

ISTITUTO DI RICERCA SULLE ACQUE

del CONSIGLIO NAZIONALE DELLE RICERCHE

**FUNZIONALITA' DEGLI ECOSISTEMI
ACQUATICI: IL RUOLO DELLE
FASCE RIPARIE NELLA DINAMICA
DEI NUTRIENTI**

Balestrini R., Arese C., Delconte C.

Quaderni

121
(ISSN 0390-6329)

La riproduzione è autorizzata a condizione che venga citata la fonte
CNR-ISTITUTO DI RICERCA SULLE ACQUE, ROMA

Quaderni, 121

2004, n. 1

Pubblicazione semestrale dell'Istituto di Ricerca sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche (Aut. Trib. Roma n° 17228 del 14.4.1978)

Direttore responsabile: Roberto Passino

Direzione, Redazione e Amministrazione. Istituto di Ricerca sulle Acque, via Reno n° 1, 00198 Roma (tel. + 39 - 06 - 8841451; fax +39 - 06 - 8417861)

Redazione: Giulia Barbiero

Stampa:

- Impaginazione grafica: Christiana Vescera
- Centro stampa IRSA: Alberto Priori

Distribuzione: Consiglio Nazionale delle Ricerche – Dip. Attività Internazionali – Servizio V - Pubblicazioni e Informazioni Scientifiche – Uff. Vendita, via S. Martino della Battaglia, 44 - 00185 Roma (tel.+39 - 06 - 49932308; fax +39 - 06 - 49933255).

PRESENTAZIONE

La comprensione dei processi che controllano l'entità e la dinamica dei flussi di nutrienti provenienti da sorgenti diffuse negli ecosistemi acquatici, siano essi superficiali o sotterranei, è fondamentale per prevedere e controllare gli effetti delle attività antropiche sull'ambiente e per progettare interventi di risanamento.

A questo proposito, le fasce riparie sono ritenute degli ambienti funzionali essenziali per il contenimento degli apporti di azoto di origine agricola.

La ricerca descritta nel presente Quaderno fornisce i primi risultati sperimentali, nel panorama italiano, volti a dimostrare l'efficacia degli ecotoni ripari nella protezione delle risorse idriche, in tipologie fluviali e lacustri rappresentative del territorio nazionale. Le conoscenze acquisite offrono un contributo per l'implementazione della Direttiva Europea sulle Acque e per indirizzare le strategie di gestione e naturalizzazione dei bacini idrografici.

*Prof. Roberto Passino
Direttore dell'Istituto di Ricerca sulle Acque*

Roma, dicembre 2003

INDICE

Sommario.....	V
Summary.....	VI
1. Introduzione.....	1
1.1 Idrologia delle fasce riparie.....	2
1.2 Ecologia delle fasce riparie.....	3
1.3 Processi di rimozione dei nutrienti nelle fasce riparie.....	5
1.3.1 Azoto.....	5
1.3.2 Fosforo.....	9
2. Metodologie.....	10
2.1 Approccio sperimentale.....	10
2.2 Caratterizzazione dell'area di studio.....	12
2.3 Metodologie analitiche.....	14
2.4.Elaborazioni statistiche.....	16
3. Il lago di Candia (TO).....	16
3.1 L'area sperimentale.....	18
3.2 Caratterizzazione vegetazionale e pedologica.....	22
3.3 Il regime idrologico.....	29
3.3.1 Acqua sotterranea.....	29
3.3.2 Regime pluviometrico.....	34
3.3.3 Regime idrologico del lago di Candia.....	36
3.4 Caratterizzazione chimica dell'acqua sotterranea.....	42
3.4.1 Variabilità spaziale.....	42
3.4.2 Variabilità stagionale.....	52
3.5 Principali trasformazioni biochimiche.....	62
3.5.1 Zolfo.....	62
3.5.2 Azoto.....	64
3.5.3 Fosforo.....	70
4. Il fontanile Fontanin (NO).....	74
4.1 Il campo sperimentale.....	77
4.2 Caratterizzazione vegetazionale e pedologica.....	79
4.3 Il regime idrologico.....	89
4.4 Caratterizzazione chimica dell'acqua sotterranea.....	92
4.4.1 Variabilità spaziale.....	95
4.4.2 Variabilità stagionale.....	99
4.5 Rimozione dei nutrienti.....	102
4.5.1 Influenza del regime idrologico, del suolo e della vegetazione.....	112
4.6 Origine dei nitrati nel fontanile Fontanin.....	115
5. Riflessioni conclusive sulla rimozione dei nutrienti nelle fasce riparie.....	116
Bibliografia.....	122

AQUATIC ECOSYSTEM FUNCTIONING: ROLE OF RIPARIAN ZONES IN THE NUTRIENT CYCLING

INDEX

Summary	VI
1. Introduction	1
1.1 Hydrology of riparian area	2
1.2 Ecology of riparian area	3
1.3 Nutrient removal	5
1.3.1 Nitrogen	6
1.3.2 Phosphorous	9
1.4 Research aims	10
2. Materials and Methods	10
2.1 Field sampling	12
2.2 Study area characterization	14
2.3 Chemical analysis	16
2.4 Statistics	16
3. Candia lake (TO)	18
3.1 Study area	22
3.2 Vegetation and lithological description	30
3.3 Hydrological trend	30
3.3.1 Groundwater	34
3.3.2 Rainfall	36
3.3.3 Hydrological variation of Candia lake	42
3.4 Groundwater chemistry	42
3.4.1 Spatial variation	52
3.4.2 Temporal variation	62
3.5 Principal biochemical transformations	62
3.5.1 Sulphur	64
3.5.2 Nitrogen	70
3.5.3 Phosphorous	74
4. Fontanin stream (NO)	77
4.1 Study area	79
4.2 Vegetation and lithological description	89
4.3 Hydrological trend	92
4.4 Groundwater chemistry	95
4.4.1 Spatial variation	99
4.4.2 Temporal variation	102
4.5 Nutrients removal	112
4.6 Nitrate source in the stream	115
5. - Implications and conclusions	116
References	122

FUNZIONALITA' DEGLI ECOSISTEMI ACQUATICI: IL RUOLO DELLE FASCE RIPARIE NELLA DINAMICA DEI NUTRIENTI

Balestrini R.*, Arese C.*, Delconte C.*¹

*Istituto di Ricerca sulle Acque – CNR, Sezione di Brugherio (Mi)

Sommario

In Italia, come nel resto d'Europa, la contaminazione da nitrati nelle acque superficiali e sotterranee è un fenomeno diffuso soprattutto nelle pianure alluvionali del Centro Nord dove l'agricoltura costituisce il principale input di azoto. Una strategia per la protezione degli ambienti acquatici dall'inquinamento da sorgenti diffuse, consiste nel mantenere e aumentare la complessità naturale di specifiche zone del bacino idrografico, quali le fasce riparie. Da tempo è infatti riconosciuto il loro ruolo nel ridurre la concentrazione di nitrato nelle acque sotterranee che alimentano gli ecosistemi fluviali.

L'attività descritta riguarda uno studio effettuato a partire dal 2002 in due zone riparie, con l'obiettivo di identificare i processi biotici e abiotici che intervengono nella dinamica dei nutrienti in questi particolari ecotoni. Sono state realizzate due aree sperimentali, allestite con una rete di piezometri, in una fascia riparia adiacente un fontanile del novarese e nella fascia perilacuale di un piccolo lago morenico in provincia di Torino, il lago di Candia. Nel primo caso si osserva già nei primi 5-10 m una rimozione quasi totale dell'azoto nitrico che all'ingresso della fascia riparia può arrivare fino a 30 mg/l. Nella seconda area, invece, i livelli di 15-18 mg/l provenienti dai campi agricoli a monte, vengono abbattuti totalmente dopo aver attraversato circa 60 m di zona riparia. Tali differenze sembrano essere legate in buona parte alle differenti caratteristiche geomorfologiche ed idrologiche delle due aree. Alcuni indicatori, come i cloruri, l'ossigeno, il carbonio organico e l'alcalinità sembrano confermare il ruolo dei processi biologici, in particolare la denitrificazione, nella rimozione del nitrato. Nel presente Quaderno vengono discussi i processi e il destino dei nutrienti e vengono indicati alcuni fattori ambientali cruciali per l'attivazione di processi biologici coinvolti nella rimozione dell'azoto.

