIMICA DELLE ACQUE SOTTERRANEE

Nel seguito viene riportato il quadro complessivo dei dati idrochimici dei campionamenti effettuati nel periodo aprile 2007 – giugno 2008 durante il quale sono stati analizzati complessivamente 147 campioni del sito Linarola e 182 campioni del sito Bedollo.

5.1. Caratteristiche chimiche generali

Nelle seguenti tabelle (Tab. 5.1) sono riportati alcuni descrittori statistici delle concentrazioni delle specie chimiche relative ai campioni acquosi sotterranei prelevati lungo il transetto di piezometri nelle due aree di studio. Nell'analisi sono stati inclusi i dati relativi ai campioni prelevati a profondità di circa 3 m, ma non sono stati inseriti quelli dei campioni superficiali elaborati separatamente.

	Unità	N	Massimo	Minimo	Mediana	Media	DS	CV%
O ₂	mg/l	121	10.5	0.66	2.88	3.27	1.41	43
T	°C	119	26.5	9.20	15.8	15.8	3.72	23
pH		131	8.69	7.15	7.59	7.61	0.26	3
Cond.	µS/cm 20°C	131	2900	759	1745	1708	358	21
H ₂ CO ₃	meq/l	83	14.6	4.99	11.4	11.0	1.84	17
N-NH ₄	mg/l	145	108	0.00	0.06	1.20	9.46	790
N-NO ₃	mg/l	144	25.2	0.00	0.083	2.05	5.07	247
SO ₄	mg/l	145	1313	46.3	371	397	195	49
Cl	mg/l	145	148	5.87	90.4	88.1	28.8	33
Ca	mg/l	135	188	32.2	107	104	27.9	27
Mg	mg/l	135	156	18.7	89.3	86.3	22.8	26
Na	mg/l	135	270	19.0	171	165	50.7	31
K	mg/l	135	23.6	0.91	2.90	3.65	2.79	76
P-PO ₄	µg/l	95	1845	1	7	37	194	520
TDP	µg/l	129	1792	0	17	62	207	334
TIN	mg/l	145	108	0.00	0.36	3.22	10.5	327
TDON	mg/l	126	6.44	0.01	0.50	0.72	0.85	118
TDN	mg/l	127	31.1	0.15	0.87	3.01	5.78	192
DOC	mg/l	120	17.3	1.55	3.04	3.58	2.31	65

Tab 5.1 – Descrittori statistici delle diverse specie chimiche dei campioni di acqua sotterranea prelevati nel sito Linarola.

La composizione dell'acqua sotterranea è strettamente legata ad alcuni fattori come la pedologia (tessitura, granulometria) e le precipitazioni. Confrontando le tabelle qui

riportate (Tab 5.1 e Tab 5.2), si osservano alcune differenze tra le acque sotterranee campionate a Linarola e quelle campionate al sito Bedollo. Nel Linarola gli ioni più abbondanti sono il sodio e il bicarbonato mentre nel Bedollo gli ioni più abbondanti sono il calcio e il bicarbonato.

	Unità	N	Massimo	Minimo	Mediana	Media	DS	CV%
O ₂	mg/l	78	6.37	1.48	3.07	3.31	1.17	35
T	°C	77	24.0	9.70	15.1	14.8	3.53	24
pH		95	8.16	6.93	7.38	7.42	0.28	4
Cond.	µS/cm 20°C	95	3400	669	1171	1292	407	31
H ₂ CO ₃	meq/l	72	14.2	5.43	11.2	10.5	2.43	23
N-NH ₄	mg/l	105	33.5	0.00	0.05	0.83	4.58	552
N-NO ₃	mg/l	110	120	0.00	0.05	4.76	14.1	298
SO ₄	mg/l	110	689	0.00	92.5	119	134	113
Cl	mg/l	110	623	7.78	56.1	85.5	96.4	113
Ca	mg/l	108	294	31.3	125	124	45.3	37
Mg	mg/l	108	154	12.7	58.9	62.1	21.0	34
Na	mg/l	108	243	9.98	48.7	57.1	42.2	74
K	mg/l	108	32.8	0.52	5.86	6.88	5.84	85
P-PO ₄	µg/l	84	416	0	3	13	61	475
TDP	µg/l	98	486	1	8	17	51	297
TIN	mg/l	101	54.4	0.01	0.24	3.93	9.24	235
TDON	mg/l	96	12.5	0.03	0.26	0.64	1.73	269
TDN	mg/l	98	64.5	0.11	0.56	3.79	9.23	244
DOC	mg/l	72	17.58	1.16	1.77	2.24	1.96	88

Tabella 5.2 – Descrittori statistici delle diverse specie chimiche dei campioni di acqua sotterranea prelevati nel sito Bedollo.

Tali acque possono, così, essere classificate rispettivamente come carbonato-sodiche e carbonato-calciche (Fig. 5.1).

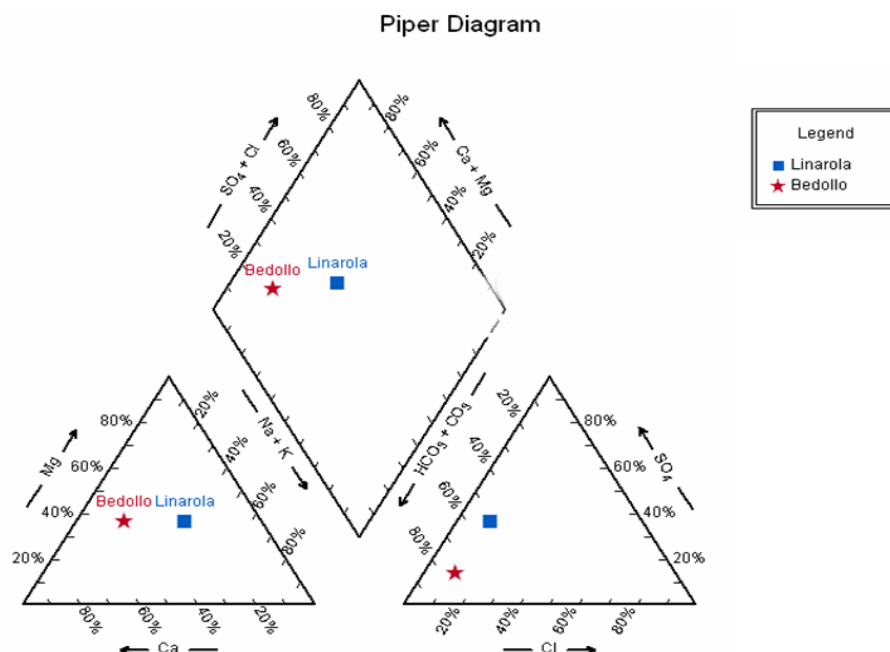


Figura 5.1 – Diagramma di Piper mostra le specie chimiche che dominano nelle acque sotterranee del Linarola e del Bedollo.

L'alcalinità nelle acque analizzate è molto alta, con valori medi superiori a 10 mS/cm 20°C ed è da attribuire alla dissoluzione dei carbonati di calcio, magnesio e sodio presenti nel suolo attraversato. Anche la concentrazione dei SO_4^{2-} risulta piuttosto elevata ed è da collegare alla presenza di orizzonti del suolo con un elevato contenuto argilloso. Ciò spiegherebbe il perché nel sito Linarola, dominato dal suolo Risaia del Duca argillosa limosa, si registra una concentrazione di questi ioni tre volte superiore a quella presente nelle acque del Bedollo che attraversano un suolo misto (Risaia del Duca argillosa limosa e Cataldi franco argillosa limosa). Un altro anione da considerare è il Cl^- che può provenire sia dalla dissoluzione del salgemma (NaCl) che dei sali di potassio (KCl). Nel nostro caso la presenza significativa di cloruri può essere legata anche alla presenza di circolazioni idriche lente che comportano lunghi tempi di contatto tra acqua e roccia. Lo ione Mg^{2+} , che è presente mediamente in concentrazioni maggiori nelle acque del Linarola rispetto a quelle del Bedollo, proviene dai carbonati e dai cloruri di magnesio presenti nel suolo. In entrambi i casi, il pH è generalmente superiore a 7 (compreso tra 6.93 e 8.69) e la temperatura media dell'acqua sotterranea è intorno ai 15 °C. I parametri fisici e chimici che presentano un basso coefficiente di variabilità sono la temperatura, il pH, la conducibilità, l'alcalinità, l'ossigeno, il calcio e il magnesio. Nel Linarola a questi si aggiungono i solfati, i cloruri e il magnesio. L'elevato coefficiente di variabilità si registra soprattutto per le specie chimiche non conservative, come l'ammoniaca o il nitrato, che presentano variazioni temporali legate principalmente

alle trasformazioni biologiche e all'intervento umano. Sono stati raccolti anche campioni di acqua presenti nel fosso Linarola e nella roggia Bedollo che attraversano la fascia riparie oggetto del presente studio. Durante il periodo di campionamento questi canali, spesso, sono stati trovati in una situazione di secca. Nel fosso Linarola l'acqua è stata campionata tre sole volte, il 16/5/2007, il 14/6/2007 e il 21/1/2009, mentre nella roggia Bedollo sono stati effettuati 7 campionamenti (tabella 5.3).

	Unità	Numero	Minimo	Massimo	Mediana	Media	DS	CV%
O ₂	ml/g	7	0.8	7.6	2.6	3.8	2.6	69
T	°C	7	5.8	23.8	9.9	14.6	7.8	53
pH		7	7.48	7.98	7.83	7.76	0.21	3
Cond.	µS/cm 20°C	7	441	1237	1060	994	299	30
H ₂ CO ₃	meq/l	6	8.55	10.75	10.11	9.98	0.81	8
N-NH ₄	mg/l	7	0.00	0.09	0.01	0.03	0.03	123
N-NO ₃	mg/l	7	0.00	11.18	0.00	1.60	4.22	264
SO ₄	mg/l	7	81.4	198.0	118.4	131.6	40.0	30
Cl	mg/l	7	59.1	175.7	84.3	93.0	39.7	43
Ca	mg/l	7	82.0	162.0	137.0	122.3	32.0	26
Mg	mg/l	7	17.2	56.5	48.9	40.8	16.8	41
Na	mg/l	7	34.0	110.0	51.7	58.0	25.3	44
K	mg/l	7	6.8	23.8	18.6	16.0	6.6	41
P-PO ₄	µg/l	7	1	62	4	13	22	171
TDP	µg/l	7	8	89	12	29	31	106
TIN	mg/l	7	0.00	11.18	0.05	1.63	4.21	259
TDON	mg/l	7	0.08	1.33	0.44	0.50	0.39	79
TDN	mg/l	7	0.34	11.26	0.50	2.12	4.05	191

Tabella 5.3 – Parametri idrochimici delle acque della roggia Bedollo.

Confrontando questa tabella con la tabella relativa alle caratteristiche generali delle acque sotterranee del Bedollo, non si notano differenze significative. L'acqua della roggia, che attraversa la fascia riparia presenta dei valori medi simili a quella delle acque sotterranee; uniche eccezioni riguardano le concentrazioni di N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, P- PO₄³⁻, TDP i cui valori medi risultano inferiori nella roggia. Questo significa che la roggia è alimentata principalmente dall'acqua della falda sotterranea.

E' stata condotta un'analisi statistica dei dati per evidenziare eventuali correlazioni (Pearson) tra le specie chimiche analizzate. Abbiamo osservato che la conducibilità elettrica nel sito Linarola è molto ben correlata ai solfati ($r = 0.84$, $p < 0.001$) Fig.5.2), mentre al Bedollo lo ione che maggiormente contribuisce alla conducibilità è il cloruro (0.91 , $p < 0.001$) (Fig. 5.3). Tra i cationi, la migliore correlazione si osserva con il Na²⁺ ($r = 0.69$, $p < 0.001$) al sito Linarola e con il Mg²⁺ ($r = 0.88$, $p < 0.001$) al Bedollo.

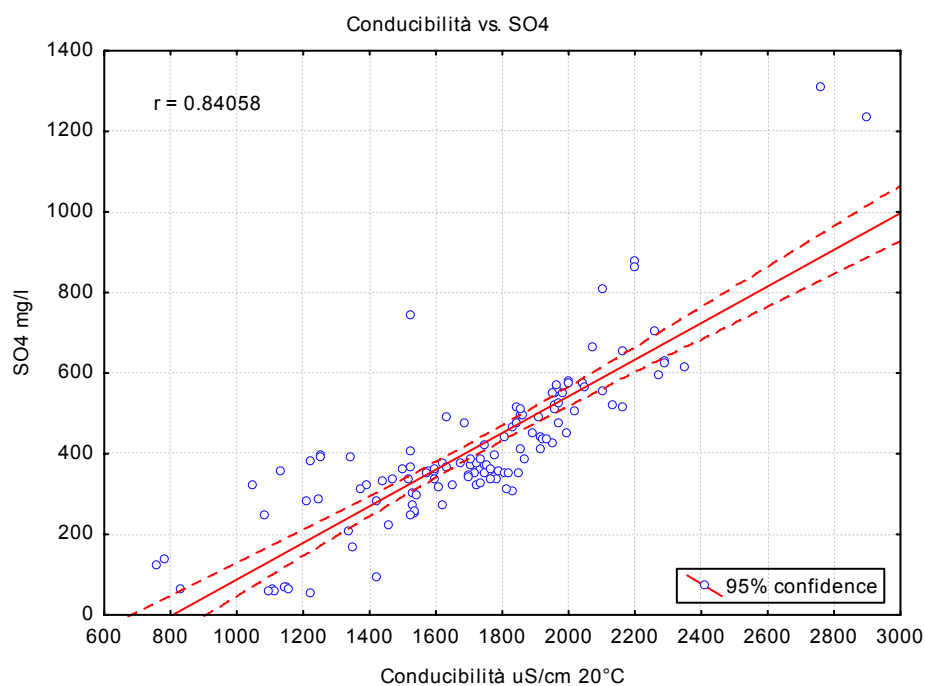


Figura5.2 – Correlazione tra conducibilità e solfati al Linarola.

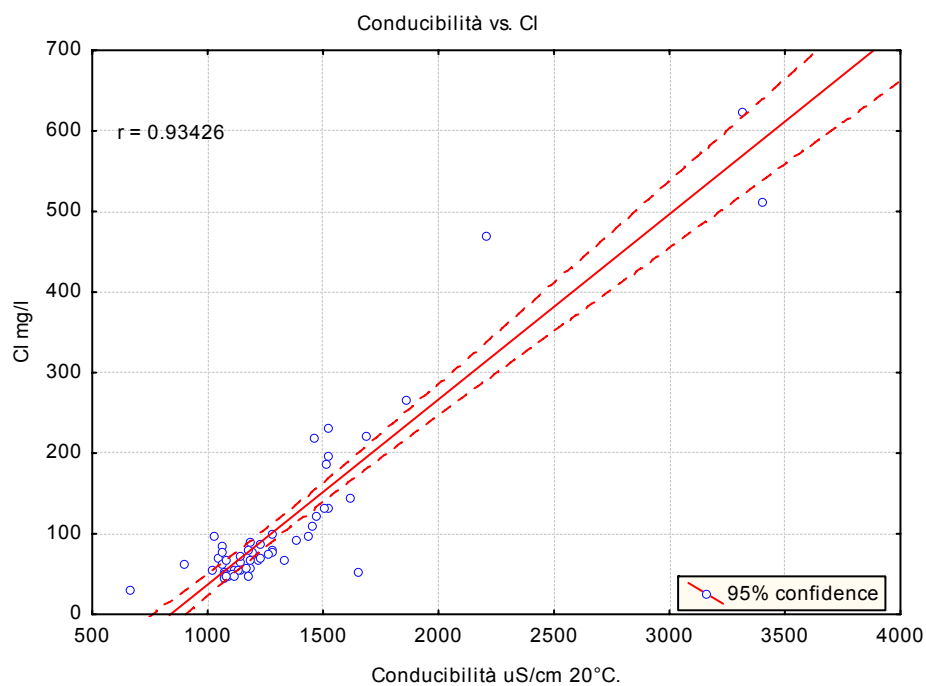


Figura 5.3 – Correlazione tra conducibilità e cloruri al Bedollo.

Altre correlazioni possono dare altre indicazioni sulle caratteristiche litologiche delle rocce serbatoio. Ad esempio al Bedollo, nella porzione Nord-Est (campo di mais), si osserva un'ottima correlazione tra Cl^- e Mg^{2+} ($r = 0.87$, $p < 0.001$) (Fig. 5.4), tra SO_4^{2-} e Mg^{2+} ($r = 0.88$, $p < 0.001$) ed infine tra SO_4^{2-} e Cl^- ($r = 0.90$, $p < 0.001$).

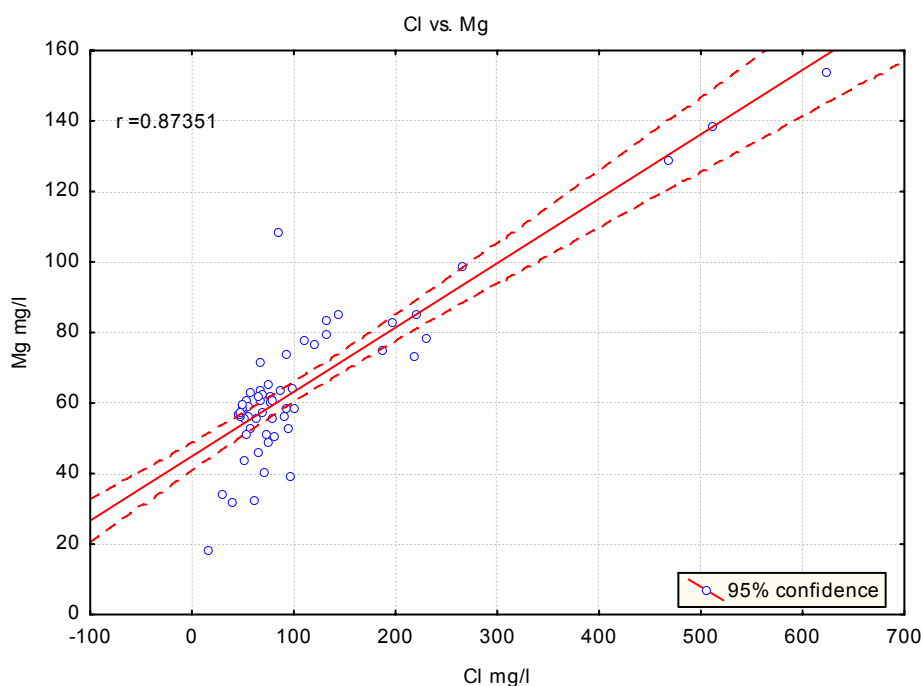


Figura 5.4 – Correlazione tra cloruri e magnesio nel campo di mais del sito Bedollo.

Nel transetto a Sud-Ovest queste correlazioni scompaiono ad indicare quindi una differente composizione litologica. Nonostante la natura carbonatica di entrambi i siti studiati, non è emersa nessuna correlazione significativa tra HCO_3^- e i classici cationi a cui è in genere accompagnato, cioè Ca^{2+} , Mg^{2+} o Na^{2+} . Ciò può essere spiegato dalla presenza di processi riduttivi come la denitrificazione o la riduzione dei solfati che comportano la produzione di HCO_3^- che rende quindi la situazione più complessa e non più semplicemente riconducibile alle caratteristiche litologiche. Un parziale sostegno a questa ipotesi scaturisce dalla significativa correlazione negativa osservata al Bedollo, solo nella porzione Sud-Ovest, tra SO_4^{2-} e HCO_3^- ($r = 0.86$, $p < 0.001$) (Fig. 5.5).

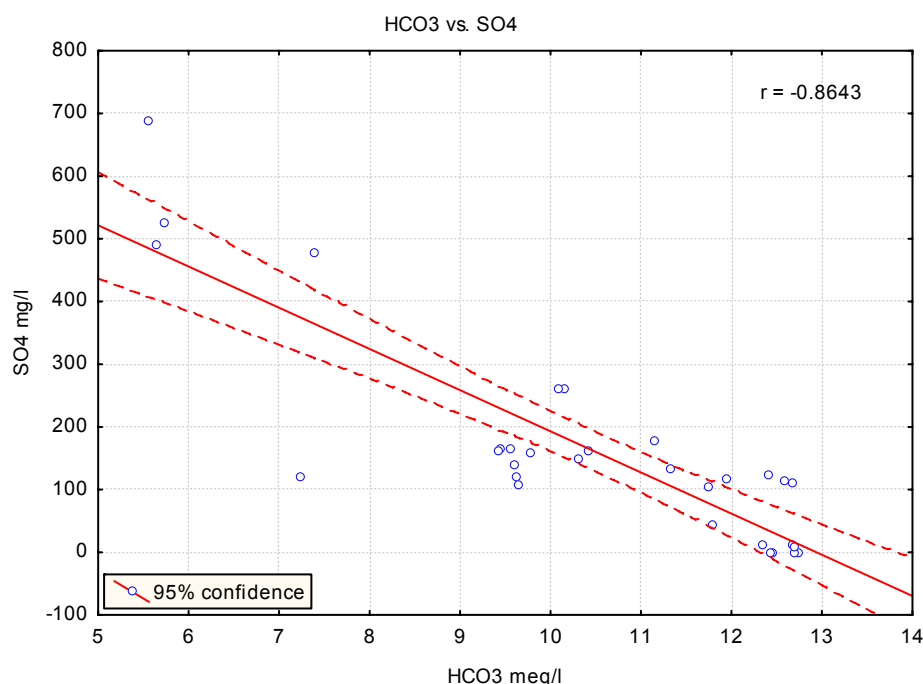


Figura 5.5 – Correlazione tra solfati e alcalinità nel campo di mais del sito Bedollo.

5.2. Variabilità spaziale: sito Linarola

Con l'obiettivo di individuare differenze nella concentrazione di alcune specie chimiche in relazione alla distanza dei piezometri dai campi coltivati (possibile fonte d'inquinamento) abbiamo rappresentato i dati raccolti mediante Box e Whisker.

Per il sito Linarola abbiamo suddiviso i dati in modo da descrivere separatamente il transetto principale, cioè quello perpendicolare alla roggia (SCO3, SCO3-220, LIN2, LIN2-340, LIN1, LIN1-170, LIN3, LIN5, LIN4, LIN6, LIN7), e quello perpendicolare alla scolina (SCO0, MAIS1, SCO1, SCO2, SCO3, SCO3-220).

Ossigeno - Lungo entrambi i transetti, la maggior parte dei valori è compresa tra i 2 e i 4 mg/l. Nel transetto principale, le concentrazioni minori si osservano nel piezometro localizzato nel fosso, LIN3, e nel LIN7. Nel LIN2, localizzato nella fascia erbacea, in un unico evento (23 gennaio 2008) è stato registrato un valore di O₂ decisamente alto, 10.5 mg/l. Nei piezometri MAIS1 e SCO1 i valori registrati ricadono soprattutto nell'intervallo tra 4 e 5 mg/l e proprio in SCO1 si raggiungono due picchi superiori a 7 mg/l alla fine di novembre e a gennaio.

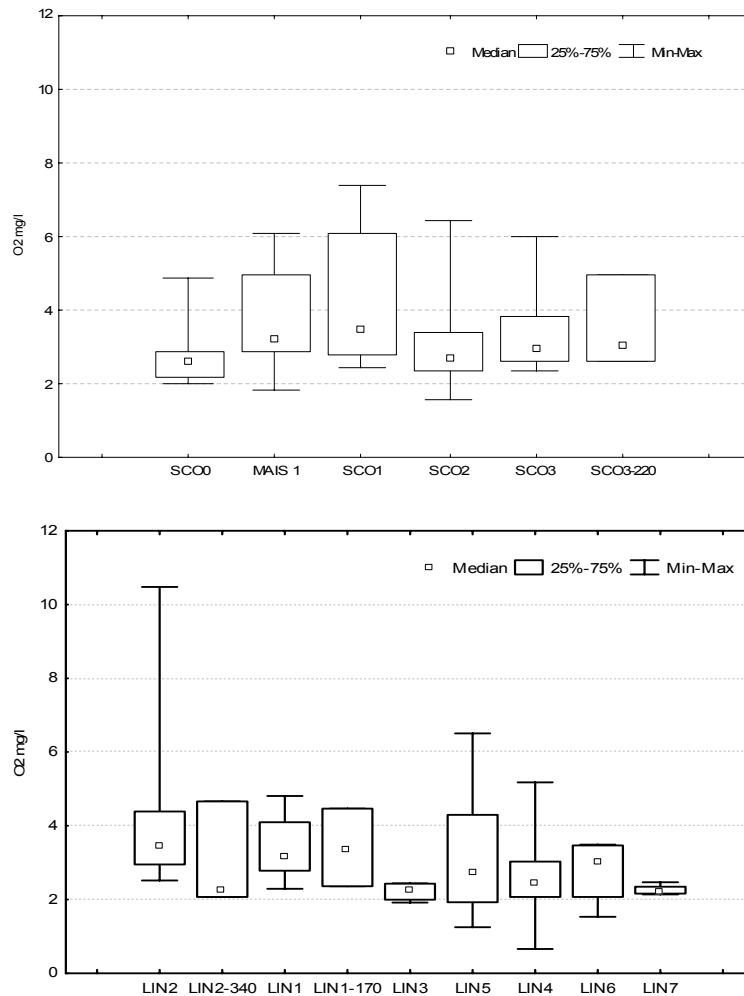


Figura 5.6 – Grafici Box & Whisker per l'ossigeno lungo i transetti SCO0-SCO3 e SCO3-LIN7.

Temperatura - La temperatura dell'acqua sotterranea presenta generalmente delle oscillazioni più contenute rispetto all'acqua superficiale pur risentendo delle variazioni della temperatura dell'aria. Nelle aree studiate si osserva comunque una discreta variabilità tra i piezometri che si aggiunge alla variabilità stagionale. Si può osservare, per esempio, che il piezometro SCO1 situato all'interno della scolina ad una minore profondità rispetto a tutti gli altri piezometri presenta un range di valori molto più ampio da 12 a 23°C (considerando il 25imo e 75imo percentile). Nel primo transetto si sono registrati valori generalmente compresi tra i 12 e i 20°C mentre nel secondo transetto i valori sono compresi principalmente nell'intervallo tra 11 e 17°C. Solo LIN6 si discosta dagli altri transetti raggiungendo valori più alti compresi tra 17 e 20°C (Fig.5.7).

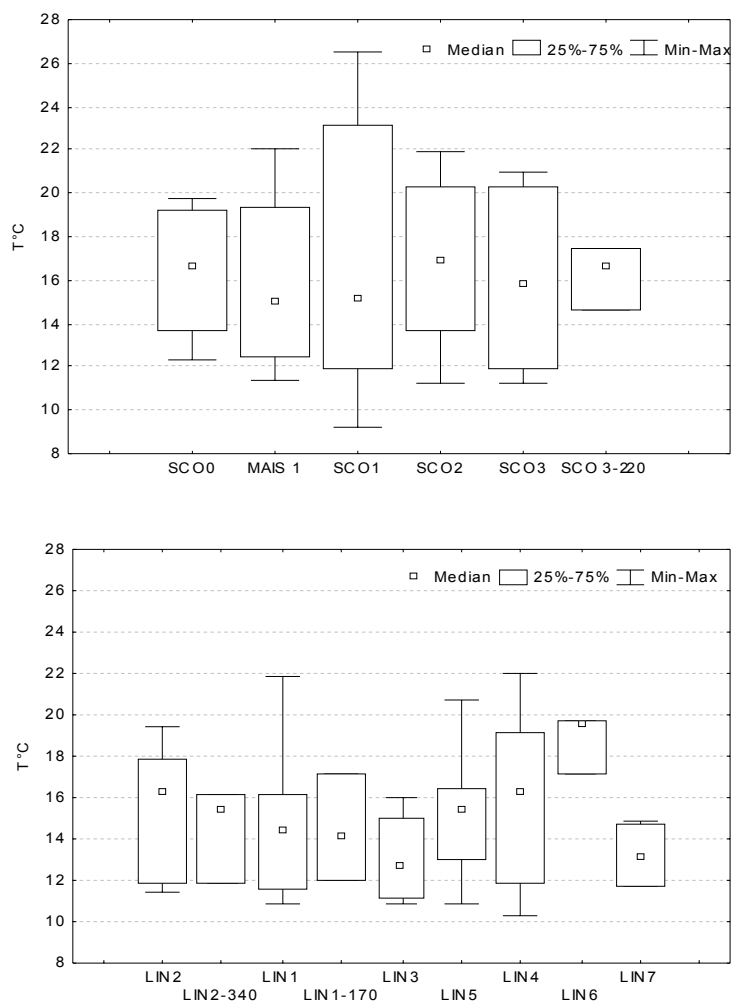


Figura 5.7 – Grafici Box & Whisker per la temperatura lungo i transetti SCO0-SCO3 e SCO3-LIN7.

Conducibilità - Si può osservare che i valori aumentano gradualmente dal piezometro posto nella scolina (SCO1, media 1300 $\mu\text{S}/\text{cm}$) addentrandosi nel campo di barbabietola/mais dove il valore medio raggiunge 2000-2200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (SCO3 e SCO3-220). Considerando i transetti perpendicolari al fosso, si osserva una diminuzione di conducibilità spostandosi dai campi coltivati verso la fascia riparia con valori di conducibilità pari a 1600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Fig. 5.8). Andamenti molto simili si osservano per i SO_4^{2-} , il Mg^{2+} , il Na^{2+} e il Ca^{2+} (Fig.5.9).

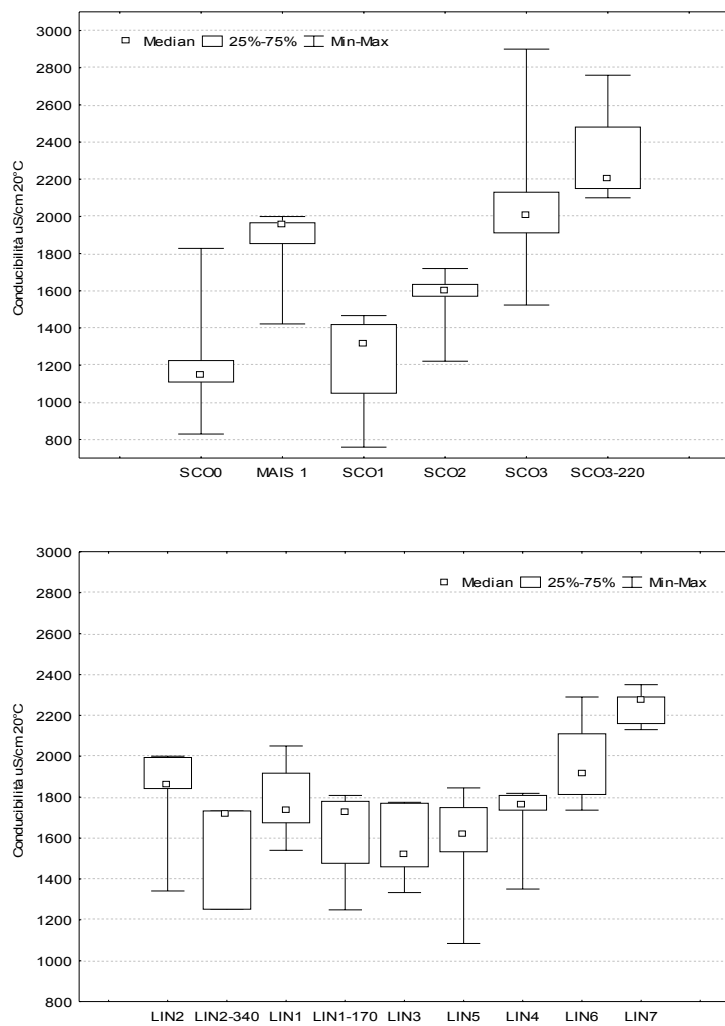


Figura 5.8 – Grafici Box & Whisker per la conducibilità lungo i transetti SCO0-SCO3 e SCO3-LIN7.

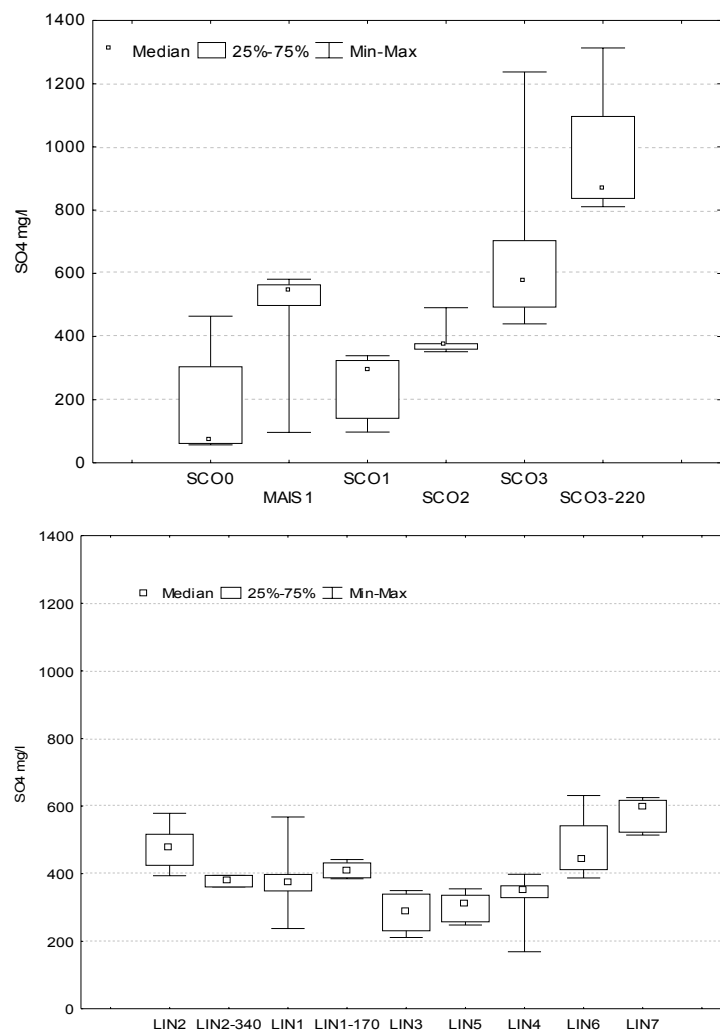


Figura 5.9 – Grafici Box & Whisker per i solfati lungo i transetti SCO0-SCO3 e SCO3-LIN7.

Ione bicarbonato – La concentrazione di questo ione risulta piuttosto variabile con differenze significative anche in relazione alla profondità a cui sono posti i piezometri. I piezometri SCO1, SCO3-220, LIN1-170 a profondità comprese tra 1.7 e 2.2 m mostrano valori mediamente più bassi rispetto agli altri piezometri più profondi. Un'eccezione è però il LIN2 che pur essendo a 2.5 m presenta valori più alti rispetto al suo vicino LIN2-340 a 3.5 m (Fig. 5.10).

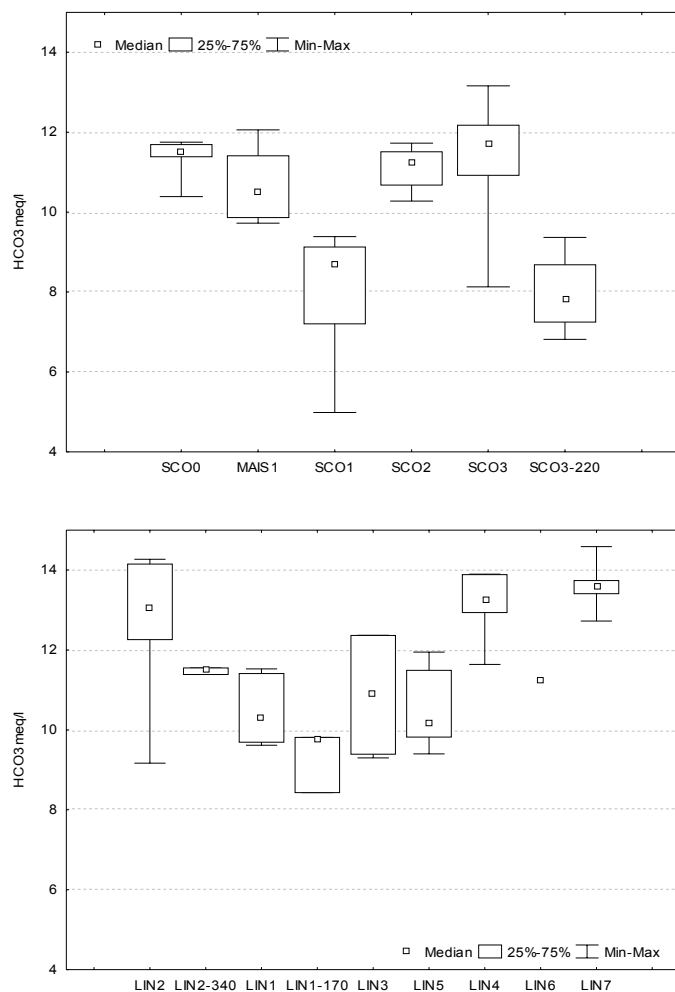


Figura 5.10 – Grafici Box & Whisker per lo ione bicarbonato lungo i transetti SCO0-SCO3 e SCO3-LIN7.

Azoto ammoniacale - Lungo entrambi i transetti, la concentrazione di azoto ammoniacale è molto bassa, generalmente compresa tra 0 e 0.250 mg/l. Anche nei campioni prelevati nel campo di barbabietole non si sono mai riscontrati valori alti, ad eccezione di un unico evento, il 28 novembre 2007, relativo al piezometro nella scolina, piuttosto inspiegabile. Nel medicaio, il LIN6 e il LIN4, pur avendo concentrazioni mediane molto basse, presentano alcuni campioni con valori più elevati (Fig. 5.11).

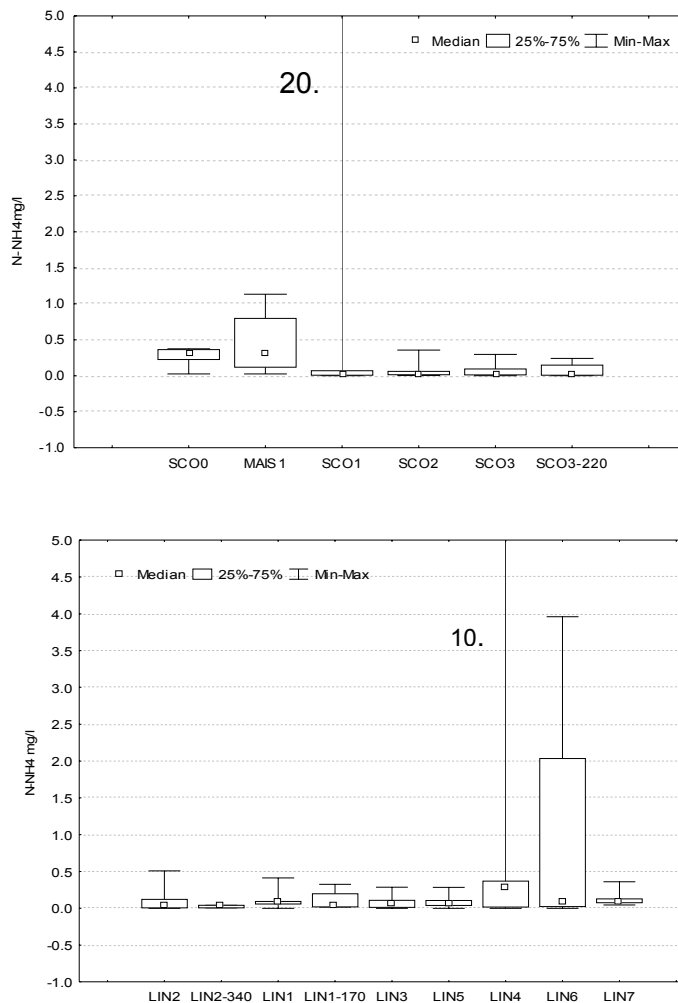


Figura 5.11 – Grafici Box & Whisker per lo ione ammonio lungo i transetti SCO0-SCO3 e SCO3-LIN7.

Nitrato – In entrambi i transetti, il nitrato presenta concentrazioni mediane molto basse accanto, però, ad una certa variabilità dovuta ad un discreto numero di eventi, da ricondurre alle fertilizzazione, in cui il livello dell'anione aumenta. I 75° percentili e i massimi calcolati per i piezometri localizzati nel campo sono generalmente più alti di quelli relativi ai piezometri nella fascia riparia. Un'eccezione è sicuramente rappresentata dal LIN2, nella fascia erbacea, nel quale, per tutto il periodo compreso tra aprile e fine luglio 2007, si sono misurate concentrazioni molto alte (17-19 mg/l). Nel restante periodo di studio le concentrazioni erano invece comprese tra 0.2 e 0.3 mg/l. E' comunque da sottolineare l'assenza di un gradiente chiaro dai campi di mais verso la fascia riparia (Fig. 5.12).

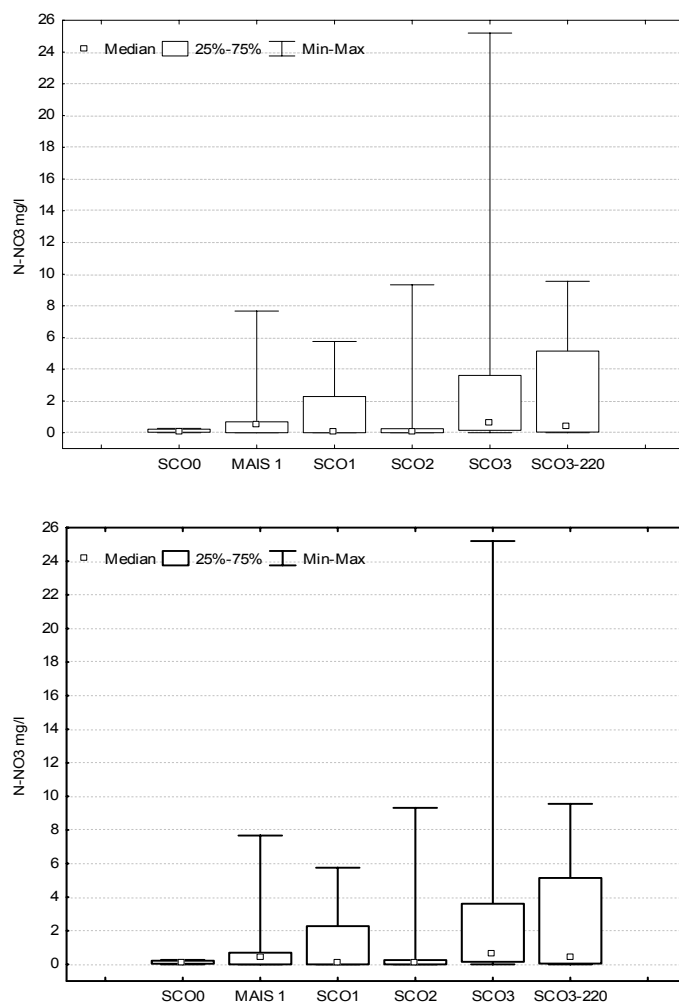


Figura 5.12 – Grafici Box & Whisker per il nitrato lungo i transetti SCO0-SCO3 e SCO3-LIN7.