¹ Si ringrazia M. Barcella per il prezioso contributo nell'analisi della vegetazione e del suolo, A. De Paolis e F. Pozzoni per il supporto tecnico nell'allestimento delle aree sperimentali e M. Rossetti Greco per la collaborazione nella prima fase della ricerca.

La realizzazione del presente contributo ha beneficiato in parte del co-finanziamento del progetto: MICARI (MIUR: "Strumenti e procedure per il Miglioramento della Capacità Ricettiva di corpi idrici superficiali", D.M. 408 Ric. 20.03.2002 - Settore "Risorse idriche")

Summary

In many Countries the modern agricultural practises contribute significantly to catchments nitrogen losses. In the Northern Italy nitrate contamination in surface and groundwater is one of the major factor constraining the readily usable quantity of water for potability. The control of nitrogen pollution can take place through an increase in the complexity of the landscape in specific zones of catchment area as the river corridor. It is globally recognised that riparian areas significantly reduce the concentration of nitrate in groundwater migrating to the river ecosystems.

The described activity is focussed on a study started in 2002 in two riparian areas in order to identify the main biotic and abiotic processes involved in nutrient cycling.

A network of piezometers was installed in each area located, respectively, along a small lowland springs and close to a small morainic lake (Candia Lake), in Piedmont region.

The complete removal of agricultural-derive nitrate (30 mg/l) occurred within the first 5-10 few meters of the riparian area along the stream. In the lake riparian area input of 15-18 N-NO₃mg/l were reduced after 60 m of groundwater flow before reaching the water lake. These differences in nitrate retention efficiency are related to the hydrological and geomorfological features characterising each area. Some chemical indicator, as chloride, oxygen, dissolved organic carbon and alkalinity confirm the role of denitrification in nitrate removal. The processes and the fate of nutrients were discussed and some environmental factors conducive to maximum retention efficiency were selected.

1. INTRODUZIONE

L'importanza di aree di transizione tra ambiente terrestre e ambiente acquatico è ormai ampiamente riconosciuta da esperti e studiosi di discipline diverse. Nel complesso panorama scientifico, legislativo e gestionale, molteplici sono state le definizioni studiate per definire in modo univoco le fasce riparie. Ciascuna definizione, infatti, è strettamente legata al contesto culturale dell'autore e al campo di applicazione (Anderson, 1987; Fischer, 2001; Mitsch & Gosselink, 2000; Naiman et al. 1988). Originariamente la zona riparia includeva solo la vegetazione lungo l'alveo e le rive del fiume (Tansley, 1911). Successivamente questa definizione è stata estesa in modo da comprendere una più ampia fascia di territorio adiacente al corpo idrico, caratterizzato da un acquifero superficiale e occasionalmente inondati (Mitsch et al. 1994).

Questi ecotoni possono presentare caratteristiche tipiche di entrambi gli ambienti circostanti e sono sede di molteplici processi chimico – biologici strettamente condizionati dal regime idrologico, inteso sia come acque superficiali che sotterranee (Lovett & Price, 1999).

L'interesse nella salvaguardia e nel ripristino delle fasce riparie è correlato ai processi che ivi avvengono e alle molteplici funzioni che esse svolgono:

- rivestono un ruolo fondamentale dal punto di vista idrologico e morfologico, ad esempio sono in grado di tamponare eventi di piena, salvaguardando gli ambienti circostanti e limitando i processi erosivi delle rive;
- l'elevata disponibilità di acqua e di fonti energetiche favorisce una produzione primaria netta superiore a quella degli ambienti circostanti;
- la presenza di risorse e di un'ampia varietà di habitat favorisce la biodiversità;
- l'input di materiale che le fasce riparie forniscono al corpo idrico sottoforma di porzioni vegetali, foglie, tronchi, etc è una fondamentale fonte di nutrimento, e rappresenta una possibilità di rifugio per gli organismi che lì trascorrono tutto o parte del loro ciclo vitale;
- contribuiscono alla salvaguardia della qualità delle acque superficiali e sotterranee trattenendo e rimuovendo inquinanti e nutrienti provenienti da sorgenti diffuse;
- svolgono funzioni paesaggistiche, ricreative e didattiche modificando in modo profondo il paesaggio circostante e aumentando la fruibilità e l'accessibilità del territorio ad un maggior numero e una diversificata tipologia di utenze. Poiché è

possibile attribuire un valore economico al paesaggio rurale, valutare anche questo aspetto della vegetazione ripariale rappresenta un passaggio strategico per favorire la protezione di questi ambienti, soprattutto nei terreni di pianura (Mitsch & Gosselink, 2000).

1.1 Idrologia delle fasce riparie

Le fasce riparie sono ambienti molto instabili dal punto di vista idrologico, caratterizzati da un acquifero molto superficiale e notevolmente influenzate dal corpo idrico adiacente, dal momento che possono essere periodicamente inondate e parzialmente sommerse. Il regime idrologico di queste aree è solitamente caratterizzato dall'intensità, dalla durata, dalla frequenza e dalla stagionalità delle inondazioni e/o dall'oscillazione dell'acquifero sotterraneo (Davis et al., 1996).

L'idrologia è un fattore fondamentale nel mantenimento di struttura e funzioni delle fasce riparie in quanto può modificare direttamente le caratteristiche chimico-fisiche dell'acqua superficiale e sotterranea, le caratteristiche geomorfologiche e la componente biologica di tali ecotoni. Le variazioni del regime idrologico possono, ad esempio, modificare la disponibilità d'ossigeno nell'acqua, le condizioni di pH, così come la circolazione di nutrienti ed altri inquinanti. Intensi eventi piovosi ed esondazioni possono anche provocare la perdita di materiale biotico e abiotico, di carbonio organico disciolto, di elevate concentrazioni saline, di eventuali eccessi di tossine, di sedimenti e/o detrito presenti originariamente nella zona umida (Mitsch & Gosselink, 2000).

Gli eventi di piena possono modificare notevolmente la struttura stessa dell'area riparia, con apporti di ingenti quantità di sedimenti di origine fluviale, di detriti, tronchi asportati a monte e trascinati dall'acqua. Possono, inoltre, danneggiare la vegetazione presente o promuovere la diffusione delle specie disperdendone i semi o porzioni vegetative, così come le regolari variazioni periodiche nella portata del corpo idrico possono creare nuove nicchie ecologiche per la diffusione delle specie acquatiche a discapito di quelle terrestri e viceversa.

Le inondazioni, inoltre, se da un lato costituiscono un apporto di sedimento, ricco di sostanza organica, nella fascia riparia, dall'altro insieme alle fluttuazioni della falda determinano l'alternanza di condizioni ossiche ed anossiche nei suoli, con notevoli influenze anche sui processi microbici. In condizioni di saturazione, infatti, diminuisce il contenuto di ossigeno nei suoli, con conseguenze sulla crescita della vegetazione e con il passaggio a processi biologici di respirazione anaerobia (fermentazione).

Le condizioni idrologiche influenzano la produttività primaria in quanto determinano oltre alla disponibilità d'acqua, anche la quantità di nutrienti che possono arrivare ed essere disponibili nell'area riparia.