Fosforo - L'orto-fosfato e il fosforo disciolto totale, nelle acque sotterranee campionate lungo i due transetti, presentano rispettivamente valori compresi tra 0 e 10 µg/l e 0 e 25 µg/l (Fig. 5.13). Concentrazioni superiori sono state registrate nei piezometri SCO1, SCO3-220, LIN1, LIN4 e LIN6.

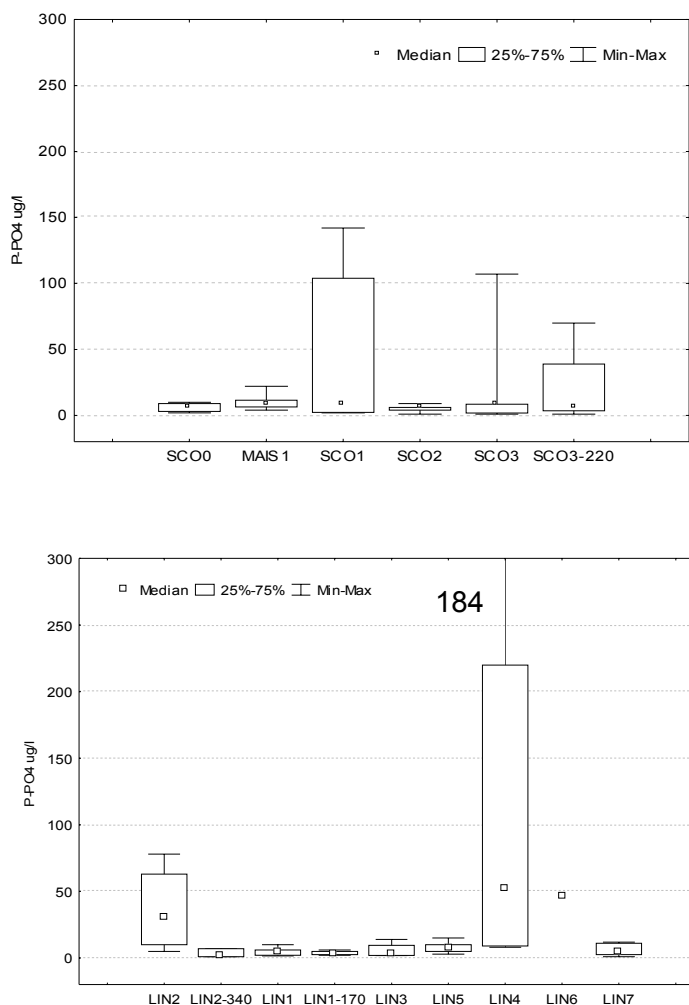


Figura 5.13 – Grafici Box & Whisker per l'orto-fosfato lungo i transetti SCO0-SCO3 e SCO3-LIN7.

5.3. Variabilità spaziale: sito Bedollo

Di seguito sono riportati i Box e Whisker, relativi alla variabilità spaziale delle specie chimiche, nelle acque sotterranee al Bedollo lungo il transetto perpendicolare alla roggia da T1 a T11.

Ossigeno - Analizzando i valori mediani della concentrazione di ossigeno si osserva una riduzione di questo composto man mano che dal campo di mais (3-3.5 mg/l) si attraversa la fascia riparia avvicinandosi alla roggia dove si registra il valore minimo (1.48 mg/l). Lo stesso gradiente si osserva avvicinandosi alla roggia (T7) del campo di frumento (T11). Da sottolineare è il comportamento un po' anomalo del T6, situato nella fascia arborea, che presenta valori compresi in un intervallo più ampio

(2-4 mg/l) e più spostato verso concentrazioni più alte, rispetto ai vicini T4 e T5 (Fig. 5.14).

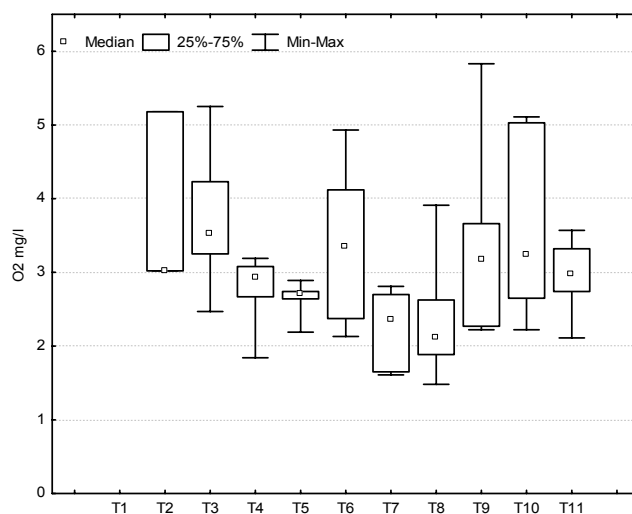


Figure 5.14 – Grafici Box & Whisker per l'ossigeno lungo il transetto T1-T11.

Temperatura - Per quanto riguarda la temperatura non si osserva un gradiente spaziale significativo. In tutti i piezometri la temperatura presenta mediamente un valore attorno a 15°C e l'intervallo di dispersione risulta piuttosto ampio. Il valore mediano del T2, più alto rispetto agli altri, potrebbe semplicemente risultare sovrastimato per la mancanza di alcune misure rispetto agli altri (Fig. 5.15).

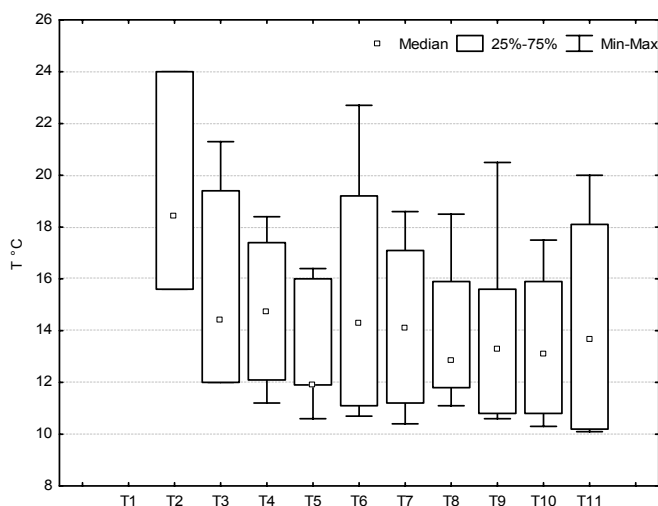


Figure 5.15 – Grafici Box & Whisker per la temperatura lungo il transetto T1-T11.

ione bicarbonato - Le variazioni del bicarbonato lungo il transetto mostrano un chiaro andamento a campana determinato da concentrazioni significativamente più alte nella porzione centrale del transetto, dal T5 al T8, e valori molto più bassi sia nel campo di mais (circa 8 meq/l) che nel campo di frumento (circa 9 meq/l). L'unica eccezione è il piezometro T6 che mostra valori leggermente più bassi rispetto al piezometro successivo (Fig. 5.16).

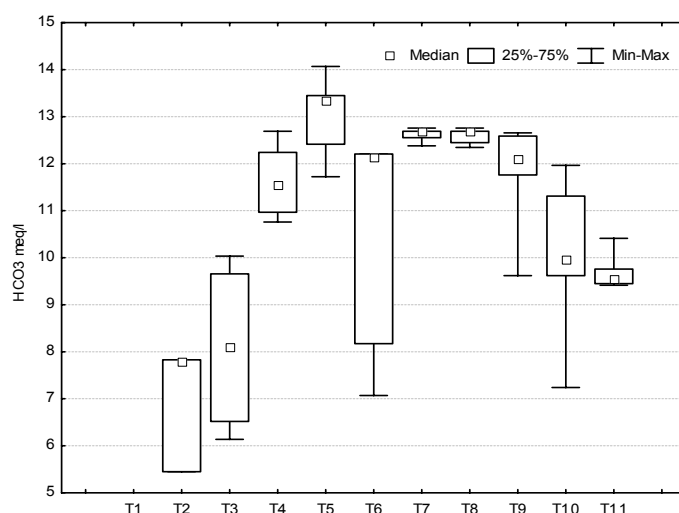


Figura 5.16 – Grafici Box & Whisker per lo ione bicarbonato lungo il transetto T1-T11.

Solfati - Le concentrazioni di solfato mostrano una enorme variabilità con valori medi minimi (8.6 mg/l) nella roggia (T7) che progressivamente aumentano spostandosi verso i campi coltivati. Particolarmente evidente è il gradiente tra il T7 e il T11, dove si misura una concentrazione mediana di circa 160 mg/l. Nel transetto opposto l'incremento è netto tra il T7 e il T5 (110 mg/l), mentre nei restanti piezometri i valori sono un pò altalenanti (Fig. 5.17).

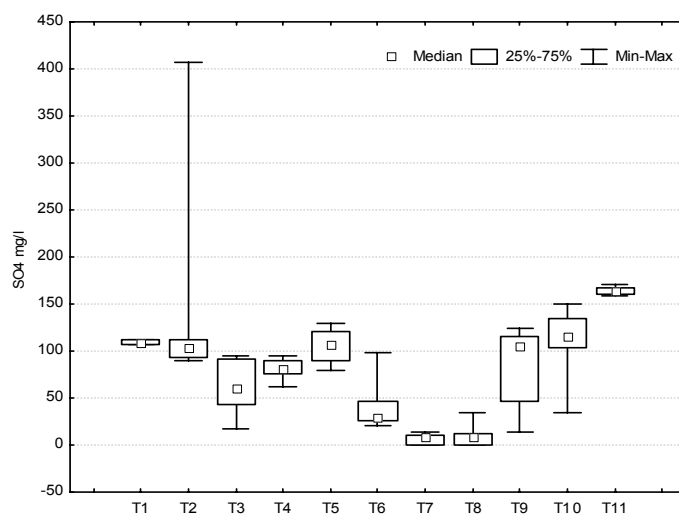


Figura 5.17 – Grafici Box & Whisker per i solfati lungo il transetto T1-T11.

Cloruri – Si osserva un gradiente molto chiaro nel transetto Sud-Ovest (campo di grano) con concentrazioni mediane di circa 50 mg/l nel T7 che diminuiscono progressivamente fino a 10 mg/l nel T11. Nel transetto opposto i valori invece aumentano dalla roggia verso il campo di mais (60-90 mg/l). Si sottolinea il comportamento anomalo del T5, localizzato all'interno della fascia boschiva, in cui si campiona acqua con concentrazioni medie superiori a 100 mg/l (Fig.5.18).

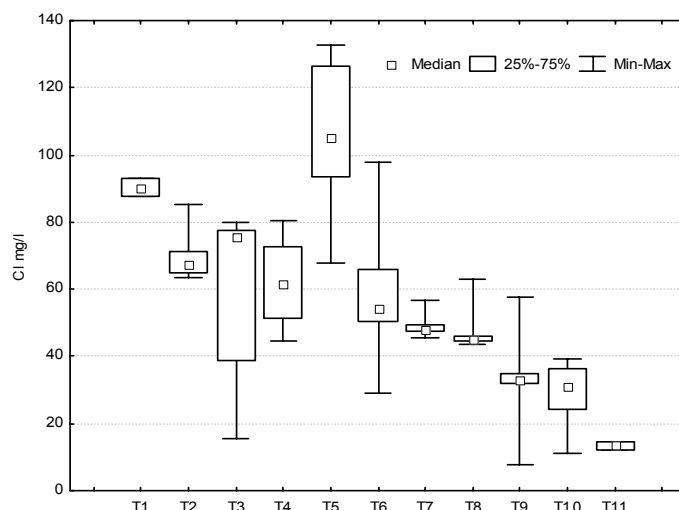


Figura 5.18 – Grafici Box & Whisker per i cloruri lungo il transetto T1-T11.

Nitrati – Si osserva un gradiente netto, in diminuzione dal campo di mais verso la roggia (da T1 a T7) e dal campo di frumento verso la roggia (da T11 a T7).

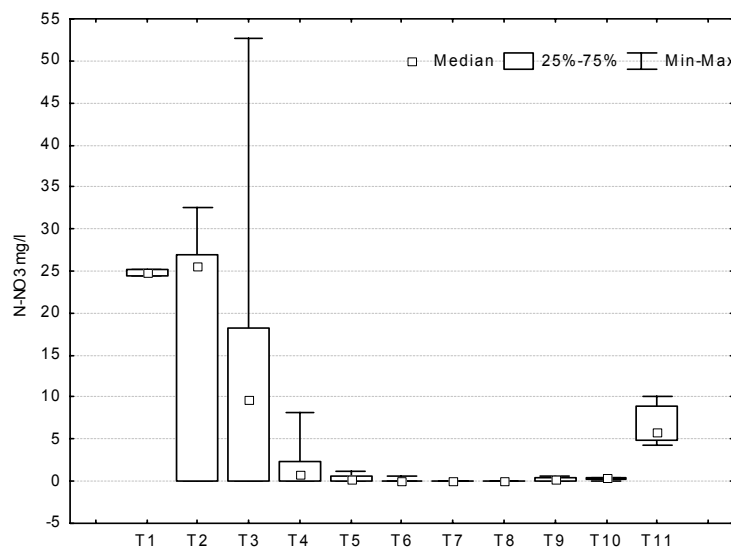


Figura 5.19 – Grafici Box & Whisker per i nitrati lungo il transetto T1-T11.

Nel primo caso le concentrazioni vanno da circa 25 mg/l nel T2 alla quasi definitiva scomparsa nel T7. Un brusco salto si osserva tra il T3 e il T4 dove il valore mediano è inferiore a 0.50 mg/l.

Nel transetto opposto le concentrazioni nel campo di grano risultano inferiori rispetto al campo di mais con valori mediani di circa 6 mg/l, ma già a pochi metri di distanza (T10) i valori crollano a 0.30 mg/l (Fig. 5.19).

Azoto ammoniacale – Le concentrazioni si mantengono piuttosto basse in tutti i piezometri ad eccezione dei piezometri T3 e T8 dove si osservano dei picchi rispettivamente di 33.5 mg/l e 2.0 mg/l. Nel caso del T3 occorre segnalare che nelle date in cui le concentrazioni erano molto alte il piezometro è stato trovato in parte schiacciato quindi potremmo aver campionato dell'acqua sotterranea ad una profondità diversa rispetto alle altre date (Fig. 5.20).

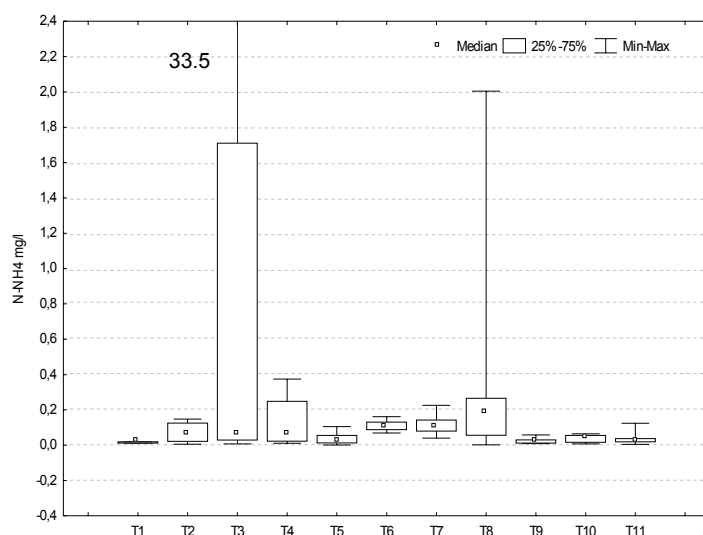


Figura 5.20 – Grafico Box & Whisker per lo ione ammonio lungo il transetto T1-T11

Fosforo - L'orto-fosfato e il fosforo disciolto presentano un andamento piuttosto simile: in entrambi i casi, la loro concentrazione massima è stata registrata nelle acque sotterranee campionate dal piezometro T3. Nel mese di maggio 2008 si sono raggiunti i 416 µg/l di P-PO4 mentre il 26 luglio 2007 si sono raggiunti i 31 µg/l di TDP. Oltre questi picchi la concentrazione media di orto-fosfato presenta valori compresi tra i 2 e i 5 µg/l e il TDP, valori che oscillano tra 0 e 10 µg/l lungo tutto il transetto considerato (Fig. 5.21).

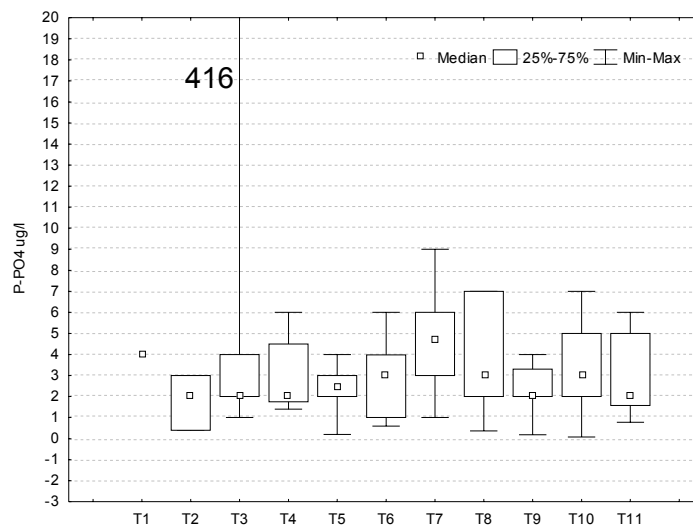


Figure 5.21 – Grafici Box & Whisker per l'orto-fosfato lungo il transetto T1-T11.

All'area Bedollo è stato possibile analizzare eventuali differenze nella composizione chimica dell'acqua sotterranea prelevata a diversa profondità. Infatti nel marzo 2008 sono stati installati alcuni piezometri a profondità comprese tra 70 cm e 160 cm.

Nelle figure che seguono sono stati riportati i box&whisker delle specie chimiche che presentano i gradienti maggiori.

Nel caso dei cloruri le concentrazioni aumentano nei campioni superficiali soprattutto avvicinandosi alla roggia, dove a 300 cm di profondità si osserva una mediana di circa 45 mg/l, mentre a 70 cm di circa 450 mg/l. Il sodio segue lo stesso andamento.

Concentrazioni mediamente crescenti nei piezometri superficiali si osservano anche per solfati, magnesio e potassio.

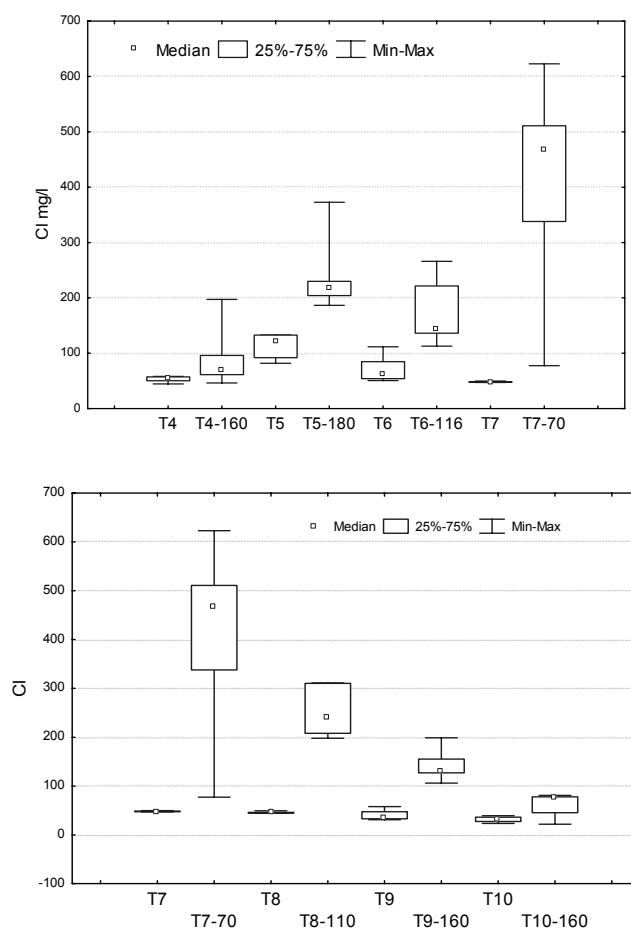


Fig. 5.22 – Grafici Box & Whisker per il Cl lungo il transetto BEDOLLO.

L'alcalinità mostra invece un gradiente opposto con le concentrazioni più basse nei campioni più superficiali, in particolare T4-T5 e T9-T10 con differenze di 4-5 meq/l. Spostandosi verso la roggia queste differenze diminuiscono sensibilmente.

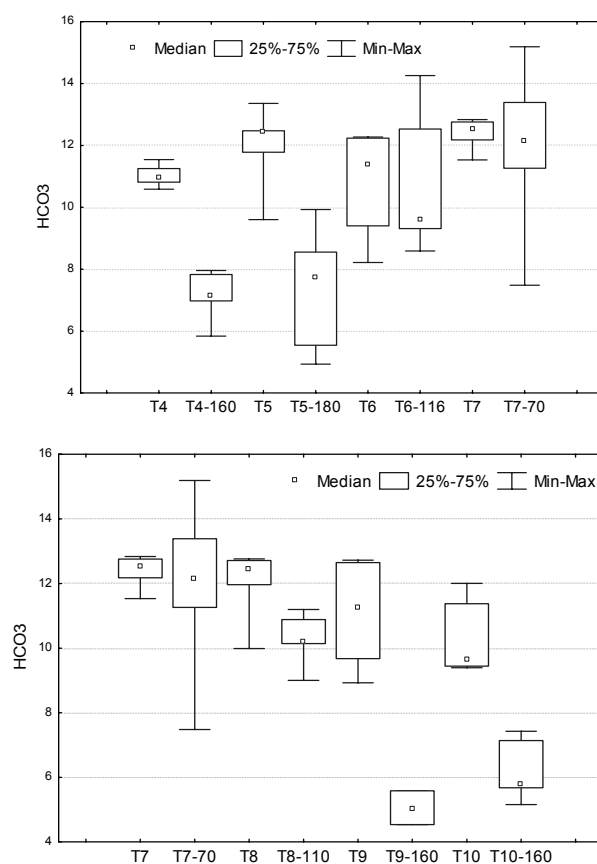


Fig. 5.23 – Grafici Box & Whisker per l'alcalinità lungo il transetto BEDOLLO.

In entrambi i transetti T4-T7 e T7-T10 si osservano concentrazioni maggiori di DOC nei campioni più superficiali. Le concentrazioni mediane misurate a circa 3 m di profondità si attestano intorno ai 1.7 mg/l mentre nell'acquifero più superficiale raddoppiano (3.67 mg/l).

Nei piezometri T4 e T9, entrambi nelle porzioni erbacee delle due fasce riparie, si misurano le concentrazioni mediane più alte, rispettivamente 7.5 e 5.7 mg/l.

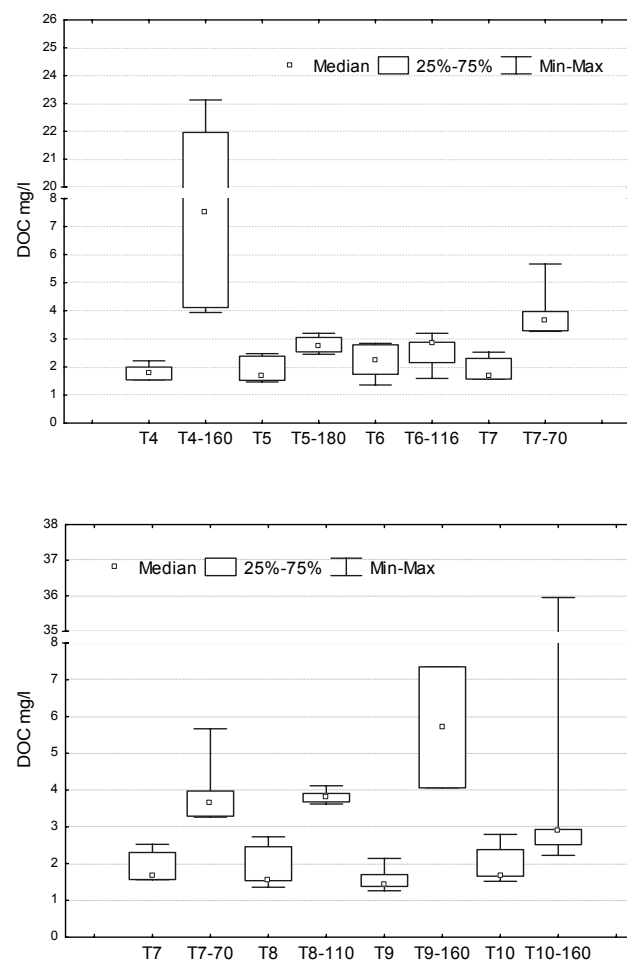


Fig. 5.24: Grafici Box & Whisker per il DOC lungo il transetto BEDOLLO

6. LA DENITRIFICAZIONE BATTERICA POTENZIALE

Nel seguente studio sono state condotte due prove di denitrificazione:
nella prima prova sono stati utilizzati i sedimenti raccolti nelle due aree sperimentali, nel campionamento di febbraio e settembre 2008
nella seconda sono stati utilizzati i campioni acquosi raccolti, nelle due aree sperimentali, nel campionamento di giugno e settembre 2008.

6.1. Il tasso di denitrificazione nel suolo

Nella campagna di febbraio 2008, nell'area sperimentale Linarola sono stati utilizzati i suoli raccolti in prossimità dei piezometri SCO3, LIN2, LIN1, LIN3, LIN5 e LIN6 raccolti nei primi 40 cm di profondità e tra i 200 e i 300 cm di profondità. Nell'area sperimentale Bedollo, invece, si sono raccolti solo campioni di suolo nei primi 10 cm di profondità dal piano campagna, in corrispondenza dei piezometri T4, T5, T6, T7, T8, T9. La durata totale dell'incubazione è stata di 18 ore. Il prelievo dell' N_2O prodotto, accumulatosi nello spazio di testa delle bottiglie, è avvenuto dopo 10 min (t_0), 12 h (t_1), 15 h (t_2) ed, infine, trascorse 18 h (t_3) (Fig. 6.1).

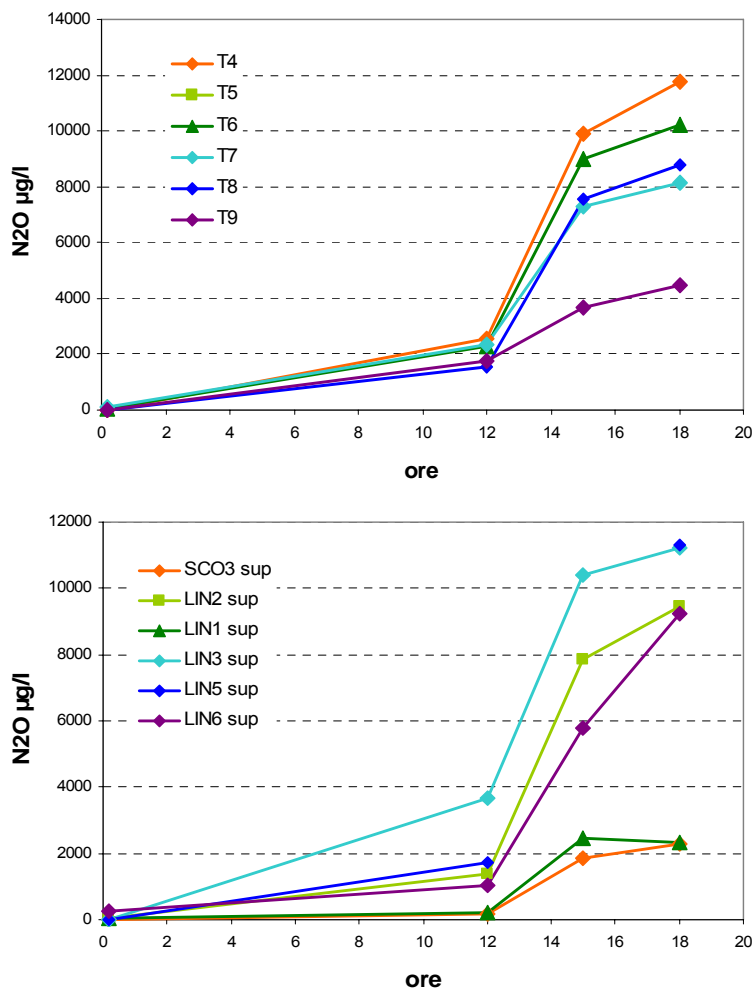


Fig. 6.1 – Andamento dell' N_2O lungo il transetto del BEDOLLO e del LINAROLA.

Nella seconda campagna di settembre 2008 sono stati raccolti solo campioni superficiali e precisamente nel sito Linarola sono stati processati i suoli raccolti in prossimità dei piezometri LIN2, LIN1 e LIN3, mentre al Bedollo quelli vicini a T3, T4, T5, T6, T7, T8, T9, T10, T11. In questa prova la durata totale dell'incubazione è stata di 37 ore e i prelievi sono stati effettuati dopo 10 min (t_0), 12 h (t_1), 15 h (t_2), 18 h (t_3), 21 h (t_4) e 37 h (t_5).

Mediante l'analisi gascromatografica è stato possibile quantificare la produzione di N_2O in funzione del tempo (Fig. 6.2).

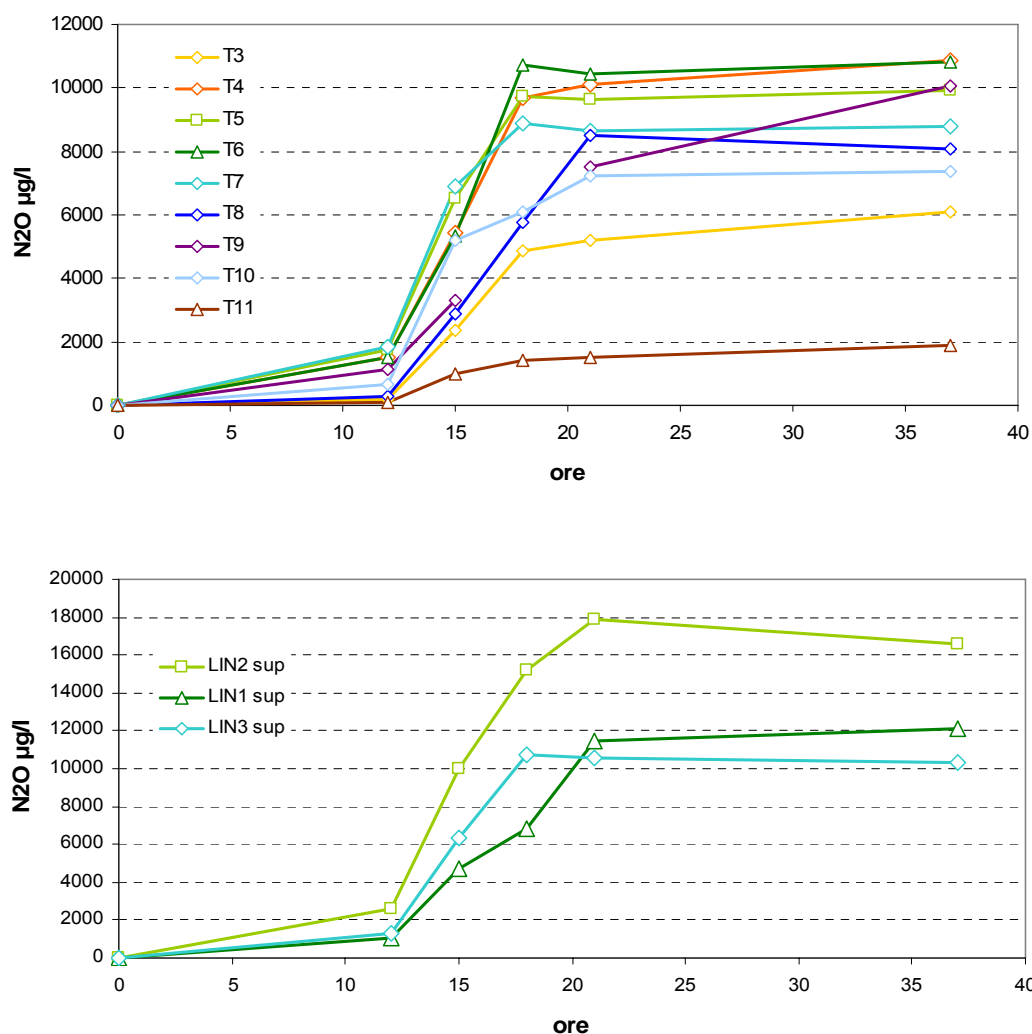


Fig. 6.2 – Andamento dell' N_2O lungo il transetto del BEDOLLO e del LINAROLA.

Dai grafici presentati in Fig 6.1 e Fig 6.2 è evidente in entrambi i siti e nelle due campagne un periodo di “lag” o in altri termini una fase di ritardo di 12 ore caratterizzato da una bassa produzione di N_2O . Nella maggior parte dei campioni la massima attività batterica sembra concentrarsi tra la 12ima ora e la 18ima. Tra la 21ima e la 36ima ora la produzione di N_2O rimane costante, segnalando quindi l'interruzione del processo di denitrificazione. Il secondo esperimento con i tempi prolungati è servito ad identificare il tempo di incubazione ideale per queste aree di studio che si colloca tra le 18 e le 21 ore.

Nelle tabelle 6.1 e 6.2 sono presentati i tassi di denitrificazione espressi come μg di N_2O prodotti per grammo di suolo secco. Innanzitutto si può osservare come nei campioni di suolo prelevati a profondità elevate (> 300 cm) non vi sia stata un produzione di protossido di azoto nonostante l'aggiunta di nitrato e la creazione di

condizioni anossiche. Ciò suggerisce l'assenza di comunità microbiche in grado di svolgere l'attività denitrificante probabilmente perché limitate dalle concentrazioni di carbonio organico. Si prevede di ripetere l'esperimento effettuando l'incubazione in presenza di una fonte di carbonio (per es. glucosio).

I tassi di denitrificazione misurati nei campioni di suolo superficiali variano da 0.256 a 0.961 $\mu\text{g/g}$ suolo nel sito Linarola (Tab 6.1) e da 0.081 a 3.15 $\mu\text{g/g}$ suolo al Bedollo (Tab. 6.2). In entrambe le aree i tassi più bassi sono stati misurati nei suoli coltivati cioè SCO3 a Linarola e T3 e T11 al Bedollo. Le produzioni più elevate si sono osservate nella parte centrale dei transetti, cioè in corrispondenza dei fossi, T6 - T7 al Bedollo e LIN3 - LIN5 al Linarola. In quest'ultima area un tasso di denitrificazione elevato è stato registrato anche a livello del LIN2 nella porzione erbacea della fascia riparia.

I risultati ottenuti a settembre al Bedollo sembrano indicare una diminuzione nell'efficienza di denitrificazione, mediamente del 50%.

	feb-08	set-08
	$\mu\text{g/h g}$ suolo secco	
SCO3-sup	0.256	
SCO3-prof	0.010	
LIN2-sup	0.862	0.961
LIN2-prof	0.021	
LIN1-sup	0.232	0.647
LIN1-prof	0.002	
LIN3-sup	0.715	0.530
LIN5-sup	0.918	
LIN5-prof	0.011	
LIN6-sup	0.784	

Tab. 6.1 – Tassi di denitrificazione misurati nell'area LINAROLA.

	feb-08	set-08
	µg/h g suolo secco	
T3		0.284
T4	1.041	0.470
T5	0.669	0.424
T6	3.150	0.520
T7	1.813	0.591
T8	0.847	0.465
T9	0.569	0.418
T10		0.391
T11		0.081

Tab. 6.2 – Tassi di denitrificazione misurati nell'area BEDOLLO.

6.2. Il tasso di denitrificazione in acqua

Questa prova è servita per verificare la possibilità di misurare il tasso di denitrificazione in campioni acquosi anziché di suolo, utilizzando le stesse procedure d'incubazione e di analisi gascromatografica.

Sono stati utilizzati i campioni acquosi raccolti nei piezometri LIN1, LIN2-340, LIN3, LIN5 nell'area sperimentale Linarola, e quelli raccolti nei piezometri T3-210, T4, T5, T6, T7, T8, T9, T10 e T11 al Bedollo.

Per ogni sito si sono prelevati due campioni, uno è stato processato tal quale, all'altro si sono aggiunti 10 ml di soluzione 20 mg/l N-NO_3^- per potenziare il processo di denitrificazione. Il periodo di incubazione è durato 85 ore e i prelievi sono stati effettuati a 10 min, 12 ore, 18 ore e 85 ore.

Al termine delle 85 ore è stato possibile confrontare, tramite analisi cromatografica, la concentrazione di N-NO_3^- presente prima e dopo l'incubazione in modo da verificare se c'è stata rimozione (Tab. 6.3).

Campione acquoso	N-NO ₃ (mg/l) Prima dell'incubazione	N-NO ₃ (mg/l) Al termine dell'incubazione	N ₂ O (µg/l) Al termine dell'incubazione
LIN1	0.000	0.000	0
LIN1 add	20.91	19.73	1
LIN2-340	0.000	0.000	1
LIN2-340	21.01	16.95	3
LIN3	1.080	0.730	8
LIN3 add	22.59	19.09	26
LIN5	0.000	0.000	0
LIN5 add	21.03	20.84	6
T3-210	52.75	29.44	50
T3-210 add	62.40	57.52	7115
T4	0.000	0.000	0
T4 add	22.12	22.18	0
T5	2.504	2.060	0
T5 add	22.36	22.34	0
T6	0.000	0.000	0
T6 add	22.70	20.90	2
T7	0.00	0.00	0
T7 add	21.54	21.39	0
T8	0.000	0.000	0
T8 add	21.86	21.77	0
T9	1.725	1.646	11
T9 add	22.10	19.90	11
T10	23.07	18.56	5
T10 add	23.07	18.56	15
T11	10.66	11.24	0
T11 add	31.88	29.10	60

Tabella 6.3 – Concentrazione di N-NO₃⁻ presente nei campioni acquosi prima dell'incubazione e dopo 85 h.

I risultati, mostrati in tabella 3.30, indicano che solo in pochi campioni si è avuta la produzione di N₂O, in particolare nel T3-210 con e senza aggiunta di NO₃⁻ e nel T11 con aggiunta. Di questi, solo nel T3-210 arricchito si osserva un trend nella produzione di N₂O paragonabile in termini quantitativi a quella osservata nell'omologo campione di suolo, con il picco massimo alla fine dell'esperimento cioè, dopo 85 ore.

In realtà nei campioni dove le concentrazioni iniziali di NO₃⁻ erano basse o addirittura nulle è logico non aspettarsi una produzione di N₂O, mentre per tutti gli altri, dove il substrato era disponibile possiamo ipotizzare che 1) le popolazioni batteriche presenti nell'acqua sotterranea siano quantitativamente inferiori a quelle

presenti nel suolo e quindi rispondano in maniera diversa durante i test in laboratorio, 2) ai campioni acquosi lasciati ad incubare non è stato eliminato l'ossigeno, all'inizio dell'esperimento, come invece abbiamo fatto con i campioni di suolo. Durante le operazioni di laboratorio la concentrazione iniziale di O₂ nei vari campioni può essersi modificata creando una condizione sfavorevole alla denitrificazione.

Con l'obiettivo di verificare la seconda ipotesi suggerita sopra, sono stati prelevati campioni d'acqua dai piezometri T4 e T7 durante il campionamento di settembre 2008 e sono stati sottoposti a incubazione con aggiunta di una soluzione di 30 mg/l di N-NO₃, in assenza completa di ossigeno. Dopo 133 ore di incubazione con prelievi a 12, 15, 18, 21, 37, 60 ore non si è avuta alcuna produzione significativa di N₂O.

7. SORGENTI DI NUTRIENTI NELLE FASCE RIPARIE

7.1. Utilizzo di fertilizzanti

Nelle due aree Bedollo e Linarola, scelte per lo studio della rimozione dell'azoto, è possibile individuare quattro situazioni differenti che corrispondono a quattro tipologie di fascia tampone:

Linarola (LIN-B): in riva sud si succedono le seguenti zone: i) fascia arborea di circa 3.4 m occupata in prevalenza da olmi, ii) fascia erbosa di circa 1.5 m e iii) campo agricolo coltivato a barbabietola da zucchero nel 2007 e a mais nel 2008; transetto SCO3-LIN3 ;

Linarola (LIN-E): in riva nord si succedono le seguenti zone: i) fascia arborea di circa 1 m occupata in prevalenza da olmi, ii) fascia erbosa di circa 1.5 m e iii) campo agricolo coltivato a erba medica; transetto LIN7-LIN3;

Bedollo (BED-M): in riva sud si succedono le seguenti zone: i) fascia arborea di circa 3.5 m occupata in prevalenza da noci, ii) fascia erbosa di circa 4.5 m e iii) campo agricolo coltivato a mais; transetto T1-T7;

Bedollo (BED-F): in riva nord si succedono le seguenti zone: i) fascia arborea di circa 3.5 m occupata da salici, olmi, gelsi, cornioli e aceri campestri ii) fascia erbacea di circa 3 m e iii) campo agricolo coltivato a frumento; transetto T11-T7.

In realtà durante la campagna sperimentale, nel LIN-E si sono verificati diversi imprevisti che hanno condizionato la qualità e conseguentemente l'interpretazione dei dati. Infatti, più volte i piezometri sono stati schiacciati o tagliati dai macchinari utilizzati per coltivare il campo riducendo così la funzionalità dello strumento, non più in grado di campionare acqua sotterranea. Nel piezometro LIN6, posto nella porzione centrale del transetto, nel campionamento di novembre sono state trovate delle talpe morte sul fondo che potrebbero aver contaminato l'acqua sotterranea in prossimità degli altri piezometri. Inoltre, uno dei prerequisiti fondamentali per studiare il ruolo che le fasce riparie nella rimozione dei nutrienti è che l'acqua dal campo si sposti verso la roggia, attraversando la fascia riparia; nel tratto in esame in diversi periodi l'acqua sembrava seguire invece, la direzione opposta. Per questi motivi abbiamo escluso l'area LIN-E dalla discussione (Tab. 7.1).