Viceversa, l'idrologia può, però, essere influenzata attivamente anche dalla componente biologica stessa (effetto feedback). La vegetazione riparia, infatti, può giocare un ruolo sostanziale nella ritenzione di sedimenti e nutrienti rallentando il movimento superficiale dell'acqua e fungendo da ostacolo idraulico per i sedimenti che giungono dal corso d'acqua e si infiltrano, trasportati dal dilavamento superficiale, nelle zone riparie. All'opposto, la presenza di canalizzazioni riduce tale capacità, avendo anzi come effetto quello di ridurre od annullare la presenza di zone inondabili: ciò porta inevitabilmente ad un'amplificazione delle onde di piena e ad un'accelerazione del loro trasferimento a valle

Fondamentale è anche il ruolo svolto dalla componente vegetale nel limitare i processi erosivi e nel consolidare le sponde, come emerge dal confronto tra rive che hanno una buona copertura ed altre che ne sono prive (Thorne, 1990). La vegetazione delle aree riparie è, infatti, costituita da specie adatte alle condizioni tipiche della zona di contatto acqua-terra, le cui radici e rizomi, legando saldamente i materiali della riva e modificando il contenuto d'acqua del suolo, contribuiscono a rafforzarne la struttura (Mitsch & Gosselink, 2000).

1.2 Ecologia delle fasce riparie

Dal punto di vista ecologico, le fasce riparie, rappresentano una risorsa inestimabile. Sono porzioni di territorio molto fertili e produttive, e spesso ospitano una maggior diversità biologica sia in termini di specie animali che vegetali rispetto agli ambienti circostanti. Numerosi studi hanno evidenziato l'importanza delle zone riparie per la sopravvivenza di specie ormai rare, in pericolo d'estinzione o endemiche (Fischer, 2001). Questi ecotoni sono, infatti, caratterizzati da un'elevata disponibilità di habitat, di risorse energetiche e d'acqua, da un particolare microclima e offrono numerose possibilità di rifugio per gli organismi anche in condizioni di stress (es. siccità, incendi, etc.). Costituiscono, inoltre dei "corridoi ecologici" tra diverse unità di paesaggio, rappresentando, in alcuni casi, l'unica opportunità di spostamento per gli organismi; viene, infatti, stimato che quasi il 70% dei vertebrati presenti in una regione, userà, nel suo ciclo vitale, i corridoi ripari.

Molti organismi tipici di queste aree hanno dovuto sviluppare adattamenti morfologici ed ecologici specifici per sopravvivere all'elevata instabilità e variabilità delle condizioni ambientali, legate principalmente alle dinamiche idrologiche. Nelle specie vegetali ad esempio si osserva una notevole flessibilità di fusti e radici, la presenza di aerenchimi o radici avventizie, la riproduzione

vegetativa per radicamento di porzioni vegetative (rami, fusti, radici) e la dispersione dei semi per trasporto acquoso. Il tasso di crescita piuttosto veloce che caratterizza tali specie compensa i periodi critici dovuti a piene catastrofiche e in generale la produzione di semi avviene durante il ritiro delle acque di piena. Le parti aeree della pianta, soprattutto le foglie e il fusto, sono frequentemente oggetto di disidratazione, e per questo motivo molte piante hanno sviluppato rivestimenti di sostanze cerose che servono per trattenere l'umidità e per confinare i microrganismi.

La copertura vegetale degli ambienti ripari, che si insedia in senso trasversale al corso d'acqua, segue una successione ecologica che vede, all'esterno dell'area occupata dalla vegetazione erbacea di greto (non riparia), la presenza di formazioni arbustive (in prevalenza saliceti arbustivi) e arboree riparie (ontaneti e/o saliceti arborei e pioppi), e più esternamente arbusteti. In ambito peninsulare a clima mediterraneo, è possibile trovare specie arboree e arbustive più termofile (*Tamaris gallica*, *Nerium oleander*, *Fraxinus axicarpa*, *Platanus orientalis*). Allontanandosi dal corso d'acqua si assiste quindi a una diversificazione della vegetazione dovuta alla variazione di parametri quali umidità, profondità e variazione del livello dell'acqua, composizione chimica, grado di acidità dell'ambiente e natura del substrato terroso (Davis et al., 1996).

Tra la vegetazione riparia troviamo le macrofite acquatiche, di primaria importanza per l'equilibrio delle zone umide. Possono essere considerate formazioni riparie anche i canneti, essendo costituiti da piante radicate in acqua, ma emergenti con buona parte del fusto e delle foglie, e che sopportano periodi anche lunghi d'emersione (purché il livello della falda resti elevato).

La vegetazione favorisce inoltre l'insediamento e lo sviluppo di diverse comunità microbiche. In particolare, la rizosfera rappresenta un ambiente stabile (per umidità e temperatura) e ricco di nutrienti come zuccheri, amminoacidi, ormoni e vitamine che vengono secrete dalle radici stesse. Tra le varie interazioni microrganismi-piante, oltre alla più comune tra le piante leguminose e i batteri del genere *Rhizobium*, esistono in natura diversi tipi di simbiosi che danno luogo alla fissazione dell'azoto, cioè la conversione dell'azoto gassoso ad azoto ammoniacale. Un esempio di questa interazione è quella tra l'ontano (*Alnus* spp.), tipico delle aree riparie, e un batterio attinomicete filamentoso appartenente al genere *Frankia*, presente sulle radici dei noduli deputati alla fissazione dell'azoto. La capacità di colonizzare suoli nudi, in siti poveri di nutrienti, tipica dell'ontano è probabilmente dovuta alla tendenza di questa specie pioniera ad instaurare simbiosi con *Frankia*. Ciò compensa la carenza di azoto in terreni molto umidi aumentando così la fertilità del terreno (Davis et al., 1996).

Le zone riparie influenzano notevolmente anche l'ambiente acquatico fornendo materia organica e substrati indispensabili per la vita di molti organismi acquatici. Molti studi hanno mostrato che la maggior parte degli input di

particolato organico e della materia organica disciolta deriva dalle aree immediatamente adiacenti al corso d'acqua (Correl, 1997; Conners e Naiman, 1984; Cuffney, 1988; Benson e Pearson, 1993; Sweeney, 1993). La vegetazione lungo la riva del fiume e sovrastante il canale contribuisce alla formazione della lettiera attraverso la caduta verticale, e la vegetazione vicino alla riva fornisce materia organica attraverso un movimento laterale lungo il pendio. I corsi d'acqua, inoltre, beneficiano di un continuo input di rami e tronchi d'albero originati quasi interamente nella fascia riparia. Questi detriti e le dighe di detriti che si formano, determinano complessità nella morfologia fluviale e danno vita a un habitat più ricco per il biota.

Le chiome degli alberi hanno un'importante funzione nel regolare la temperatura dell'acqua e nel filtrare la luce, garantendo in tal modo il mantenimento dei cicli biologici delle specie e l'equilibrio dei processi di produzione e demolizione dell'ecosistema acquatico. Questo avviene soprattutto nei fiumi di basso ordine che risentono maggiormente di tali processi. L'ombreggiatura, inoltre, evita rapide fluttuazioni di temperatura che possono avere impatto negativo sulla deposizione delle uova e sulla sopravvivenza di molte specie ittiche (Correl, 1997).

1.3 Processi di rimozione dei nutrienti nelle fasce riparie

L'elevata capacità degli ecotoni ripari nel trattenere e rimuovere i nutrienti è ormai ampiamente documentata. Numerosi studi condotti in Gran Bretagna, Francia, Svezia, Danimarca, Canada e Stati Uniti hanno dimostrato, infatti, che le zone riparie possono consentire una sensibile riduzione, fino al 60-90%, del carico di azoto e fosforo provenienti da fonti diffuse (Lowrance et al., 1985; Hill, 1990; Haycock & Pinay, 1993; Haycock et al., 1993; Hill, 1996, Davis et al., 1996).

Il flusso e il destino dei nutrienti sono controllati principalmente dalle dinamiche idrologiche. Il rallentamento del deflusso delle acque e il deposito del sedimento favoriscono il trattenimento di nutrienti e inquinanti adsorbiti o in forma disciolta provenienti da flussi sotterranei e superficiali o dalle esondazioni del fiume in seguito ad eventi di piena. I fertilizzanti che provengono dal territorio circostante vengono convertiti biologicamente dalla vegetazione o dai microrganismi, e vengono così definitivamente rimossi o quantomeno intrappolati nella fascia riparia senza raggiungere il corso d'acqua e/o la falda.

1.3.1 Azoto

L'azoto organico viene trasportato principalmente legato ai sedimenti, mentre le forme inorganiche e in particolare il nitrato, si muovono in forma disciolta nelle acque superficiali o sotterranee in proporzioni diverse dipendenti

dalle caratteristiche idrogeologiche del bacino. Reddy e Patrick (1984) hanno stimato che il coefficiente di diffusione dei nitrati in suoli inondata risulta compreso tra 0,25–1,94 cm²/giorno.

I principali processi di trasformazione e ritenzione dell'azoto sono fortemente dipendenti dai processi microbici che avvengono nei suoli e nei sedimenti e che sono a loro volta controllati dal potenziale redox di questi comparti. Le trasformazioni tra le principali forme azotate, ammonio, nitrato e azoto organico, infatti, richiedono differenti condizioni redox dei suoli (Patrick e Tusneem, 1972). In condizioni aerobiche, l'azoto organico può essere mineralizzato a nitrato attraverso processi microbici come l'ammonificazione e la nitrificazione. In condizioni anaerobiche, la nitrificazione è inibita e l'ammonio può accumularsi in suoli e sedimenti ridotti, in parte legato alle argille. Il nitrato presente, invece, può andare incontro a denitrificazione batterica con produzione finale di azoto molecolare, che abbandona definitivamente l'ecosistema in forma gassosa.

La denitrificazione rappresenta il reale processo che determina l'effettiva rimozione del nitrato ed è operato da batteri anaerobi facoltativi che in assenza d'ossigeno sono in grado di utilizzare il nitrato come fonte di elettroni e la sostanza organica come fonte d'energia. I tassi di denitrificazione sono largamente influenzati dalle concentrazioni di nitrato e dalle dinamiche idrologiche. In particolare, il regime idrologico può influenzare la denitrificazione in due modi: da un lato con le inondazioni permette la saturazione dei suoli e l'instaurarsi delle condizioni anossiche indispensabili per il verificarsi dei processi denitrificanti, dall'altro apporta sedimento ricco di sostanza organica essenziale per sostenere i processi batterici (Haycock et al, 1993). La disponibilità di energia facilmente assimilabili è legata anche alla presenza di uno strato di suolo superficiale ricco di sostanza organica originatosi dalla degradazione della vegetazione riparia. Altri fattori importanti sono il pH e la temperatura. Il pH ottimale a cui può avvenire la denitrificazione è compreso tra valori di 6 e 8 unità, ma può avere luogo anche in suoli con pH compresi tra 4 e 9 a seconda del tipo di batteri presenti nella fascia riparia. Le temperature ottimali sono comprese tra 0°C e 60-70°C; la resa raddoppia per ogni aumento di 10° C di temperatura (Mitsch & Gosselink, 2000).

Fondamentali per le trasformazioni delle sostanze chimiche sono la dinamica e la direzione del flusso d'acqua sotterranea così come il tasso di turnover, ossia il tempo di permanenza dell'acqua all'interno della zona riparia. Un maggior tempo di permanenza dell'acqua sotterranea, ad esempio, favorisce i processi di rimozione biologica, poiché permette un maggior contatto dell'acqua ricca di nitrato con i suoli dove si trovano le comunità batteriche responsabili dei processi di denitrificazione batterica (Burt et al, 2002; Cirmo & McDonnel, 1997).

I processi di ritenzione dell'azoto nelle aree riparie comprendono anche l'uptake vegetazionale. Nitrato ed ammonio, infatti, rappresentano due forme d'azoto facilmente assimilabili dalle piante vascolari. Come la denitrificazione, anche la rimozione dei nitrati attraverso l'uptake vegetale è dipendente dal livello di acqua sotterranea che deve raggiungere la zona radicale almeno durante la stagione di crescita (Simmons et al., 1992); per questo motivo le piante hanno evoluto una biomassa radicale sottile (< 2mm di diametro) che può raggiungere la falda anche nel periodo estivo.

L'efficienza della vegetazione riparia nell'assorbimento di composti azotati è influenzata dall'età e dal tipo di comunità vegetali. L'assorbimento di nitrato è maggiore nelle piante giovani, che si trovano in una fase di crescita attiva e dove la produzione di biomassa è maggiore, rispetto a piante più vecchie dove questo processo può essere bilanciato da un input di azoto nei suoli legato alla senescenza di porzioni vegetali e alla produzione di lettiera (Davis et al., 1996; Parkyn, 2004). Altri studi effettuati sulle fasce riparie hanno dimostrato come le specie arboree siano più efficaci nella rimozione dell'azoto rispetto a quelli erbacei (Osborne e Kovavic, 1993); in alcune ricerche condotte in Inghilterra, ad esempio, è emerso che una fascia riparia a pioppi era in grado di rimuovere il 99% dell'azoto presente nell'acqua sotterranea mentre la fascia erbacea solo l'84% (Haycock e Pinay, 1993).

E' necessario sottolineare che l'uptake vegetale viene effettuato anche dalle macrofite acquatiche tramite i fusti sommersi e le foglie galleggianti sul pelo dell'acqua. Una strategia ormai diffusa per migliorare la qualità delle acque sfrutta proprio l'elevata capacità di queste piante di assorbire i nutrienti e prevede il prelievo periodico delle macrofite acquatiche poiché, così facendo, può essere rimossa definitivamente una parte dell'azoto presente nell'ecosistema acquatico (Tab.1.3.1). La ritenzione dell'azoto durante la stagione di crescita delle macrofite può influire sul ciclo dell'azoto limitando anche la disponibilità dei nutrienti nell'ambiente acquatico e di conseguenza influenzando, ad esempio, la crescita del fitoplancton. Le macrofite, inoltre, possono creare l'ambiente ideale per la denitrificazione incrementando l'apporto di carbonio organico e di nitrato per i batteri denitrificanti (Saunders e Kalff, 2001).

Alcuni esempi relativi alla diversa capacità di accumulo delle macrofite sono riportati in Tab.1.3.1.

Tab. 1.3.1 Azoto assimilato da diverse specie di piante. (Krauze et al., 2001; Brix, 1994)

Specie	N uptake (kg ha ⁻¹ anno ⁻¹)
--------	---

<i>Typha</i>	600-2630
<i>Juncus</i>	800
<i>Scirpus</i>	125
<i>Phragmites</i>	225
<i>Hydrocotyle</i>	540-3200
<i>Lemna</i>	350-1200
<i>Salvinia</i>	350-1700
<i>Eichhornia crassipes</i>	2000

L'uptake vegetale, inoltre, come altri processi biologici è strettamente dipendente dalla temperatura e varia con la latitudine e la stagionalità (Fig.1.3.1). Tale processo è più intenso nelle regioni temperate nella stagione estiva, il periodo più caldo e asciutto dell'anno, mentre a latitudini tropicali è maggiore nelle stagioni più umide (Haycock et al., 1993; Krauze, 2001).