	LIN-B	BED-M	BED-F
Tipo di vegetazione riparia	erbacea e arborea dominata da olmi	erbacea e arborea dominata da noci monofilari	erbacea e arborea con salici, olmi, gelsi, cornioli e aceri campestri
Tipo di coltivazione	barbabietola/mais	mais	frumento
Tipo di suolo	argilloso e limoso	argilloso e sabbioso	argilloso e sabbioso
Ampiezza fascia riparia (m)	5	8	6.5
Quota media della falda (m slm)	56.2	56.6	56.7

Tabella 7.1 – Caratteristiche dei transetti SCO3-LIN3, T1-T7, T11-T7.

Dalle informazioni ottenute dai proprietari del campo e dal personale del Consorzio di Bonifica risulta che sulle barbabietole vengono applicati concimi organo-minerali SIAPOR ottenuti per reazione fra matrici organiche altamente umificate e frazione minerale. La componente organica di questi concimi è costituita da letame essiccato equino, pollina essiccata, panelli, miscela di concimi organici NP, mentre la componente minerale contiene concime NP 18-46.

Durante la preparazione del letto di semina (aratura), avvenuta in dicembre 2006, è stato somministrato al campo di barbabietole 1 q di concime SIAPOR. Nel periodo della semina, verso il 20 febbraio 2007, è stato applicato P, mentre a metà aprile 1 quintale di NO_3^- e NH_4^+ . Nel 2008, alla barbabietola è stato sostituito il mais seminato in aprile. Nel periodo di sarchiatura, tra il 15 e il 20 maggio 2008 è stato somministrata urea (titolo di 45 unità di azoto) in un quantitativo di 1.20 quintali di urea per biolca. La biolca è un'unità di misura agraria usata in Emilia e corrisponde alla superficie che si stimava di poter arare in una giornata di lavoro con un aratro trainato da due buoi. Nella provincia di Reggio Emilia corrisponde a 2922,25 m². Alla fine del 2008 il proprietario ha inoltre dichiarato che stavano seminando grano tenero.

È stato possibile raccogliere informazioni dirette anche dal proprietario del campo di mais, nel sito Bedollo. Durante l'autunno 2007 è stato distribuito stallatico (letame e paglia) in misura di 300 q ha⁻¹. Tale concime, a lento rilascio, avrà effetti sui raccolti per 2-3 anni consecutivi.

L'11 maggio 2008 è stata somministrata urea in misura di 3 q ha^{-1} . Tale procedura è stata ripetuta anche l'1 giugno 2008. In questi casi, il concime è stato somministrato ancora in palline e destinato a sciogliersi alla prima pioggia.

Per quanto riguarda la concimazione del frumento non è stato possibile recuperare informazioni direttamente dal contadino. Tuttavia consultando il "Manuale di corretta prassi produttiva per il frumento" si deduce che la concimazione richiede l'utilizzo di composti azotati, fosfatici e potassici. Per quanto riguarda il potassio, premesso che il frumento è una specie poco esigente nei confronti del potassio, le dosi somministrate dipendono molto dalla presenza di questi elementi nel terreno.

In particolar modo, per conseguire produzioni valide anche sotto l'aspetto qualitativo si consigliano le seguenti dosi:

- $70\text{-}100 \text{ kg ha}^{-1}$ di azoto, da somministrare in unica dose al momento della ripresa vegetativa (5^a - 6^a foglia) o in due frazioni del ciclo colturale, alla 5^a - 6^a foglia ed all'inizio della botticella (nel periodo primaverile)
- 100 kg ha^{-1} di P_2O_5 , prima della semina (in autunno).

7.2. Input di nutrienti nelle fasce riparie: livelli e variazioni stagionali

L'analisi dei risultati ha fornito un quadro complessivo relativo alle trasformazioni delle principali specie chimiche durante il loro tragitto nell'acqua sotterranea, dal campo coltivato ai vicini corsi d'acqua.

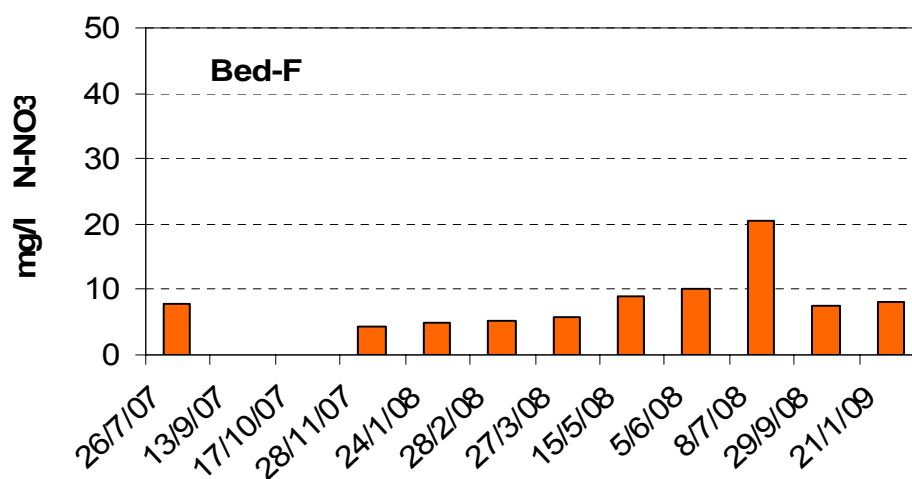
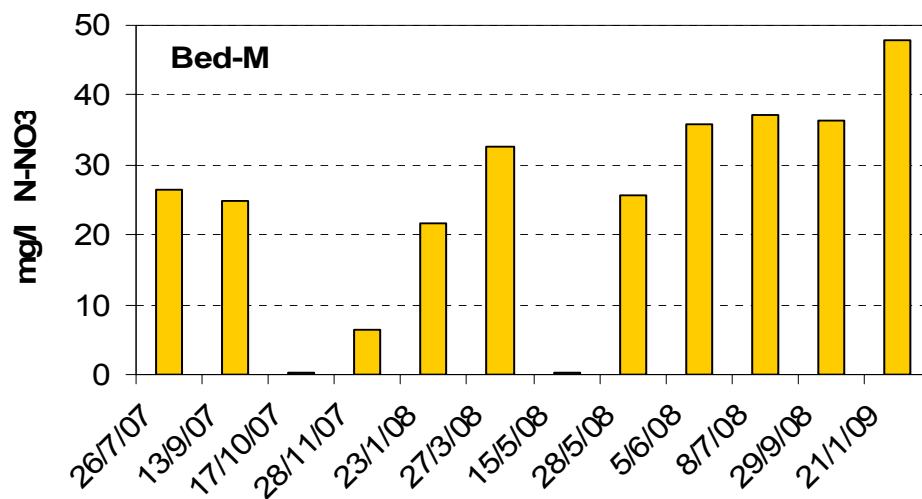
Abbiamo così potuto osservare che, mentre le concentrazioni di alcuni composti come ad esempio K^+ (a Linarola), Mg^{2+} (al Bedollo), rimanevano relativamente stabili, altri andavano incontro ad importanti variazioni. Tra questi, la nostra attenzione si è focalizzata sull'azoto nitrico, la cui trasformazione sia in termini quantitativi che qualitativi è tra i soggetti principali del presente studio.

Come previsto dall'approccio sperimentale utilizzato, i campi coltivati si sono effettivamente comportati come sorgenti di azoto nitrico nelle tre aree studiate, infatti, le maggiori concentrazioni di NO_3^- si sono registrate nelle acque sotterranee campionate nei piezometri posti all'interno o al confine tra campo e fascia vegetata.

In Fig. 7.1 si possono osservare le variazioni nella concentrazione di nitrato in parte differenziate in base al tipo di coltivazione: mais (BED-M), frumento (BED-F) al quale si è succeduto il mais nell'anno successivo (2008), barbabietola da zucchero (LIN-B), sostituita dal mais nell'anno successivo (2008).

Le concentrazioni più alte sono state registrate in uscita dai campi di mais nell'unità Bed-M per l'intero periodo studiato (media 20.7 mg/l N-NO_3 corrispondente a 91 mg/l come NO_3). Nell'unità Lin-B e Bed-F, nei periodi in cui si è coltivato mais (gennaio-dicembre 2008), si sono registrate concentrazioni più basse: rispettivamente una media di 5.2 mg/l N-NO_3 , corrispondente a 23 mg/l come NO_3 , nella prima unità e 8.9 mg/l N-NO_3 corrispondente a 39 mg/l come NO_3 nella seconda. Nell'unità Bed-F nel periodo in cui il campo era coltivato a frumento le concentrazioni medie sono risultate di 6.0 mg/l N-NO_3 . Nel Lin-B nel corso del 2007

il campo coltivato a barbabietola ha fatto registrare nelle acque sotterranee una concentrazione media 4.7 mg/l N-NO₃ corrispondente a 20.8 mg/l come NO₃.



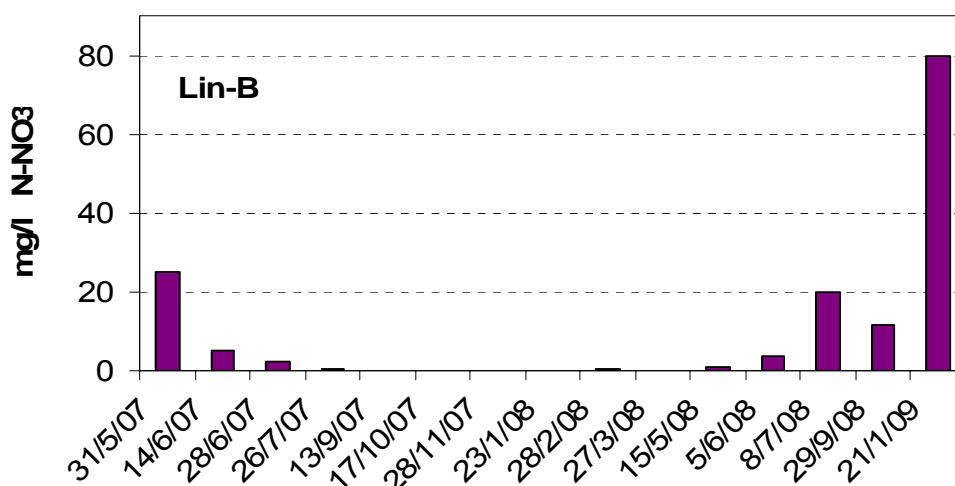


Fig. 7.1. – Concentrazione di N-NO₃ presso le diverse unità nel sito BEDOLLO e LINAROLA.

La variazione nel livello di nitrato in uscita dai campi coltivati dipende da diversi fattori: gli eventi di fertilizzazioni, le piogge anche in relazione alle fertilizzazioni e, naturalmente, le caratteristiche del sito.

Nel sito Bed-M alle concentrazioni alte del luglio 2007, probabilmente attribuibili alla fertilizzazione primaverile, è seguita una diminuzione fino al raggiungimento di un minimo nell'ottobre 2007 (0.27 mg/l N-NO₃). Da luglio a ottobre il livello della falda è diminuito drasticamente come conseguenza della siccità estiva e non viene applicato nessun tipo di fertilizzante. Da novembre a marzo in corrispondenza dell'innalzamento della falda, di abbondanti piogge e dell'applicazione autunnale (2007) di stallatico, le concentrazioni di nitrato si rialzano. A metà maggio in condizioni di falda alta non si osservano significativi input di nitrato nell'acqua sotterranea provenienti dal campo di mais (0.04 mg/l), nonostante la concimazione avvenuta pochi giorni prima. Tra l'11 e il 15 maggio non è mai piovuto e questo non ha permesso al concime di sciogliersi e di filtrare nel terreno raggiungendo l'acqua di falda. Con l'inizio delle piogge primaverili i livelli di nitrato aumentano notevolmente e si mantengono elevati da giugno alla fine di settembre. Nel gennaio 2009 a seguito di un periodo lungo molto piovoso, in cui non è stato applicato nessun fertilizzante, si è registrato un picco di nitrato corrispondente a più di 200 mg/l di nitrato (NO₃).

Nel campo di frumento (BED-F) i valori più alti di nitrato si registrano nei mesi successivi la fertilizzazione, fino a raggiungere concentrazioni di 20 mg/l di N-NO₃ nel luglio 2008. Nei mesi autunnali e invernali, invece, permane un residuo di NO₃⁻ legato alla fertilizzazione primaverile, infatti, la concentrazione di tale ione è più bassa, ma costante. Occorre considerare un gap nei dati nei mesi di settembre e ottobre per rottura del piezometro T11. Purtroppo per questo campo non abbiamo notizie dirette riguardanti le pratiche agricole, ma dalle osservazioni effettuate in campo possiamo escludere l'applicazione di stallatico o liquame zootecnico. Le intense piogge dell'inverno 2008 non hanno in questo caso apportato elevati

quantitativi di azoto, lasciando supporre che i suoli non siano particolarmente arricchiti dai fertilizzanti azotati.

L'unità Lin-B presenta concentrazioni modeste di nitrato nel campo coltivato a barbabietole nel maggio 2007, nonostante le fertilizzazioni abbondanti. Tali livelli progressivamente diminuiscono fino a concentrazioni prossime al limite di rilevabilità strumentale fino a maggio 2008. Nel luglio 2008 si registra un picco di circa 20 mg/l di azoto nitrico che si dimezza a settembre. Sorprendenti sono le concentrazioni misurate a gennaio 2009 nell'acqua sotterranea sottostante il campo seminato a grano tenero: 68 mg/l di N-NO₃ a circa 220 cm di profondità e 91 mg/l di N-NO₃, corrispondenti a 402 mg/l di NO₃, a circa 330 cm di profondità. Il comportamento, così anomalo del nitrato, può essere legato alla presenza di suoli argillosi che in condizioni siccitose favoriscono il formarsi di orizzonti isolati in cui il passaggio dell'acqua è rallentato e in condizioni di precipitazioni intense e prolungate possono favorire la creazione di percorsi preferenziali con veloci movimenti verticali di infiltrazione dell'acqua.

8. CIRCOLAZIONE DEI NUTRIENTI NELLE FASCE RIPARIE

8.1. Nitrati

Nelle figure seguenti vengono presentate le concentrazioni di nitrato misurate nell'acquifero sottostante le fasce riparie studiate, in alcune date significative in cui si alternano condizioni di falda alta e bassa.

Nell'unità Bed-M, alla fine di luglio 2007 (Fig. 8.1), successivamente alla fertilizzazione, si osserva nella fascia erbacea a circa 3.5 m dal campo una riduzione delle concentrazioni di NO₃ di un ordine di grandezza. Passando alla fascia arborea abbiamo un'ulteriore riduzione fino ad arrivare a un valore minimo di 0.03 mg/l nel T7 corrispondente ad una rimozione del 100%. Nella riva opposta, Bed-F, una diminuzione del 90% rispetto alla concentrazione misurata nel campo si osserva già a 2 m dal campo coltivato.

Una situazione analoga si è verificata l'anno successivo, in corrispondenza della fertilizzazione del mais, con concentrazioni in ingresso più elevate (Fig.8.3). In questa occasione la falda era più alta e abbiamo potuto analizzare anche i campioni della porzione più superficiale dell'acquifero dove si è confermata l'assenza di nitrato.

I risultati relativi ad altre campionamenti come ad es. quello di novembre 2007 (Fig 8.2), in condizioni di basse temperature, dormienza vegetativa e falda in risalita, oppure quello di settembre 2008 (Fig. 8.4) caratterizzato da alte temperature, condizioni di siccità e falda molto bassa indicano comunque una drastica diminuzione del nitrato nella fascia riparia indipendentemente dalle concentrazioni in ingresso.

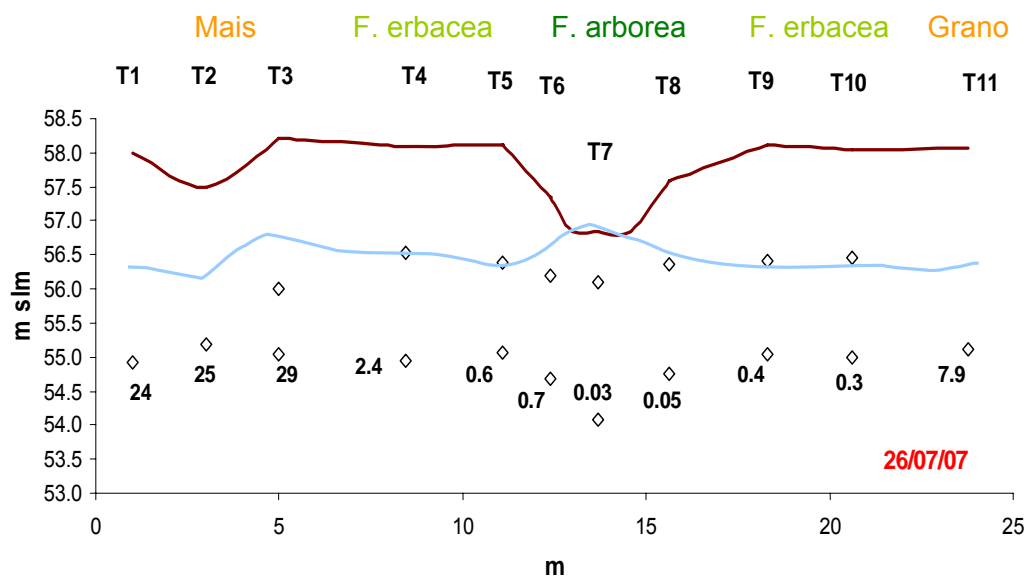


Fig. 8.1 – Concentrazioni di azoto nitrico (mg/l) misurate nei piezometri (T1-T11) il 26 luglio 2007, relativo livello freaticometrico (linea azzurra) e profondità piezometri (rombi).

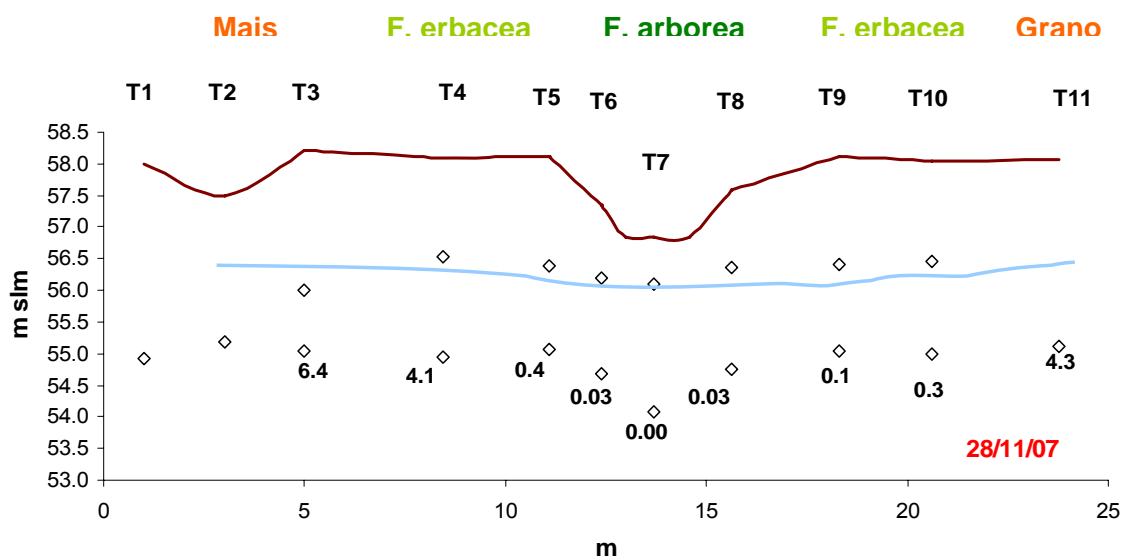


Fig. 8.2 – Concentrazioni di azoto nitrico (mg/l) misurate nei piezometri (T1-T11) il 28 novembre 2007, relativo livello freaticometrico (linea azzurra) e profondità piezometri (rombi).

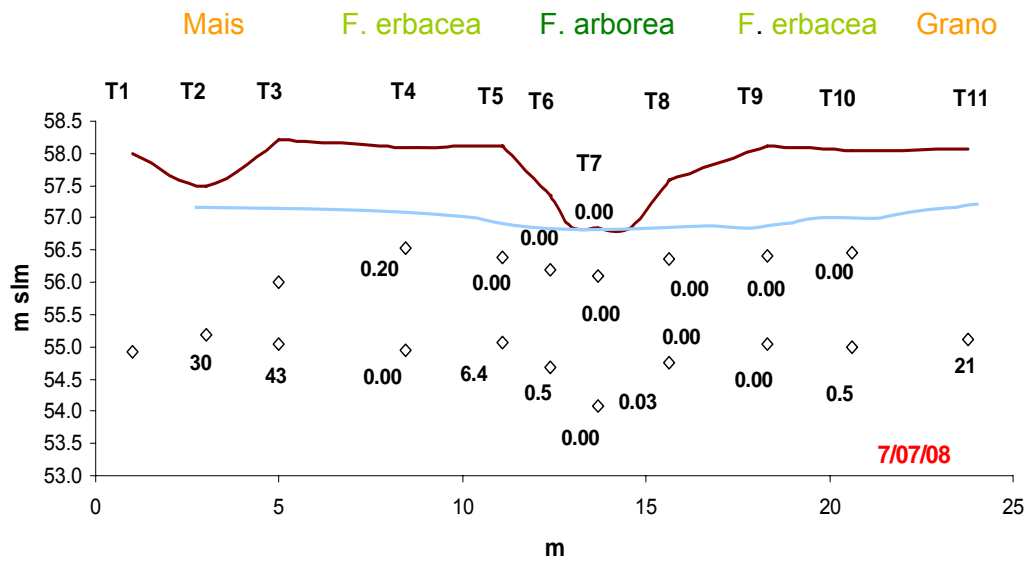


Fig. 8.3 – Concentrazioni di azoto nitrico (mg/l) misurate nei piezometri (T1-T11) il 07 luglio 2008, relativo livello freaticometrico (linea azzurra) e profondità piezometri (rombi).