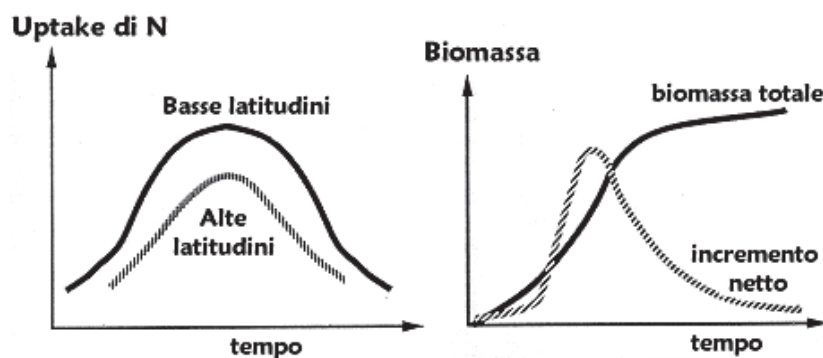


Fig. 1.3.1 Fattori influenzanti l'uptake vegetazionale (Haycock et al., 1993).

L'uptake da parte della vegetazione costituisce, però, solo una modalità temporanea di rimozione dei nutrienti, dal momento che questi ritorneranno in circolo con la morte e la successiva demolizione dei tessuti vegetali. Ciononostante, la vegetazione ha un ruolo fondamentale poiché sostiene indirettamente i processi batterici attraverso la decomposizione della lettiera e gli essudati vegetali, che costituiscono una fonte di energia pronta e facilmente assimilabile per i microrganismi denitrificanti. Da ciò si deduce, come riportato in numerosi studi, che l'attività legata alla presenza della vegetazione e i processi batterici sono fattori interdipendenti e fondamentali e come solo l'attivazione di entrambi consenta agli ecotoni ripari di svolgere un effettivo ruolo di protezione per l'ecosistema acquatico (Haycock et al., 1993).

1.3.2 Fosforo

Il fosforo in forma organica o minerale è trasportato principalmente dalle acque superficiali sotto forma di particolato. Tale elemento si ritrova poi, nei sedimenti, sia in forma organica che inorganica in dipendenza delle condizioni ossidoriducenti. La maggior parte delle trasformazioni biochimiche avvengono quando il fosforo è presente come ortofosfato. I processi principali di ritenzione del fosforo nei suoli sono l'adsorbimento alle argille e alla sostanza organica, la co-precipitazione con ferro ed alluminio in suoli acidi e la cristallizzazione con il calcio in condizioni neutre ed alcaline (Vought et al., 1995). I processi d'adsorbimento sono però limitati, infatti mentre inizialmente sono favoriti dalla presenza di concentrazioni elevate di fosforo, una volta che tutti i siti sono saturati, i suoli e i sedimenti possono persino trasformarsi da sito di accumulo ad una vera e propria sorgente di ortofosfato (Howard-Williams, 1985). Di fondamentale importanza è il tempo di turnover dell'acqua nella zona riparia. In letteratura, ad esempio, è riportato che le argille hanno una scarsa possibilità di trattenere il fosforo se il tempo di residenza dell'acqua sotterranea all'interno della fascia riparia è limitato (Braskerud, 2002).

In suoli saturi d'acqua, a livello di acque profonde e di sedimenti, il fosforo proveniente dalla sostanza organica e poi legatosi a ferro e manganese sotto forma di sali insolubili, in condizioni aerobiche, può essere rimobilizzato con l'instaurarsi di condizioni anossiche che spostano ferro e manganese dalla forma ossidata alla loro forma ridotta. In condizioni riducenti il legame del fosfato alla fase solida risulta meno forte, dal momento che le forme ridotte del fosforo risultano più solubili e più mobili rispetto alle corrispondenti ossidate (Richardson, 1985).

La rimozione del fosforo può avvenire anche grazie a processi biotici come l'uptake biologico. Come già accennato per l'azoto, si tratta, di un processo solo temporaneo, dal momento che con la senescenza di foglie e rami ed in particolare al termine della stagione vegetativa si avrà nuovamente il ritorno di tale elemento nell'ecosistema. Come si può desumere dalla seguente tabella (Tab. 1.3.2) l'efficienza di ritenzione del fosforo dipende, anche, dalla specie vegetale: *Scirpus* e *Phragmites* presentano ad esempio capacità di assimilazione molto basse se comparate a *Hydrocotyle* o alla *Typha*.

Tab. 1.3.2 Fosforo assimilato da specie diverse di piante. (Krauze et al., 2001)

Specie	P uptake (kg ha ⁻¹ anno ⁻¹)
<i>Typha</i>	75-403
<i>Juncus</i>	110
<i>Scirpus</i>	18

<i>Phragmites</i>	35
<i>Hydrocotyle</i>	130-770
<i>Lemna</i>	116-450
<i>Salvinia</i>	92-450

2. METODOLOGIE

2.1 Approccio sperimentale

Per verificare la capacità e l'efficienza delle fasce riparie nella rimozione dei nutrienti uno degli approcci sperimentali più diffusi consiste nel seguire il flusso dell'acqua sotterranea e studiare le trasformazioni quali-quantitative dei nutrienti che attraversano la fascia riparia.

Dalla letteratura emerge che il sito d'indagine deve possedere alcune caratteristiche fondamentali (Peterjohn e Correll, 1984; Pinay e Decamps, 1988). Per prima cosa è necessario individuare una zona dove la fascia riparia abbia una discreta ampiezza. Non esistono indicazioni univoche su questo parametro, dal momento che l'estensione minima necessaria per ottenere un'effettiva rimozione dei nutrienti è strettamente legata ad altre caratteristiche morfologiche ed idrologiche dell'area riparia (Gilliam, 1997; Lovett & Price, 1999; Haycock & Pinay, 1993; Borin & Bigon, 2001).

Generalmente questi studi vengono effettuati in prossimità di corpi idrici di basso ordine, come piccoli corsi d'acqua dove il rapporto larghezza alveo/zona riparia è piuttosto basso e dove l'influenza dell'acqua proveniente dalle aree limitrofe e della vegetazione delle rive assume un forte peso nella qualità delle acque superficiali (Alexander et al., 2000).

Dal punto di vista sperimentale l'area di studio deve essere attrezzata con piezometri adatti a campionare l'acqua sotterranea e monitorare il livello della falda. I piezometri devono essere costruiti con un materiale che non interferisca con i parametri che si intendono studiare. Possono possedere fori o fessure per tutta la lunghezza o solo nella porzione basale per favorire l'ingresso dell'acqua; nel primo caso si ottiene un campione integrato su tutta la lunghezza del piezometro, nel secondo caso si indaga solo la porzione raggiunta dalla profondità massima del piezometro. Il diametro del tubo deve essere tale da permettere all'acqua raccolta dal piezometro di rispondere prontamente alle oscillazioni della falda. In studi dove le profondità raggiunte sono al massimo di pochi metri, e spesso anche inferiori al metro, si utilizzano piezometri con un diametro piuttosto piccolo (2-15 cm) (Haycock & Pinay, 1993; Cey et al., 1999; Burt et al., 2002; Vanek, 1991; Hill et al., 2000; Peterjohn & Correl, 1984; Lowrance et al., 1984; Jordan et al., 1993).

Nel nostro caso sono stati realizzati da tubi di polietilene con un diametro interno di 4 cm e sono 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 tra 0,4 - 3,5 m.

La disposizione dei piezometri all'interno della fascia riparia dipende dagli obiettivi del lavoro e dalla tipologia d'ambiente considerato. Si può costruire un transetto perpendicolare al corso d'acqua ed esteso per tutta la fascia riparia in modo da monitorare la situazione sia in prossimità della sorgente di nutrienti (es. pascolo, coltivo,...), sia nella zona riparia fin nei pressi del corso d'acqua destinatario (Cey et al., 1999; Peterjohn & Correl, 1984). Un'altra soluzione è quella di costituire una griglia con una disposizione sistematica dei piezometri (Haycock & Pinay, 1993; Burt et al., 2002; Mander et al., 1997). Nel caso di ambienti lacustri si possono installare i piezometri anche lungo tutto il perimetro del lago (Vanek, 1991).