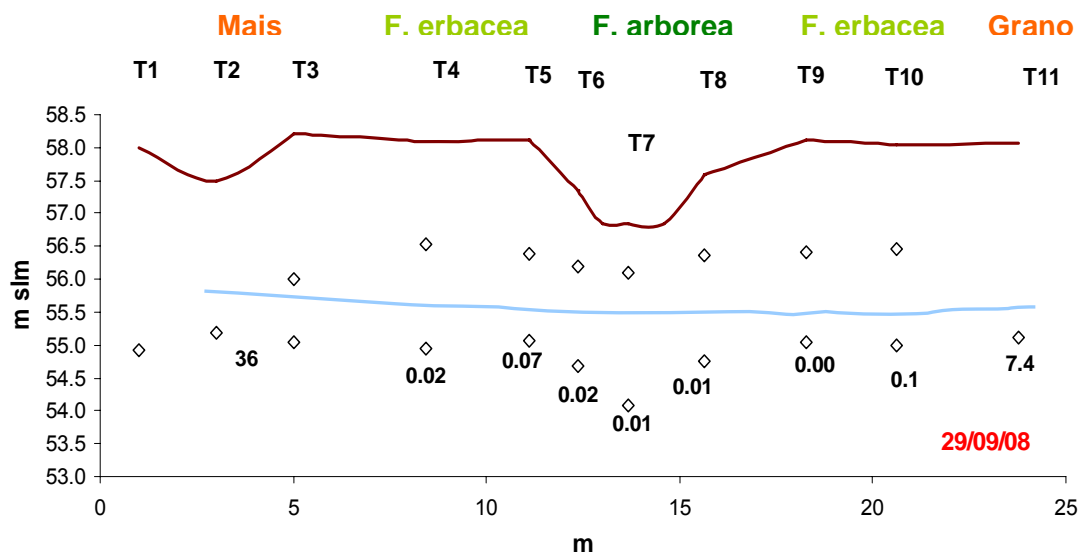


Fig. 8.4 – Concentrazioni di azoto nitrico (mg/l) misurate nei piezometri (T1-T11) il 29 settembre 2008, relativo livello freaticometrico (linea azzurra) e profondità piezometri (rombi).

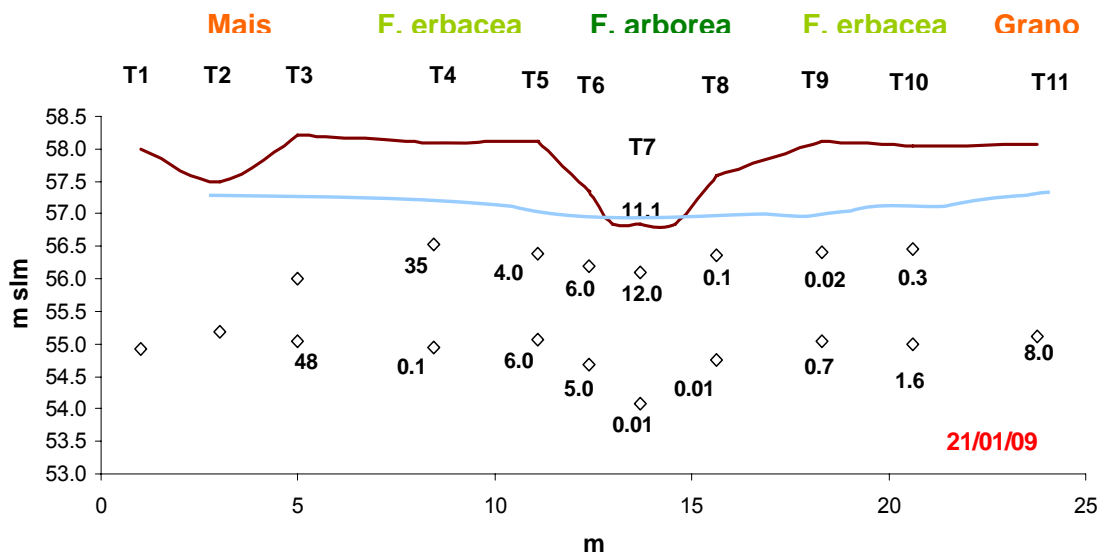


Fig. 8.5 – Concentrazioni di azoto nitrico (mg/l) misurate nei piezometri (T1-T11) il 21 gennaio 2009, relativo livello freaticometrico (linea azzurra) e profondità piezometri (rombi).

Un evento particolare si è verificato invece nel gennaio 2009 a seguito di intense piogge che hanno fatto registrare un quantitativo mensile per dicembre di 150 mm corrispondente al 20% delle precipitazioni dell'intero 2008. Anche i livelli piezometrici misurati nel campionamento del 21/1/2009 sono risultati i più alti dell'intero periodo studiato. Le scoline del campo di mais erano allagate e l'acqua, attraverso dei tubi di gomma, confluiva nella roggia (Fig 8.6)



Fig. 8.6 – Scolina nel campo di mais nell'area Bedollo nel gennaio 2009.

In questa occasione nella fascia erbacea, al T4 superficiale (160 cm), la concentrazione di NO₃ è diminuita solo del 27%, mentre in quella arborea, fino al T6, dell'85%. A livello del T7, in profondità i livelli sono rimasti molto bassi. Nell'unità Bed- F si sono misurate concentrazioni di nitrato più alte (0.7-1.6 mg/l N-NO₃) rispetto al solito solo nella porzione più profonda dell'acquifero sottostante la fascia erbacea (Fig. 8.5).

Nell'area sperimentale Linarola dopo la fertilizzazione (aprile 2007) il N-NO₃⁻ nel campo raggiunge valori pari a 25 mg/l e a distanza di 3 m, nella fascia erbacea, la concentrazione diminuisce attorno a 17 mg/l fino a raggiungere valori prossimi allo 0 nel fosso (Fig 8.7).

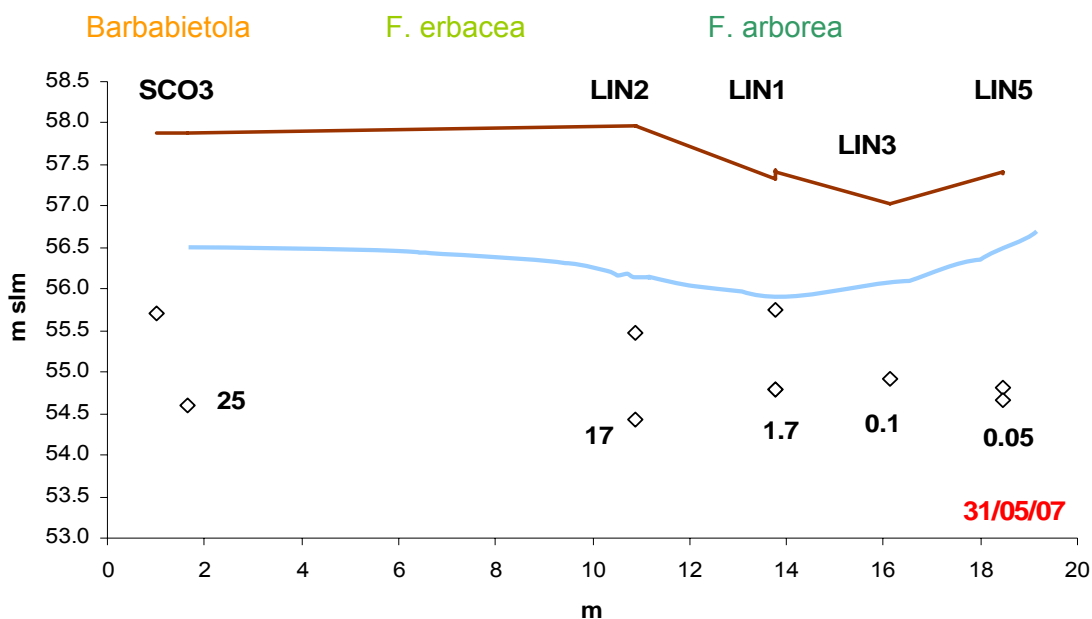


Fig. 8.7 – Concentrazioni di azoto nitrico (mg/l) misurate nei piezometri (SCO3-LIN5) il 31 maggio 2007, relativo livello freaticometrico (linea azzurra) e profondità piezometri (rombi).

Nei periodi successivi, il nitrato sembra scomparire nel campo ed aumentare nella fascia erbacea, in prossimità del LIN2 per poi diminuire nella fascia arborea. Si riporta come esempio la situazione di luglio 2007 (Fig 8.8)

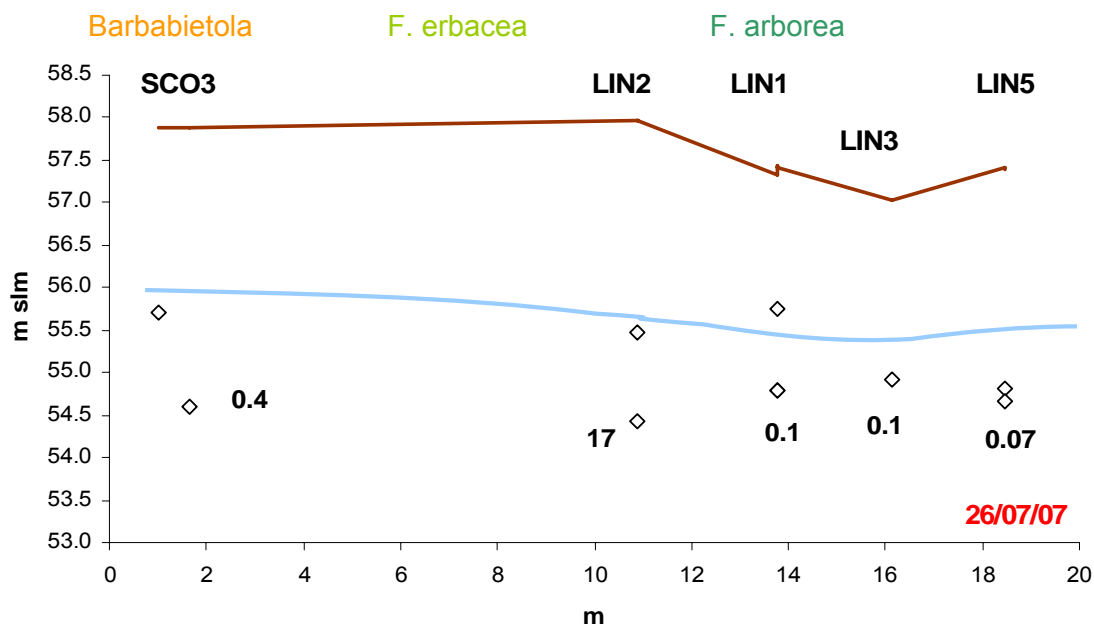


Fig. 8.8 – Concentrazioni di azoto nitrico (mg/l) misurate nei piezometri (SCO3-LIN5) il 26 luglio 2007, relativo livello freaticometrico (linea azzurra) e profondità piezometri (rombi).

Da agosto a dicembre 2007, in seguito ad un abbassamento della falda, non è stato possibile campionare l'acqua sotterranea in molti piezometri. Da gennaio 2008, quando la falda era tornata a livelli più alti, fino a giugno, si sono registrate concentrazioni di NO_3^- molto basse sia nel campo che nella fascia riparia (Fig. 8.9).

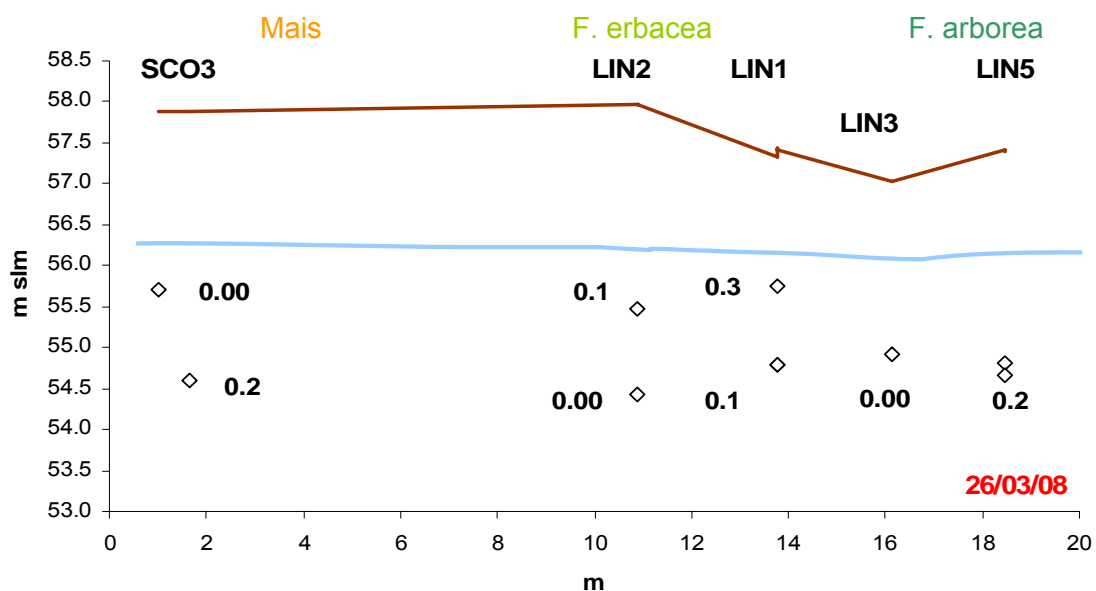


Fig. 8.9 – Concentrazioni di azoto nitrico (mg/l) misurate nei piezometri (SCO3-LIN5) il 26 marzo 2008, relativo livello freaticometrico (linea azzurra) e profondità piezometri (rombi).

Probabilmente a seguito delle fertilizzazioni primaverili, a partire da giugno, il NO_3^- è ricomparso solo nel campo con concentrazioni di 4 mg/l che sono poi aumentate fino a 20 mg/l nel mese successivo (Fig 8.10). All'interno della fascia riparia non si sono avute variazioni.

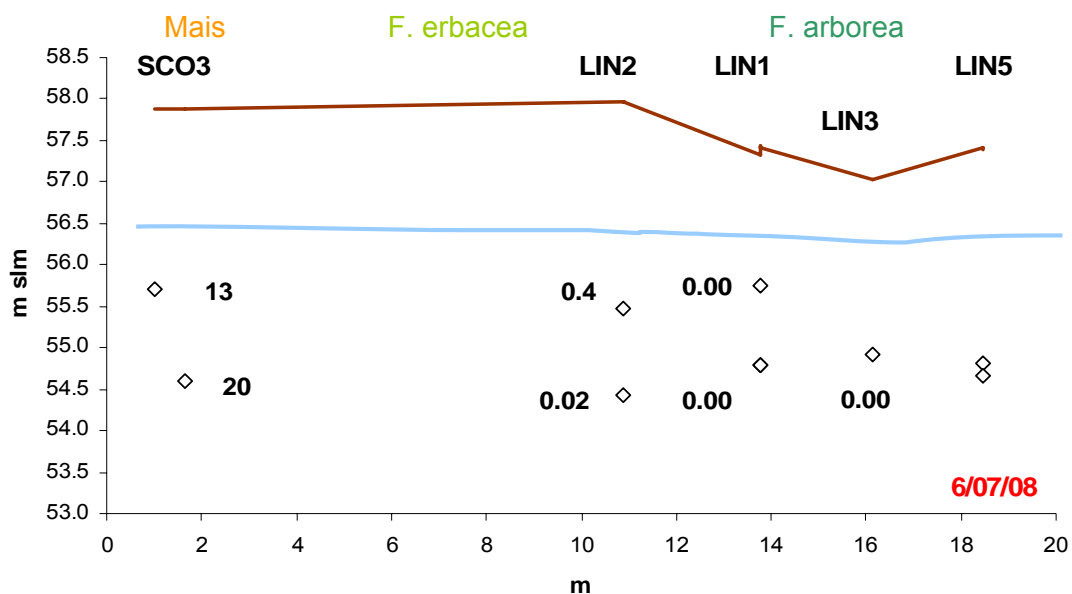


Fig. 8.10 – Concentrazioni di azoto nitrico (mg/l) misurate nei piezometri (SCO3-LIN5) il 06 luglio 2008, relativo livello freaticometrico (linea azzurra) e profondità piezometri (rombi).

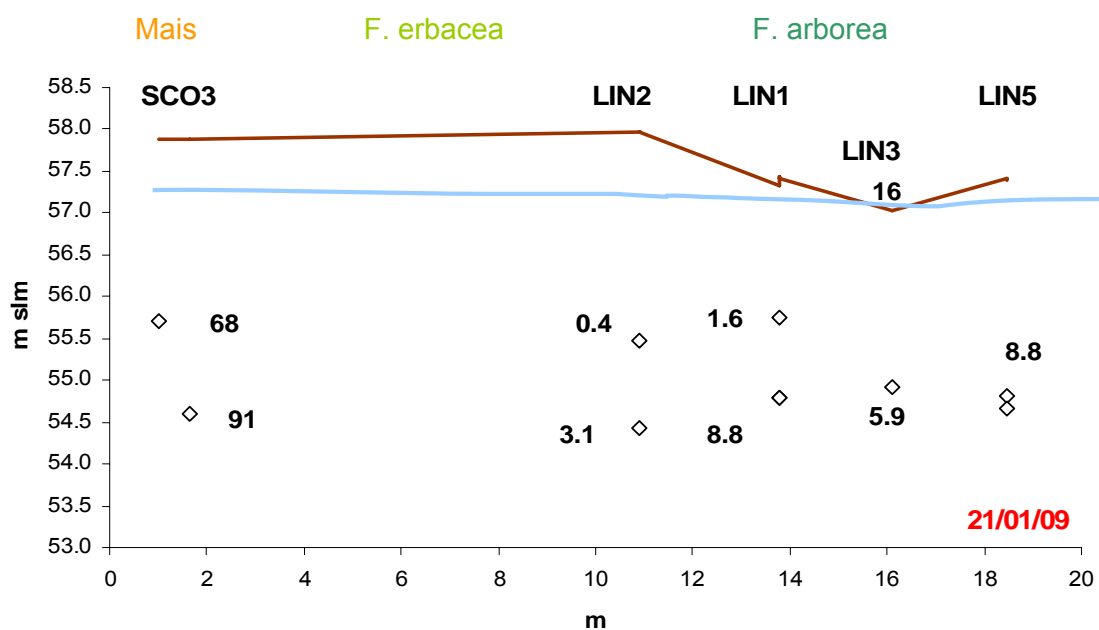


Fig. 8.11 – Concentrazioni di azoto nitrico (mg/l) misurate nei piezometri (SCO3-LIN5) il 21 gennaio 2009, relativo livello freaticometrico (linea azzurra) e profondità piezometri (rombi).

Anche nel sito Lin-B le piogge di dicembre 2009 hanno fatto innalzare molto la falda che ha raggiunto, per la prima volta dal maggio 2007, l'alveo del fosso. Le scoline si sono allagate e, attraverso dei collegamenti, hanno contribuito ad aumentare la portata del fosso.

L'acqua delle scoline è risultata piuttosto ricca in nitrati con concentrazioni variabili da 5 a 26 mg/l e conseguentemente anche il livello misurato nel fosso era piuttosto elevato. All'interno della fascia riparia si è potuto evidenziare un flusso d'acqua sotterranea con concentrazioni di 3-9 mg/l di NO₃ corrispondenti a circa il 10% dei valori misurati nell'acquifero sottostante il campo (Fig. 8.11).

8.2. Fosforo

Il fosforo, a differenza dell'azoto, viene trasportato ai corsi di acqua soprattutto con i deflussi superficiali (runoff) e non attraverso l'acqua sotterranea. La presenza di fosforo nelle acque è, infatti, principalmente dovuta all'erosione della superficie dei terreni, che produce particelle sospese di suolo che si spostano con il ruscellamento e che rilasciano il fosforo disciolto lentamente e in determinate condizioni fisico-chimiche.

La ritenzione di fosforo all'interno di una fascia riparia può avvenire grazie a processi fisici e biologici, quali la sedimentazione del particolato, l'adsorbimento del fosforo disciolto nel sedimento e l'assimilazione da parte della vegetazione.

Nelle fasce riparie oggetto della presente indagine sono state effettuate misure di orto-fosfato (P-PO₄) e di fosforo totale disciolto (TDP) nei campioni di acqua sotterranea e quando possibile in campioni di acqua superficiale prelevati nelle rogge e nelle scoline. Complessivamente le concentrazioni nelle acque sotterranee sono molto basse con mediane di 7 e 3 µg/l per il P-PO₄ e 3 e 8 µg/l per il TDP, rispettivamente per Linarola e Bedollo. Anche i campioni rappresentativi dell'input dai campi coltivati non presentano concentrazioni significativamente più alte di quelle misurate all'interno della fascia riparia. Se, come atteso gli apporti di P attraverso i deflussi sub-superficiali sono irrilevanti, anche il contributo del ruscellamento superficiale in aree caratterizzate da una pendenza modestissima, non è particolarmente rilevante. Un ruolo critico nel controllare i livelli del P nei corpi idrici superficiali, può essere svolto dalle scoline generalmente in comunicazione con fosse e rogge. La concentrazione media di TDP misurata nella roggia al Bedollo è di 29 µg/l quindi quasi 10 volte la media delle acque sotterranee, mentre quella del cavetto Campagnola (Fig. 8.12), canale promiscuo che scorre molto vicino all'area sperimentale, di 105 µg/l. Questa differenza può essere spiegata considerando sia la dimensione del bacino del cavetto (per la maggior parte agricolo), molto più grande di quello della roggia, sia l'assenza di vegetazione riparia, ad eccezione di una striscia erbosa di 1 m.