I piezometri possono essere posti tra loro a distanze variabili tenendo presente però che dalla letteratura emerge come i primi metri di fascia riparia siano quelli in cui si registra una netta diminuzione dei livelli di nutrienti (Gilliam, 1997). In aree caratterizzate da suoli disomogenei è utile installare i piezometri a differenti profondità, ad esempio scegliendo diversi orizzonti del suolo, per meglio caratterizzare e studiare i processi e le dinamiche legate alla trasformazione dei nutrienti, (Blicher-Mathiesen & Hoffman, 1999; Cey et al. 1999).

La disposizione dei piezometri e le caratteristiche delle aree di studio selezionate nelle due aree presso il fontanile Fontanin (NO) e il lago di Candia (TO) sono descritte ampiamente nei paragrafi § 3.1-2 e § 4.1-2.

I piezometri vengono utilizzati non solo per prelevare campioni d'acqua sotterranea, ma monitorando il livello piezometrico è possibile conoscere le oscillazioni dell'acquifero sotterraneo. Inoltre se i piezometri sono disposti lungo uno o più transetti è possibile utilizzare le misure del livello piezometrico per ricavare il gradiente idraulico tra i piezometri e/o costruire carte isopiezometriche per studiare la direzione di scorrimento della falda. Queste misure si rendono indispensabili per verificare che sia l'acqua sotterranea ad alimentare il corpo idrico e non viceversa e per verificare l'eventuale presenza di flussi laterali o sotterranei che potrebbero portare al corpo idrico acqua ricca di nutrienti non intercettata dalla fascia riparia.

Nel nostro studio il campionamento dell'acqua sotterranea è stato effettuato in bottiglie di vetro scuro da 500 ml mediante una pompa da vuoto portatile. I campioni sono stati prelevati dopo aver svuotato i piezometri e aver

atteso il successivo ritorno a regime. Durante le uscite su campo sono stati prelevati anche campioni d'acqua superficiale del corpo idrico limitrofo all'area. I campioni sono stati trasportati in laboratorio refrigerati.

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

I piezometri sono stati quotati e dalle misure di livello dei singoli campionamenti è stato, quindi, calcolato il potenziale idraulico. La quotatura dei piezometri è stata effettuata con il metodo delle livella ad acqua e, nel caso di Candia Canadese, è stata poi confermata da misure effettuate da una società specializzata.

2.2 Caratterizzazione dell'area di studio

I processi sia fisici che biologici di rimozione dei nutrienti sono notevolmente influenzati anche dalle caratteristiche vegetazionali dell'area di studio. Per questi motivi entrambe le aree sperimentali presentate in questo quaderno sono state caratterizzate dal punto di vista vegetazionale. In particolare nell'area di Cameri sono state eseguite delle analisi sulla vegetazione per valutare anche la variabilità delle specie presenti in relazione alla distanza dal campo coltivato.

A tal fine sono stati identificati dieci transetti di ampiezza di 1 m² ciascuno adiacenti ai piezometri installati nell'area di studio. L'ampiezza dei transetti è stata stabilita in modo tale da avere una sufficiente rappresentatività del campione vegetativo. I transetti sono ubicati in due zone differenti e a seconda della zona di appartenenza sono stati denominati TYP e DX.

Successivamente, tali dati floristici sono stati usati per calcolare gli indici ecologici di Ellenberg basati su una serie di valori indicatori che descrivono le condizioni ambientali della zona dove la pianta prospera. Tali valori indicatori hanno il vantaggio rispetto alle descrizioni di essere brevi e numericamente compatibili; tuttavia simulano una precisione che non è reale nelle verifiche di campo, ed inoltre, molti particolari ecologici non possono essere espressi in cifre. I valori indicatori, in generale, non sono stati misurati e si basano per lo più sull'esperienza e le osservazioni dei botanici sul campo.

Di fondamentale importanza nel determinare il destino dei nutrienti sono anche le caratteristiche dei suoli, dal momento che possono influenzare notevolmente lo scorrimento dell'acqua sotterranea e il suo tempo di permanenza all'interno della zona riparia. È noto che acquiferi in cui la circolazione è rapida, la possibilità di rimozione degli inquinanti è pressoché nulla. Un parametro utile nel descrivere il flusso d'acqua sotterranea nei suoli è la conducibilità idraulica che è definita come l'attitudine delle rocce a far passare acqua. Essa è, infatti, il volume d'acqua che può essere trasmesso nell'unità di tempo attraverso un'unità

di superficie trasversale alla direzione di flusso, in presenza di un gradiente idraulico unitario (Casati & Pace, 1996).

E' possibile ottenere una stima ragionevole della conducibilità idraulica sfruttando i piezometri installati nell'area sperimentale, eseguendo dei test, chiamati "slug test" o "test di svuotamento e riempimento", che permettono di calcolare la conducibilità idraulica orizzontale di suoli saturi d'acqua.

Lo slug test consiste nell'indurre una variazione istantanea del livello statico in un pozzo o in un piezometro per misurare, in funzione del tempo, il conseguente recupero del livello originario. Lo slug test è dunque una prova effettuata sui piezometri la cui finalità è la determinazione della conducibilità idraulica dell'acquifero nelle immediate vicinanze del piezometro stesso.

La prova può essere effettuata con due modalità:

- i) 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,
- ii) test in risalita o con carico crescente, producendo una brusca diminuzione di livello e monitorando la conseguente risalita che si crea per il flusso dell'acquifero verso il pozzo.

Dopo aver effettuato lo slug test si possono utilizzare diversi metodi ed equazioni per calcolare il valore di conducibilità idraulica. Il metodo più appropriato dipende dalle caratteristiche dell'acquifero e dalla posizione del piezometro rispetto ad esso; l'acquifero, ad esempio, può essere confinato, semi-confinato o libero e il piezometro può penetrarvi parzialmente o totalmente.

Dove l'acquifero è libero e i piezometri non raggiungono la base dell'acquifero, ma vi si introducono solo parzialmente si può utilizzare il metodo di Bouwer & Rice che si basa sulla seguente formula (Fetter, 2001).

$$K = \frac{r_c^2 \ln(R_e/R) \ln(H_0/H_t)}{2 L_e t}$$

dove:

K = conducibilità idraulica

r_c = raggio del piezometro

R_e = parametro empirico detto anche raggio effettivo

R = raggio della cavità del piezometro

L_e = lunghezza della parte fenestrata

H_0 = abbassamento del livello dell'acqua al tempo zero

H_t = abbassamento del livello dell'acqua al tempo t

t = tempo

In entrambe le aree di studio di Cameri e Candia Canavese al momento dell'installazione dei piezometri sono state realizzate delle osservazioni pedologiche al fine di caratterizzare i suoli ed i sedimenti raggiunti. Tali osservazioni comprendono sondaggi descritti per orizzontazione, colore, tessitura, granulometria.

2.3 Metodologie analitiche

Sui campioni raccolti sono state effettuate le misure di pH, conducibilità, alcalinità, azoto ammoniacale, azoto e fosforo totale e totale disciolto e dei principali anioni e cationi (cloruro, azoto nitrico, solfato, calcio, magnesio, sodio e potassio). Su alcuni campioni acquosi sono state effettuate anche analisi del contenuto di carbonio organico disciolto.

Le metodologie analitiche e la strumentazione utilizzata per la determinazione delle variabili chimiche nei campioni acquosi sono riportate in Tab. 2.3.1. Le misure di pH e conducibilità, azoto e fosforo totali sono state eseguite sul campione tal quale; le altre misure sono state effettuate previo trattamento del campione con filtri di porosità nominale 0,45 μm .