Fig. 8.12 – Cavetto Campagnola in prossimità dell'area Bedollo.

Durante il periodo di studio solo in un'occasione, il 21/1/2009, abbiamo potuto verificare la presenza di acqua nelle scoline, al sito Bedollo, a seguito di forti precipitazioni. Mentre nell'altra area di studio a questa data possiamo aggiungere anche quella del 14/6/2007 in cui le scoline avevano acqua derivante dalle irrigazioni. Nelle'evento invernale, le scoline presentavano concentrazioni di P-PO₄ e TDP corrispondenti a 126 e 157 µg/l al Bedollo e 56 e 79 µg/l al sito Linarola.

Per poter rimuovere efficacemente il fosforo proveniente dai campi agricoli diventa quindi importante intervenire sulle scoline, ad esempio interponendo tra esse e i corpi idrici d'interesse, dei canali secondari o piccoli bacini con vegetazione, sia in alveo che sulle rive, in cui far confluire e permanere l'acqua di scolo dei campi. In questo modo il fosforo presente andrebbe incontro a sedimentazione e/o verrebbe utilizzato dalla vegetazione.

9. I PROCESSI DI RIMOZIONE DELL'AZOTO

La riduzione della concentrazione di azoto nitrico nell'acqua sotterranea che fluisce in una fascia riparia è attribuibile sia a processi fisici come la diluizione (Böhlke e Denver, 1995) sia a processi biologici come la denitrificazione batterica (Groffman & Hanson, 1997; Hill et al., 2000) e l'uptake vegetazionale (Jordan et al., 1993; O'Neil e Gordon, 1994). C'è una considerevole incertezza circa l'importanza relativa di questi meccanismi di rimozione e la loro relazione col flusso dell'acqua sotterranea. Per conoscere il contributo della diluizione nelle variazioni di N-NO_3^- , osservate nelle aree di studio, generalmente, si confronta l'andamento dell'azoto nitrico con quello dei cloruri una specie conservativa, molto mobile come i nitrati, ma non soggetta a trasformazioni biologiche, ma le cui variazioni sono da attribuire a processi fisici. Come si può osservare nelle figure 9.1 e 9.2 mostrate come esempio e rappresentative di tutte le situazioni considerate, i netti gradienti di nitrato discussi nel paragrafo precedente non sono accompagnati da variazioni analoghe nei cloruri in entrambe le aree studiate. Ciononostante l'andamento dei cloruri all'interno dei transetti è risultato inaspettatamente piuttosto variabile, suggerendo il verificarsi di condizioni di scarso mescolamento delle masse d'acqua sotterranee, probabilmente da attribuire alla presenza di lenti d'argilla che rallentano i flussi idrologici.

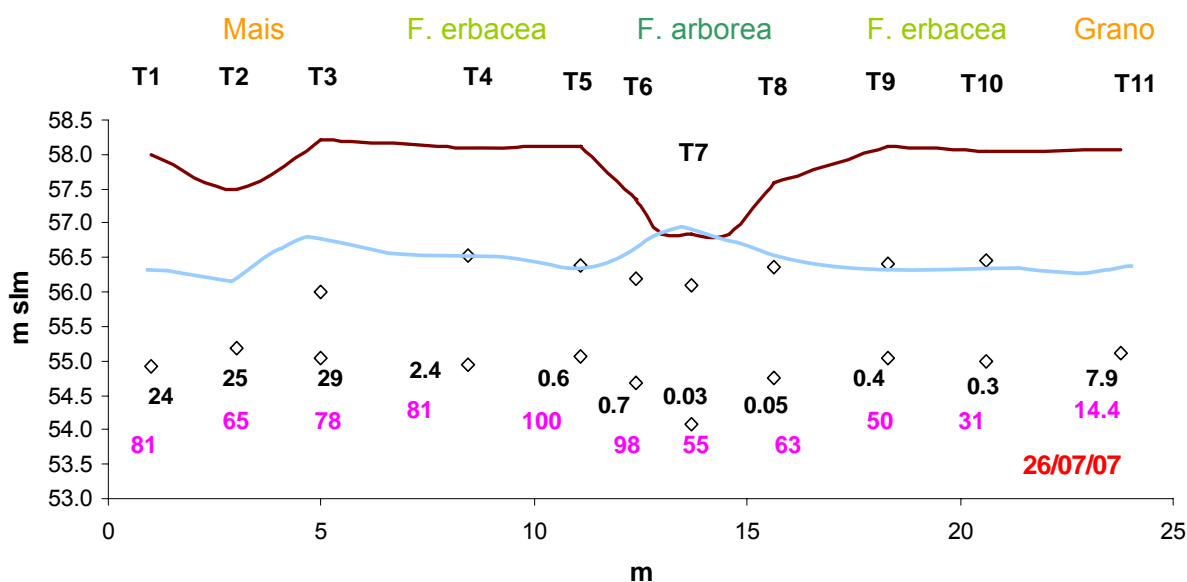


Fig. 9.1 – Concentrazioni di azoto nitrico (mg/l) e cloruri (mg/l), in fucsia, misurate nei piezometri (T1-T11) il 26 luglio 2007, relativo livello freaticometrico (linea azzurra) e profondità piezometri (rombi).

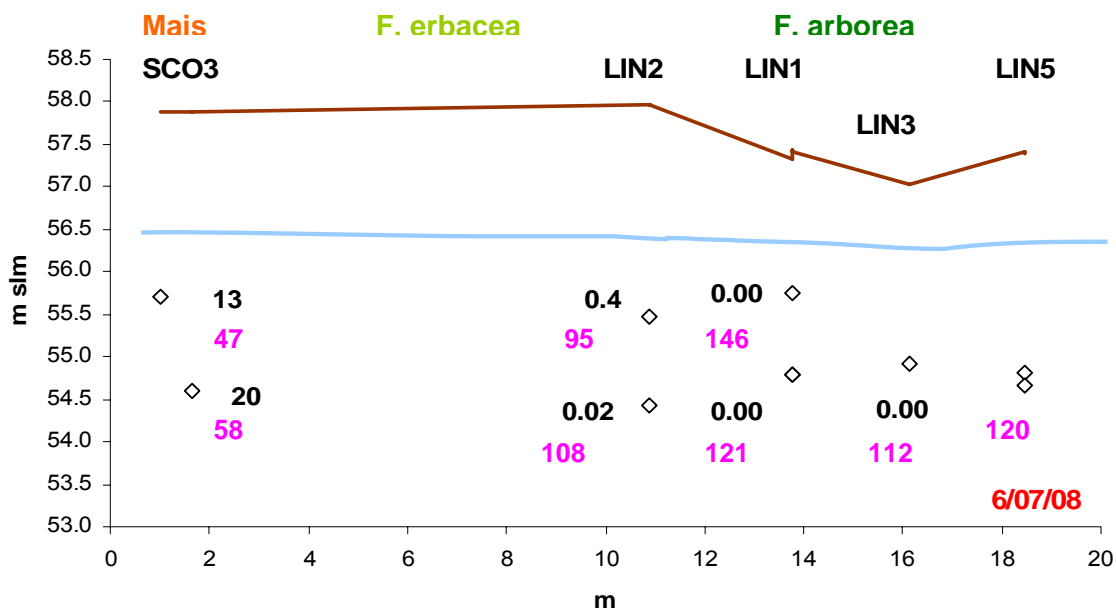


Fig. 9.2 – Concentrazioni di azoto nitrico (mg/l) e cloruri (mg/l), in fucsia, misurate nei piezometri (SCO3-LIN5) in data 06 luglio 2008, relativo livello freaticometrico (linea azzurra) e profondità piezometri (rombi).

E' noto dalla letteratura che il processo biologico più importante nella rimozione dei nitrati negli ambienti ripari è la riduzione batterica del nitrato ad azoto molecolare operato dai batteri denitrificanti. Condizione essenziale per l'attivazione della denitrificazione è l'assenza o una bassa concentrazione dell'ossigeno che si verifica ad esempio quando il suolo viene saturato dall'innalzamento del livello dell'acqua sotterranea. Nel caso di batteri anaerobi stretti è necessaria l'assenza di O₂, mentre per gli anaerobi facoltativi, come ad es. *Thiomicrospira denitrificans*, sono sufficienti basse concentrazioni di O₂. L'O₂ può infatti inibire la sintesi o l'attività di alcuni complessi enzimatici responsabili dei processi di riduzione del nitrato. Alcuni studi, purtroppo un po' datati, condotti in laboratorio con l'obiettivo di esaminare la relazione tra O₂ e velocità di denitrificazione, riportano un brusco effetto inibitorio del processo in questione per un ristretto intervallo di valori con una media di 10 µmol/l di O₂ (Tiedje, 1988). Altri autori (Robertson and Kuenen, 1984) isolarono un organismo *Thiosphaera pantotropha*, in grado di usare il nitrato come accettore di elettroni anche a concentrazioni di 6.9 mg/l di O₂. Verosimilmente la concentrazione soglia di O₂, che determina la cessazione della denitrificazione, varia tra i diversi organismi.

Più recentemente, studi condotti in campo indicano che la denitrificazione avviene anche a concentrazioni di O₂ significativi. Ciò è spiegabile considerando che i processi batterici avvengono in micro siti, spesso denominati "hot spot" dove l'O₂ è completamente assente (Mariotti, 1986; Parkin, 1987). Microhabitat favorevoli alla denitrificazione possono verificarsi lungo i canali presenti nel terreno, scavati dalle radici delle piante, dove l'umidità e il contenuto di materia organica sono alti (McClain et al. 2003), oppure in orizzonti più profondi dove, però, si sono accumulati piccoli depositi di torba (Hill et al., 2000). Quindi la concentrazione di O₂, che viene misurata in campioni di acqua sotterranea, può rappresentare la media delle

concentrazioni presenti in un ambiente più ampio ed eterogeneo. Molti studi condotti nelle aree riparie, riportano un rapido declino di NO_3^- a concentrazioni di $\text{O}_2 < 2\text{-}3\text{ mg/l}$ (Cey et al., 1999; Vidon and Hill, 2004) e questa può essere interpretata come una condizione necessaria affinché ci sia denitrificazione.

La misura dell'ossigeno disciolto nell'acqua sotterranea ha fornito quindi utili indicazioni per verificare se, all'interno del transetto di studio, sussistano le condizioni adatte alla riduzione batterica del nitrato ad azoto elementare. In generale, possiamo affermare che nelle unità studiate, le concentrazioni di O_2 misurate nell'acqua sotterranea sono risultate piuttosto basse, mediamente comprese tra 2 e 3 mg/l. In particolare, nelle porzioni coltivate, si sono registrate concentrazioni di O_2 leggermente più alte, quasi sempre superiori ai 3 mg/l mentre nella fascia riparia, principalmente nei piezometri vicini alla roggia, i livelli erano più bassi, oscillanti tra 1.9 e 2.2 mg/l. Nei piezometri T7 e T8 (sito Bedollo) dove il nitrato è sempre assente, si sono registrate delle concentrazioni di SO_4 molto più basse (intorno ai 8-10 mg/l) rispetto ai piezometri vicini e, addirittura in alcuni eventi, anche il solfato è stato completamente rimosso. Spesso, durante il campionamento, abbiamo notato il classico odore di uova marce che indica la presenza di solfuro. Questi dati fanno ragionevolmente supporre che vi siano dei processi di riduzione dei solfati che si attivano quando anche tutto il nitrato è già stato completamente utilizzato, quindi sicuramente in condizioni anaerobiche. Ciononostante, le concentrazioni di O_2 misurate in quelle occasioni non sono mai risultate inferiori a 1.5 mg/l.

Inoltre, occorre anche considerare che la misura dell' O_2 nell'acqua sotterranea è piuttosto delicata. Nel presente lavoro, la concentrazione di ossigeno disciolto non è stata misurata direttamente nell'acqua contenuta nel piezometro, ma dopo che è stata raccolta nella bottiglia e quindi già entrata in contatto con l'aria. Il valore che si ottiene generalmente è una sovrastima della concentrazione reale.

Anche la disponibilità di carbonio organico (come DOC e percentuale di sostanza organica nei sedimenti) costituisce un fattore importante nel condizionare l'attività batterica, in quanto rappresenta la principale fonte di energia per i batteri denitrificanti. Inoltre, la sostanza organica favorisce la formazione di habitat anaerobici dal momento che, attraverso la respirazione aerobica, contribuisce alla riduzione della concentrazione di O_2 .

Riguardo alle concentrazioni di DOC necessarie perché possa avvenire la denitrificazione eterotrofa, esistono ipotesi contrastanti in letteratura. Hedin et al. (1998) riportano che il nitrato si può accumulare negli acquiferi sub-superficiali, solo se la concentrazione di DOC scende al di sotto dei 2 mg/l. Altri autori (Starr & Gillham, 1993) suggeriscono invece che concentrazioni di 4-5 mg/l non sono sufficienti a sostenere la denitrificazione. Balestrini et al. (2004) e Devito et al., (2000) riportano una relazione tra NO_3^- e DOC secondo la quale la denitrificazione può essere limitata a concentrazioni inferiori a 3 mg/l.

Nel presente studio si sono registrate delle concentrazioni medie di DOC nei piezometri profondi corrispondenti a 1.9 mg/l al Bedollo e 3.3 mg/l al Linarola. Nei piezometri superficiali le concentrazioni di DOC sono superiori a 3.5 mg/l.

Occorre inoltre ricordare che alcuni batteri denitrificanti sono in grado di utilizzare substrati inorganici come la pirite in alternativa al carbonio.

La presenza di attività denitrificante nella fascia riparia studiata è testimoniata anche dalla presenza di nitriti che sono stati determinati sui campioni prelevati durante i campionamenti del 26/7/07, 13/9/07, 4/6/08 e 8/7/08. Lo ione NO_2^- presenta una dinamica molto rapida, può essere prodotto o consumato sia da reazioni biologiche che da reazioni chimiche ed è quindi presente nelle acque sotterranee a concentrazioni molto più basse rispetto a quelle dei nitrati.

I livelli di NO_2^- , rinvenuti solo in alcuni piezometri (T3, T4, T5 e T6, nell'unità BED-M, nel T11 e T8 nel BED-F, nello SCO3, LIN1 e LIN2 nel LIN-B) variano da 0.03 mg/l a 1 mg/l. Alcuni studi riportano che il NO_2^- presente nel suolo e nell'acqua, può essere il risultato di due processi biologici: la denitrificazione e la nitrificazione (Robertson & Tiedje, 1987; Burns et al., 1996). Dal momento che i livelli di NH_4 misurati in entrambe le aree sono sempre molto bassi possiamo ragionevolmente supporre che la denitrificazione sia la principale fonte di NO_2^- . Se il processo nitrificante fosse dominante dovremmo aspettarci una quantità simile dei due ioni.

9.1. Influenza del regime idrologico e della tessitura del suolo sulla rimozione dei nutrienti

Allo scopo di approfondire e spiegare le trasformazioni biochimiche descritte nel paragrafo precedente si è cercato di mettere in relazione le componenti chimiche con le caratteristiche pedologiche e idrologiche dell'area.

La misura del potenziale idraulico nei piezometri all'interno dell'area di studio ha rivelato che il flusso dell'acqua sotterranea è perpendicolare alla direzione di scorrimento del fosso a Linarola e della roggia al Bedollo e, quindi, il transetto dei piezometri è parallelo al flusso dell'acqua sotterranea. Inoltre i gradienti piezometrici riscontrati, anche se molto modesti, indicano un flusso di acqua sotterranea dal campo agricoli verso la fascia riparia.

È importante sottolineare come il livello piezometrico abbia presentato evidenti variazioni nel corso della campagna sperimentale: in entrambi i siti la falda ha subito un abbassamento di circa 1.5 m nel mese di ottobre rispetto ai mesi precedenti, per poi risalire nei mesi successivi.

La saturazione del suolo è uno dei fattori di cruciale importanza per la denitrificazione, processo che può innescarsi solo in assenza di ossigeno. Dal momento che, il tasso di denitrificazione è maggiore negli orizzonti superficiali del suolo, la soggiacenza della falda diventa uno dei fattori principali nel condizionare il grado di rimozione dell'azoto nelle fasce riparie. In altre parole dalla letteratura si deduce che la denitrificazione è maggiore quando l'altezza della falda è elevata, cioè più vicina al piano campagna, in modo da consentire la saturazione degli orizzonti più ricchi di sostanza organica (Burt et al., 2002). In realtà nelle aree studiate non abbiamo riscontrato differenze nella rimozione del nitrato nei periodi di

falda bassa e alta: in altre parole, anche nei periodi estivi-autunnali, caratterizzati da soggiacenze elevate, le concentrazioni di nitrato erano generalmente molto basse. Un altro fattore ambientale cruciale nel definire la funzionalità delle fasce riparie è la conducibilità idraulica del suolo che determina il tempo di residenza dell'acqua sotterranea. In suoli troppo permeabili il tempo di residenza dell'acqua può non essere sufficientemente lungo per sviluppare condizioni anossiche, al contrario, se la conducibilità è molto bassa, il flusso di nitrato può essere così limitato da impedire la denitrificazione. Le condizioni ottimali per consentire alte efficienze di attività batteriche si hanno in suoli con valori intermedi di conducibilità idraulica associati ad un'appropriata geomorfologia (Burt et al., 2002). In uno studio condotto in Francia si è visto che il tasso di denitrificazione era significativamente più alto in suoli argillosi che in suoli sabbiosi; su base annuale, la quantità di azoto nitrico denitrificato era il triplo (Pinay et al., 1995). I suoli con una tessitura fine hanno generalmente tassi di denitrificazione più alti di quelli con una tessitura grossolana perché la loro capacità di drenare è minore e determina così, più facilmente, condizioni di anaerobicità (Bremner e Blackmer, 1979; Colbourn e Dowdell, 1984; Chalamet, 1985). La maggior efficienza di rimozione nei suoli a tessitura fine è spiegabile anche con la loro maggiore capacità di trattenere il carbonio organico presente, che favorisce i processi eterotrofi (Pinay, et al., 1995).

Il quadro emerso dall'analisi delle trasformazioni delle specie chimiche mostra a volte una certa disomogeneità nella porzione di acquifero studiata a livello di microscala, all'interno del quale si intercalano aree in cui il nitrato viene rimosso ad altre in cui i livelli sono relativamente più elevati. Ciò si è verificato ad esempio nel sito Linarola nel periodo tra maggio e luglio 2007 quando a livello del piezometro LIN 2 si è creato un "hot spot" con livelli alti di nitrato. Tale variabilità spaziale può essere interpretata considerando le interazioni tra i processi biologici e le caratteristiche idrologiche e pedologiche dell'area.

9.2. Potenzialità denitrificante dei suoli nelle aree sperimentali

Il pattern osservato per alcune specie chimiche suggerisce che nelle aree di studio la denitrificazione gioca un ruolo predominante nella riduzione di N-NO_3^- osservata. Si è quindi voluto valutare l'entità del processo misurando la denitrificazione potenziale nei suoli delle aree oggetto di studio. Occorre considerare che la denitrificazione potenziale fornisce un'indicazione quantitativa della capacità denitrificante del suolo in condizioni ottimali cioè in assenza di ossigeno e in presenza di nitrato. Nel nostro caso non è stata aggiunta nessuna fonte supplementare di C organico. I tassi di denitrificazione misurati in situ o con tecniche di incubazione che tendono a mantenere intatto il campione di suolo sono generalmente molto inferiori rispetto ai tassi di denitrificazione potenziale (Tiedje et al., 1982; Hoffman, 1998; Pinay et al., 1993).

I tassi di denitrificazione potenziale misurati nei suoli superficiali del presente studio variano da 1.94 a 75.6 $\text{mg N-N}_2\text{O kg}^{-1}$ suolo secco d^{-1} , mentre quelli relativi ai suoli

prelevati a 300 cm di profondità risultano molto più bassi, mediamente intorno a $0.26 \text{ mg N-N}_2\text{O kg}^{-1} \text{ suolo secco d}^{-1}$. Valori molto simili ($0.02 \text{ } \mu\text{g h}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ suolo}$) sono riportati da Hill & Cardaci (2004) per suoli prelevati tra 1.6 e 2.7 m di profondità che risultano quindi avere una potenziale denitrificante da 75 a 80 volte inferiori rispetto a suoli superficiali di foreste miste e di una zona paludosa. Le differenze osservate tra tassi di denitrificazione in suoli superficiali e profondi potrebbero essere spiegate con la differente dotazione in carbonio organico che è risultata al Linarola rispettivamente di 1.8% e 0.3%. Analogamente in uno studio di Cosandey et al. (2003) si osserva una diminuzione del tasso di denitrificazione con l'aumento della profondità (da 0 a 60 cm) che viene spiegato con la diminuzione del contenuto di C organico, da 6% a 2%. Burt et al (1999) trovarono che il 60% della denitrificazione potenziale in un'area riparia dell'Oxfordshire si verificava nei primi 10 cm di suolo, mentre una scarsa attività veniva misurata a 40 cm di profondità. In questo caso, però, una relazione tra contenuto di carbonio organico e denitrificazione non veniva mostrata.