Tab. 2.3.1 Metodi analitici utilizzati per la determinazione delle variabili chimiche

Variabile	Unità di misura	Metodo Analitico	Riferimento	Strumento
pH		Potenziometrica	A.P.H.A., A.W.W.A., W.E.F., 1995	Piaccametro Radiometer pHM82
Conducibilità	$\mu\text{S cm}^{-1}20^\circ\text{C}$	Conduttimetrica	A.P.H.A., A.W.W.A., W.E.F., 1995	Conduttimetro Radiometer CDM83
Alcalinità	meq l^{-1}	Potenziometrica	Rodier, 1984	Titolatore automatico TTT85 Titrator
Fosforo totale	$\mu\text{g l}^{-1}$	Assorbimento molecolare	Valderrama, 1981	Spettrofotometro UV-VIS Perkin Elmer Lambda 2
Azoto totale	$\mu\text{g N l}^{-1}$	Assorbimento molecolare	Valderrama, 1981	Spettrofotometro UV-VIS Perkin Elmer Lambda 2
Azoto ammoniacale	mg N l^{-1}	Assorbimento molecolare	Fresenius et al., 1988	Spettrofotometro UV-VIS Perkin Elmer Lambda 2
Azoto nitrico	mg N l^{-1}	Cromatografia ionica	Camusso, Polesello, 2000a	Cromatografo ionico Dionex 2000i
Solfati	mg l^{-1}	Cromatografia ionica	Camusso, Polesello, 2000a	Cromatografo ionico Dionex 2000i
Cloruri	mg l^{-1}	Cromatografia ionica	Camusso, Polesello, 2000a	Cromatografo ionico Dionex 2000i
Sodio	mg l^{-1}	Cromatografia ionica	Camusso, Polesello, 2000b	Cromatografo ionico Dionex 4500i
Potassio	mg l^{-1}	Cromatografia ionica	Camusso, Polesello, 2000b	Cromatografo ionico Dionex 4500i
Magnesio	mg l^{-1}	Cromatografia ionica	Camusso, Polesello, 2000b	Cromatografo ionico Dionex 4500i
Calcio	mg l^{-1}	Cromatografia ionica	Camusso, Polesello, 2000b	Cromatografo ionico Dionex 4500i
Carbonio organico disciolto	mg l^{-1}	Ossidazione catalitica ad alta temperatura	Patrolecco et al., 2000	Shimadzu TOC-5000A

In alcune occasioni sono stati prelevati anche campioni di terreno relativi allo strato più superficiale, o ai diversi orizzonti pedologici rilevati durante i sondaggi. Su questi campioni è stato misurato il contenuto di carbonio organico con il metodo walkey-black (Gaudette et al., 1974), previa essiccazione in stufa a 105°C per 24 ore.

2.4 Elaborazioni statistiche

Per valutare la significatività delle differenze osservate nella composizione chimica dei campioni di acqua sotterranea campionata nei diversi piezometri è stato utilizzato il test non parametrico di Kruskal-Wallis.

3. IL LAGO DI CANDIA (TO)

Il bacino del lago di Candia (45°19'25'' N, 7°54'43'' E) si estende su una porzione di territorio piemontese compresa tra i comuni di Candia Canavese, Caluso, Mazzè e Vische. Più in dettaglio, fa parte del bacino idrografico della Dora Baltea e si trova inserito nell'anfiteatro morenico di Ivrea.

L'altitudine media del bacino è di 266 m s.l.m., la sua superficie totale è di 8,91 km² mentre il lago ha una estensione di 1,47 km²; è stato stimato che la profondità media del lago sia di 4,7 m mentre quella massima sia di 7,7 m.

La forma del bacino lacustre (Fig. 3.1) è piuttosto allungata ed è principalmente dovuta al suo orientamento geografico Nord – Est, Sud – Ovest.



Fig. 2.2 Foto aerea del Lago di Candia

Il lago non presenta immissari ed è dotato di un unico emissario denominato Fosso Traversaro, sul quale si chiude il bacino imbrifero, che si trova decentrato verso Sud – Ovest rispetto alla punta più a Nord dello specchio d'acqua.

Il lago di Candia rappresenta un ambiente di particolare interesse per lo studio dei processi responsabili della ritenzione di azoto e fosforo nelle fasce riparie. Il 65% dell'areale emerso del bacino del lago è, infatti, caratterizzato da campi coltivati, in cui si pratica un'intensa attività agricola (agricoltura a seminativo di tipo estensivo, le cui colture prevalenti sono: frumento, granturco e vite. Del restante territorio, il 30% è coperto da boschi, il 2% è adibito a pascolo naturale e solo il 3% è occupato da aree urbane. Quest'ultimo dato sottolinea quindi come i processi di antropizzazione assumano uno scarso valore; inoltre i reflui dei quattro comuni (Candia Canavese, Vische, Caluso e Mazzè) che si affacciano sul lago confluiscono in impianti di depurazione collocati all'esterno del bacino, non rappresentando quindi un apporto di nutrienti per il lago. I carichi di nutrienti che giungono al lago derivano quindi da fonti diffuse che si identificano nelle attività agricole con impiego di fertilizzanti sia di sintesi, che derivanti dalle attività zootecniche. Nello specifico, gli apporti di nutrienti al bacino provengono dalle acque di runoff superficiale, per una superficie di bacino

di 8,91km², e dall'acqua sotterranea. Inoltre, a causa della vicinanza con l'area industriale di Torino, il lago riceve ingenti carichi di nitrato attraverso le deposizioni atmosferiche (Mosello et al., 1987). Solo occasionalmente tali carichi possono originare da piccoli canali di irrigazione o reflui derivanti da alcuni insediamenti abitativi, presenti sulle rive o nelle immediate vicinanze, che scaricano direttamente nel lago (Galanti et al., 1990).

Il lago di Candia è un lago dimittico in cui l'acqua si rimescola durante la primavera (febbraio-aprile) e l'autunno (ottobre-novembre). E' dunque stratificato da aprile ad ottobre, mentre durante l'inverno il lago risulta parzialmente o totalmente ricoperto dal ghiaccio, generalmente da fine dicembre a metà febbraio (Galanti et al., 1990). Il tempo stimato per la circolazione completa del lago è pari a 6,7 anni. Il lago di Candia è attualmente mesotrofico poiché le concentrazioni di fosforo totale disciolto rilevate sono circa di 30 µg/l (Lami et al., 2000). Da indagini paleolimnologiche emerge che la storia degli ultimi 2000 anni del lago di Candia può essere divisa in due grandi periodi separati tra loro dal passaggio da condizioni di oligo-mesotrofia a condizioni di eutrofia durante la prima metà del diciannovesimo secolo (Lami et al., 2000). Altri studi condotti tra il 1979 e il 1980 hanno poi dimostrato come il lago di Candia fosse stato interessato da un netto peggioramento della qualità delle acque con una concentrazione media di fosforo totale, misurata nel luglio 1979, di 86 µg/l (Galanti et al., 1990). A partire da metà degli anni'80 sono stati effettuati interventi di biomanipolazione e di sfalcio selettivo di macrofite acquatiche, che hanno portato ad un miglioramento della qualità delle acque raggiungendo le attuali condizioni di mesotrofia.

Un ultimo aspetto da sottolineare, che risulta essere di primaria importanza ai fini della ricerca intrapresa, è la presenza di un'ampia fascia di canneto, che si estende lungo tutta la circonferenza del lago, caratterizzata prevalentemente da *Phragmites spp.*, all'interno della quale si hanno densi addensamenti di macrofite fluttuanti quali *Trapa natans* e *Nymphaea alba*. La vegetazione riparia comprende anche zone arboree interposte tra i campi coltivati e il lago caratterizzate spesso da filari di pioppeti.