In realtà il tasso di denitrificazione è strettamente collegato anche al tipo di vegetazione presente nella fascia riparia che può fornire attraverso gli essudati radicali e la lettiera molecole organiche più o meno degradabili e, quindi, utilizzabili dalle popolazioni microbiche. In uno studio condotto in una provincia della Pennsylvania il tasso di denitrificazione misurato nell'ecotono ripario erbaceo risultava più elevato ($17.3 \text{ } \mu\text{g N-N}_2\text{O kg}^{-1} \text{ suolo secco d}^{-1}$) rispetto alla fascia boschiva ($5.8 \text{ } \mu\text{g N-N}_2\text{O kg}^{-1} \text{ suolo secco d}^{-1}$) (Schnabel et al., 1996). Tale differenza è stata attribuita al diverso contenuto e composizione della materia organica presente nella fascia riparia. Clement et al. (2003) osservarono una maggiore rimozione di nitrato in aree umide con vegetazione erbacea rispetto a siti con predominanza di arbusti, mentre, nel sud dell'Inghilterra, Haycock & Pinay (1993) misurarono una rimozione del 99% in aree con pioppi rispetto a siti erbacei.

Nel presente lavoro non si sono riscontrate differenze evidenti nella denitrificazione potenziale misurata nelle porzioni erbacee e arboree delle fasce riparie investigate. Occorre considerare che le misure disponibili non sono, però, sufficienti per trarre delle conclusioni definitive.

Il confronto con i dati riportati in letteratura risulta spesso complesso a causa delle diverse procedure sperimentali utilizzati per la determinazione del tasso di denitrificazione (denitrificazione in situ, denitrificazione potenziale con diverse soluzioni di nitrato, etc.), della variabilità degli ambienti studiati e delle diverse unità di misura utilizzate. Per i campioni superficiali è stato possibile esprimere il tasso come $\text{mg N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. In tal caso i valori sono compresi tra 164 e 2222. In generale i valori misurati nella presente indagine tendono a collocarsi tra i limiti superiori degli intervalli riportati in letteratura (Tab. 9.1).

Metodo	Tasso di denitrificazione (mg N kg ⁻¹ d ⁻¹)	Tasso di denitrificazione (mg N m ² d ⁻¹)	Riferimento bibliografico
DNP	0.7 – 39.8		Hunt et al., 2004
DNP	3.3		Blicher-Mathiesen & Hoffman, 1999
DNP	2.6		Cooper, 1990
DNP	1.3		Ambus & Lowrence, 1991
DNP	0.1·10 ⁻³ – 2.8		Schnabel et al., 1996
DNP	0.02 – 0.06		Casey et al., 2001
DNP	0.01-9.17		Ashby et al., 1997
DNP	1.2-4.7		Flynn et al., 1999
DNP	31.7-40		Hill& Cardaci, 2004
DNP		1.1-1.5	Venterink et al., 2003
DNP		0-0.6	Rotkin-Elman et al., 2004
DNP	1-40		Shingo et al., 2003
DNP		0.004-0.40	Jordan et al., 1997
DNP		1700-5800	Ambus & Hoffman, 1990
DNP		5.6-620	Balestrini et al., 2006
<i>in situ</i>	0.01		Schnabel et al., 1996
<i>in situ</i>	0.005-1.9		Sanchez-Perez et al., 2003
<i>in situ</i>		56	Lowrance et al., 1995
<i>in situ</i>		119-242	Stepanduskas et al., 1996
<i>in situ</i>		0.8-24	Groffman & Hanson, 1997

Tabella 9.1 – Tassi di denitrificazione potenziale (DNP) e *in situ* riportati in letteratura.

10. CONCLUSIONI

I risultati di questa indagine costituiscono un'importante verifica sperimentale del ruolo e dell'efficacia delle fasce tampone vegetate lungo i corsi d'acqua del reticolo idrografico minore, naturale e artificiale, della Pianura Padana. L'argomento è di grande attualità se si considera che la realizzazione di fasce tampone vegetate nel bacino del fiume Po è prevista nell'ambito delle attuali e future pianificazioni e programmazioni territoriali per favorire lo sviluppo di un territorio più sostenibile dal punto di vista della tutela delle risorse ambientali.

Uno degli aspetti più interessanti di questa ricerca è legato alla tipologia di fascia riparia scelta caratterizzata da dimensioni limitate tra 5 e 8 m. Infatti il bacino campione prescelto per la realizzazione delle attività sperimentali, esteso tra il torrente Crostolo e il Canale Tassone, è intensamente sfruttato dalle attività agricole che non lasciano spazio allo sviluppo di vegetazione naturale. La presenza di fasce boscate, infatti, oltre a limitare la superficie coltivabile, crea problemi alla mobilità dei mezzi agricoli e ai dispositivi per l'irrigazione.

L'ampiezza della fascia riparia è stata ritenuta un criterio guida nella creazione di fasce tampone soprattutto negli Stati Uniti e Canada, dove vengono stabilite delle ampiezze minime comprese tra 15 e 29 m.

In realtà, la maggior parte degli studi finora condotti non ha mostrato una relazione diretta tra le dimensioni delle fasce riparie e l'efficienza nella rimozione dell'azoto, e vengono riportate elevate efficienze di rimozione del nitrato anche in fasce vegetate di 5-10 m di ampiezza.

A conferma di ciò, in un recente rapporto dell'EPA, l'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente degli Stati Uniti, in cui sono stati analizzati i risultati di numerosi studi sull'argomento, si trova che la dimensione delle fasce riparie spiega solo una piccola parte dei risultati raggiunti per la rimozione dell'azoto; diversamente, altri fattori, come l'idrologia, le caratteristiche del suolo, il tipo di vegetazione e la disponibilità della sostanza organica, giocano un ruolo decisamente più significativo. Occorre comunque considerare che le fasce riparie hanno anche altre funzioni (naturalistiche, paesaggistiche, ecc.) alcune delle quali per essere garantite richiedono standard dimensionali maggiori. In Italia, in ambienti molto sfruttati dalle attività agricole come le porzioni pianeggianti del bacino del Po e in un'ottica di gestione partecipata del territorio, una realistica e attuale proposta di realizzazione di fasce tampone non può che prevedere l'utilizzo di spazi molto limitati.

Le aree sperimentali scelte sono quindi rappresentative di tali ambienti non solo per le dimensioni delle fasce vegetate ma anche per una serie di criticità ambientali, come ad esempio la falda ipodermica soggetta a forti fluttuazioni stagionali, i suoli argillosi e limosi, coltivazioni come il mais e la barbabietola da zucchero che richiedono ingenti quantitativi di fertilizzanti, la presenza di un reticolo idrografico artificiale molto complesso con fossi capifossi e scoline.

I dati sperimentali raccolti in tre unità sperimentali (Bed-M, Bed-F e Lin-B) differenziate per tipologia vegetazionale, ampiezza della fascia riparia, coltura

agricola e pedologia, consentono di dimostrare l'effettiva riduzione dell'azoto inorganico di origine agricola nell'acquifero sub-superficiale.

I risultati evidenziano drastiche riduzioni della concentrazione del nitrato, da valori a volte superiori a 200 mg/l NO₃ a valori inferiori a 10 mg/l, già nei primi metri di fascia vegetata. In tutte e tre le unità sperimentali studiate l'efficienza di rimozione dell'azoto sull'intera fascia riparia (erbacea più arborea) è del 100%.

Il confronto tra i gradienti di nitrati e cloruri nell'acqua sotterranea suggerisce l'importanza dei processi biologici nella riduzione dei nutrienti azotati all'interno della fascia riparia studiata.

Alcuni indicatori, come le basse concentrazioni di ossigeno misurate nell'acqua sotterranea e una buona disponibilità di carbonio organico disciolto suggeriscono condizioni favorevoli all'instaurarsi della denitrificazione batterica. I tassi di denitrificazione potenziale in campioni superficiali di suolo, tendono a collocarsi tra i limiti superiori degli intervalli riportati in letteratura, suggerendo l'elevata potenzialità di riduzione dei carichi di azoto in questa tipologia di fascia riparia.

Le caratteristiche ambientali che sembrano giocare un ruolo più importante sono la disponibilità di sostanza organica per le comunità batteriche, il regime idrologico e il tipo di suolo. Dal momento che, il tasso di denitrificazione è maggiore negli orizzonti superficiali del suolo, la soggiacenza della falda diventa uno dei fattori principali nel condizionare il grado di rimozione dell'azoto nelle fasce riparie. In altre parole la denitrificazione è maggiore quando l'altezza della falda è elevata, cioè più vicina al piano campagna, in modo da consentire la saturazione degli orizzonti più ricchi di sostanza organica. La tessitura del sedimento, invece direziona il movimento dell'acqua sotterranea, garantendo o meno il passaggio degli inquinanti attraverso la fascia, e ne condiziona il tempo di ritenzione. Da questo punto di vista, i suoli sabbiosi-limosi sembrano essere più idonei per la rimozione dell'N, rispetto ai suoli argillosi dove il passaggio dell'acqua a volte risulta essere molto lento, e in particolari occasioni, molto veloce per la creazione di canali preferenziali di scorrimento.

I risultati ottenuti con questa indagine sebbene positivi e decisamente incoraggianti, non possono considerarsi esaustivi per la comprensione dei processi biogeochimici che regolano la dinamica dei nutrienti nelle fasce riparie. E' quindi emersa la necessità di approfondire alcune tematiche per meglio valutare l'efficacia delle fasce riparie in un territorio così complesso come il bacino delle Acque Basse Reggiane. In particolare ulteriori indagini sono necessarie per:

- migliorare le conoscenze sull'idrologia delle aree sperimentali, ad esempio verificando la connessione idrologica tra i piezometri mediante esperimenti con traccianti per stabilire con dettaglio i tempi di percorrenza dell'acqua nei diversi periodi idrologici;
- consolidare i risultati relativi alla denitrificazione mediante misure di denitrificazione in situ e in suoli profondi e attraverso un perfezionamento delle tecniche analitiche;
- verificare l'efficienza di rimozione di fasce esclusivamente erbacee;

- proseguire il monitoraggio delle due aree Bedollo e Linarola per ottenere serie di dati più lunghe, anche a scopi modellistici;
- avviare una ricerca con un adeguato approccio sperimentale per lo studio della circolazione del fosforo in ambienti pianeggianti prevedendo anche il campionamento della soluzione circolante dell'insaturo attraverso dei lisimetri.

11. BIBLIOGRAFIA

- Ambus P. e Lowrance R., 1991. "Comparison of denitrification in two riparian soil". Soil Sci. Soc. Am. J. 55: 994-997
- Ambus, R. & Hoffman, C.C., 1990. "Nitrogen turnover and mass balance in riparian areas". NPO research from the Danish Environmental Protection Agency No. C13. pp 68.
- Ashby J.A., Bowden W.B., Murdoch P.S., 1997 "Controls on denitrification in riparian soils in headwater catchments of a hardwood forest in the catskill mountains, U.S.A." Soil Biol Biochem. Vol 30, No 7, pp 853-864.
- Balderston W. L., Barry Sherr, and Payne, 1976, "Blockage by Acetylene of Nitrous Oxide Reduction in *Pseudomonas perfectomarinus*". Applied and Environmental Microbiology, Apr. 1976, p. 504-508.
- Balestrini R., Cazzola M. , Buffagni A., 2004. "Characterising hydromorphological features of selected Italian rivers: a comparative application of environmental indices". Hydrobiologia, 516: 365-379.
- Balestrini, R., Arese C., Delconte C., 2006. "Nitrogen removal in a freshwater riparian wetland: an example from italian lowland spring". Verh. Int. Ver. Limnol. 29/5: p. 2217-2220.
- Blicher-Mathiesen, G. and C.C. Hoffmann, 1999 "Denitrification as a sink for dissolved nitrous oxide in a freshwater riparian fen". J. Environ. Qual. 28:257-262.
- Böhlke J.K. e Denver J.M., 1995. "Combined use of groundwater dating, chemical, and isotopic analyses to resolve the history and fate of nitrate contamination in two agricultural watershed, Atlantic coastal plain, Maryland". Water Resour. Res. 31: 2319-2339
- Bremner J.M. e Blackmer A.M., 1979. "Effects of acetylene and soil water content on emission of nitrous oxide from soils". Nature 280: 380-381
- Burns L.C., Stevens R.J., Laughlin R.J., 1996 "Oroduction of nitrite in soil by simultaneous nitrification and denitrification". Soil Biol. Biochem. Vol 28, No 4/5 pp 609-616.
- Burt, T.P., Pinay, G., Matheson, F. E., Haycock, N. E., Butturini, A., Clement, J. C., Danieleescu, S., Dowrick, D. J., Hefting, M. M., Hillbricht-Ilkowska, A., Maitre, V., 2002. "Water table fluctuations in the riparian zone: comparative results from a pan-European experiment". J. Hydrol. 265: 129-148.
- Canadian Journal of Forest research 22, pp 1597-1604.
- Casey, R.E. and S.J. Klaine (2001) "Nutrient attenuation by a riparian wetland during natural and artificial runoff events". J. Environ. Qual. 30:1720-1731.
- Cey E.E., Rudolph D.L., Aravena R. e Parkin G., 1999. "Role of the riparian zone in controlling the distribution and fate of agricultural nitrogen near a small stream in southern Ontario". J. Contam. Hydrol.. 37: 45-67.
- Chalamet A., 1985. "Effects of environmental factors on denitrification". In: Golterman HL (Ed) Denitrification in the Nitrogen Cycle (pp 7-29). Plenum Press, NY, USA

Clément J.C., R.M. Holmes, B. Peterson & G. Pinay, 2003 *"Isotopic investigation of denitrification in a riparian ecosystem in northwest France"*. Journal of Applied Ecology. 40 (6): 1035-1048 Abstract.

Colbourn P. e Dowdell R.J., 1984. *"Denitrification in field soils"*. Plant and Soil 76: 213-226.

Cooper A.B., 1990. "Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment". Hydrobiologia 202: 13-26.

Cosandey A.C., Maitre V., Guenat C., 2003 *"Temporal denitrification patterns in different horizons of two riparian soils"*. European Journal of Soil Science, 54, 25-37.

Devito K. J, Fitzgerald D., Hill A R., Aravena R., 2000. "Nitrate dynamics in relation to lithology and hydrologic flow path in a river riparian zone". J. Environ. Qual. 29: 1075-1084.

Fetter, C.W., 2001. *"Upper Saddle River, New Jersey"*. Applied Hydrogeology (4th ed.), Prentice-Hall, 598p.

Flynn P and Collins R. , 1999, *"Enhanced anaerobic transformations of carbon tetrachloride by soil organic matter"*. Environmental Toxicology and Chemistry, pp. 2703-2710.

Groffman P.M., Gold A.J. e Simmons R.C., 1992. *"Nitrate dynamics in riparian forest: Microbial studies"*. J. Environ Qual. 21: 666-671.

Groffman, P.M. 1997, *"Contaminant effects on microbial functions in riparian buffer zones"*. Pp. 83-92, In: Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection, N. Haycock, T. Burt, K. Goulding and G. Pinay (Eds.). Harpenden, UK: Haycock, N.E., G. Pinay and C. Walker (1993) *"Nitrogen retention in river corridors"*. European perspective. Ambio; in press.

Hedin, L.O., J.C. von Fischer, N.E. Ostrom, B.P. Kennedy, M.G. Brown and G.P. Robertson (1998) *"Thermodynamic constraints on nitrogen transformations and other biogeochemical processes at soil-stream interfaces"*. Ecology 79(2):684-703.

Hill A.R. & Cardaci M., 2004 *"Denitrification and organic carbon availability in riparian wetland soils and subsurface sediments"*. Division S-10, wetland soil.

Hill, A. R., Devito, K. J., Campagnolo, S., Sanmugadas, K., 2000. "Subsurface denitrification in a forest riparian zone: Interactions between hydrology and supplies of nitrate and organic carbon". Biogeochemistry 51: 193-223.

Hoffmann, C.C., 1998. *"Nutrient retention in wet meadows and fens"*. Tesi di dottorato, National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark, pp.134.

Hunt, P.G., Matheny, T.A., Poach, M.E., Reddy, G.B. 2004. "Denitrification enzyme activity in a marsh-pond-marsh wetland used for swine wastewater treatment as influenced by alternate wetting and drying cycles". Proceedings of the 11th International RAMIRAN Conference, October 6-9, 2004, Murcia, Spain. p. 327-332.

Jordan T.E., Correl D.L. e Weller D.E., 1993. "Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland". J. Environ. Qual. 22: 467-473.

Jordana T. E., Wellera D. E and Corrella D. L. 1997 *"Denitrification in surface soils of a riparian forest: effects of water, nitrate and sucrose additions"*. Soil Biol Biochem. Vol 30, No 7, pp 833-843.

- Knowles R., Tat-Yee Tam, 1979, "Effects of sulfide and acetylene on nitrous oxide reduction by soil and by *Pseudomonas aeruginosa*" *Can. J. Microbiol.* 25(10): 1133-1138.
- Lowrance, R. and G. Vellidis 1995, "*A conceptual model for assessing ecological risk to water quality function of bottomland hardwood forests*". *Environ. Manage.* 19:239-258. A risk assessment model at the regional scale.
- Mariotti A.. 1986. "Denitrification in groundwaters, principles and methods for its identification: a review". *J. of Hydrology*, 88, 1-23.
- McClain M., Boyer E., Dent L., Gergel S., Grimm N.B., Groffman P.M., Stephen C. Hart, S.C., Harvey J. W., Johnston C.A., Emilio Mayorga E., William H. McDowell W. H., Pinay G. 2003 "*Biogeochemical Hot Spots and Hot Moments at the Interface of Terrestrial and Aquatic Ecosystems*". *Ecosystems*, 6: 301–312.
- Merrill A.G., Zak D.R., 1992 "Factors controlling denitrification rates in upland and swamp forests".
- Mitsch, W.J., & Gosselink, J.G., 2000. In "Wetlands" Third Edition. John Wiley & Sons, Canada, Ltd. pp.750.
- O'Neill G.J. e Gordon A.M., 1994. "The nitrogen filtering capability of Carolina poplar in an artificial riparian zone" *J. Environ. Qual.* 23: 1218-1223.
- Parkin T. B., 1987. "Soil microsites as a source of denitrification variability". *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51: 1194-1199
- Pinay G., Roques L. e Fabre A., 1993. "*Spatial e temporal patterns of denitrification in riparian forest*". *J. Appl. Ecol.*, 30: 581-591.
- Pinay G., Ruffinoni C. e Fabre A., 1995. "Nitrogen cycling in two riparian forest soils under different geomorphic conditions". *Biogeochemistry* 30: 9-29.
- Robertson G.P. & Tiedje J.M. 1987 "Nitrous oxide sources in aerobic soils: nitrification, denitrification and other biological processes". *Soil biology & biochemistry*, 1987, vol. 19, no2, pp. 187-193.
- Robertson L.A., Kuenen J.G., 1984. "*Aerobic denitrification: a controversy revived*". *Archives of Microbiology* 139 (4): 351-354.
- Rotkin-Ellman, M., Addy, K., Gold, A.J., Groffman, P.M., 2004. "Tree species, root decomposition, and subsurface denitrification potential in riparian wetlands". *Plant Soil* 263, 335–344.
- Sánchez-Pérez J.M., Bouey C., Sauvage S., Teissier S., Antigüedad I. and P. Vervier, 2003 "A standardised method for measuring in situ denitrification in shallow aquifers: numerical validation and measurements in riparian wetlands".
- Schnabel, R.R., L.F. Cornish, W.L. Stout and J.A. Shaffer (1996) "*Denitrification in a grassed and a wooded, Valley and Ridge, riparian ecotone*". *J. Environ. Qual.* 25:1230-1235.
- Shingo U., Chun Sim U., Go, Masahiro S., Eiich S., 2003 "*Denitrification in a seashore sandy deposit influenced by groundwater discharge*". *Biogeochemistry* 63: 187–205, 2003.
- Starr R. C. e Gillham R. W., 1993. "Denitrification and organic carbon availability in two aquifers". *Groundwater* 31: 934-947.

- Tiedje J. M., 1982, Denitrification in A. L. Page, R. H. Miller, and O.R. Keeney, eds, "*Methods of soil analysis*". 2nd ed. Part 2, pp 1011-1026. Agronomy Society of America and Soil Science Society of America, Madison, WI, monograph No.9
- Tiedje J. M., 1988. "*Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium*". In: Biology of Anaerobic Microorganisms: 179-245. John Wiley and Sons, A.J.B. Zehnder (Ed.), U.S.A.
- Venterink, H., Hummelink, E., Van den Hoorn, M.W., 2003, "Denitrification potential of a river floodplain during flooding with nitrate-rich water; grasslands versus reedbeds". Biogeochemistry 65, 233-244
- Vidon P. and Hill R.A., 2004. "Denitrification and patterns of electron donors and acceptors in eight riparian zones with contrasting hydrogeology". Biogeochemistry, 71: 259-283.
- Yoshinari, T., Knowles, R., 1976. "Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction by denitrifying bacteria. Biochem. Biophys". Res. Comm. 69:705-710.