3.1 L'area sperimentale

L'attività sperimentale è stata avviata nella zona nord-ovest del lago in un'area costituita da una zona riparia a canneto d'ampiezza pari a circa 35 m, un pioppeto e un campo di mais. La distanza tra il campo e l'inizio del canneto è di circa 80 m. Le aree adiacenti al pioppeto, costituito da 8 filari d'alberi per un totale di circa 62 m di larghezza, sono coltivate a mais. A di là di questi campi, infine, sono presenti aree incolte con vegetazione arborea ed arbustiva (Fig. 3.1.1)

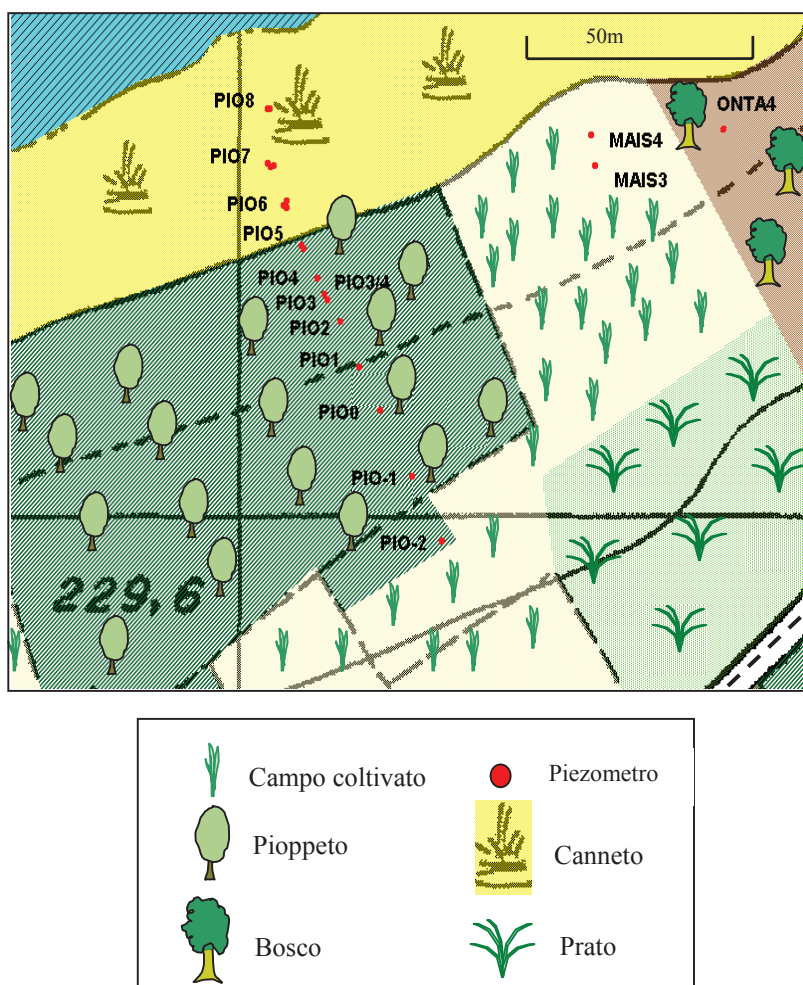


Fig. 3.1.1 Area sperimentale

Il campo sperimentale è stato allestito con un transetto che attraversa il pioppeto e il canneto dal campo di mais al lago, per un totale di 12 piezometri

posti ad una distanza variabile tra 4 e 15 m l'uno dall'altro. A circa 67 m dal campo di mais, e nel canneto alla medesima distanza dal campo i piezometri sono stati installati a gruppi di due o tre elementi posti a profondità diverse, da 50 a 220 cm. Tali piezometri costituiscono il transetto denominato PIO con una numerazione progressiva da -2 a 8 avvicinandosi dal campo al lago (Fig. 3.1.2, Tab. 3.1.1).

Tab. 3.1.1 Distanze rispetto al campo di mais dei piezometri del transetto PIO installati nell'area sperimentale

Piezometro	Distanza (m)
PIO -2	9
PIO -1	23
PIO 0	38
PIO 1	48
PIO 2	58
PIO 3	64
PIO 3/4 -230	67
PIO 4	68
PIO 5	75
PIO 6	85
PIO 7	93
PIO 8	103

Nel corso dell'attività sperimentale, per la verifica di alcune ipotesi, si è resa necessaria l'installazione di altri piezometri denominati SAL4, MAIS3 e MAIS4, al limite tra il canneto e un'area coltivata a mais, posta lateralmente al pioppeto, e ONTA4 all'interno di un'area naturale coperta da un bosco naturale. In totale sono stati posizionati 23 piezometri distribuiti in base ai profili sedimentologici e alle analisi preliminari effettuate sui campioni d'acqua sotterranea (Fig. 3.1.1). Nella tabella seguente (Tab. 3.1.2) sono indicate le caratteristiche principali dei piezometri installati dal giugno 2002 all'ottobre 2003 nell'attuale area sperimentale.

Tab. 3.1.2 Caratteristiche dei piezometri installati nell'area sperimentale presso il lago di Candia

Piezometro	Data messa in posa	Profondità dal piano campagna (cm)
PIO-2	02/04/2003	338,0
PIO-1	02/04/2003	343,0
PIO0	19/03/2003	256,5
PIO1	20/06/2002	217,0
PIO2	19/03/2003	181,5
PIO3	20/06/2002	145,0
PIO3/4-230	02/10/2003	228,5
PIO4	19/03/2003	156,5
PIO5-80	19/03/2003	81,5
PIO5-200	02/10/2003	215,8
PIO6 - 50	19/03/2003	54,3
PIO6 - 150	17/09/2003	142,9
PIO6 - 200	02/10/2003	195,8
PIO7-80	17/09/2003	79,0
PIO7-150	17/09/2003	147,5
PIO7-220	02/10/2003	218,5
PIO8-100	17/09/2003	104,5
PIO8-150	17/09/2003	149,2
MAIS3	10/04/2003	141,0
MAIS4	10/04/2003	111,8
SAL4	10/04/2003	294,0
ONTA4	10/04/2003	157,0

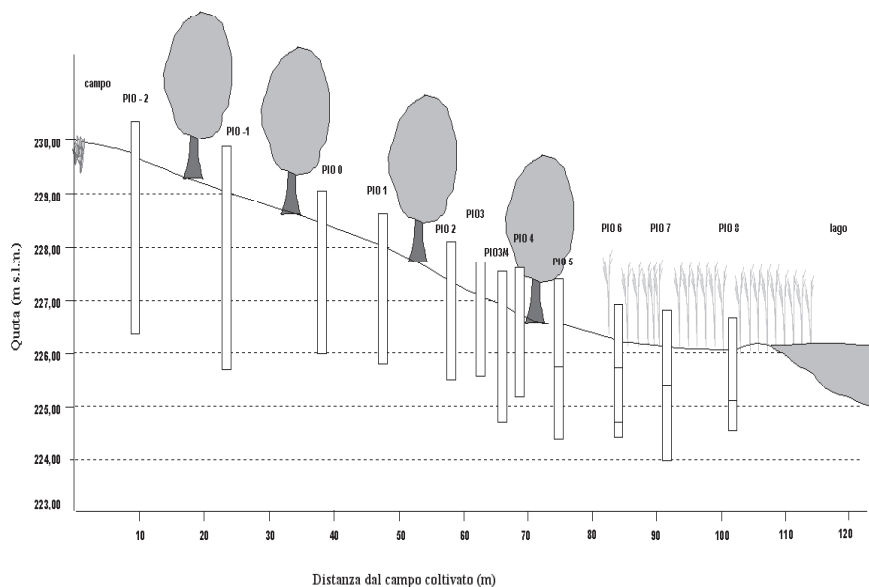


Fig. 3.1.2 Transecto di piezometri nel pioppeto

3.2 Caratterizzazione vegetazionale e pedologica

La vegetazione perilacustre e lacustre presenta un'interessante zonazione correlata al gradiente idrico, con la vegetazione dei boschi di versante a cui succede il bosco igrofilo ad ontani, la vegetazione palustre a cannuccia che circonda completamente il lago, e le macrofite a foglie galleggianti che caratterizzano la vegetazione acquatica. Questa successione ideale è interrotta frequentemente dalla presenza di aree agricole.

Gli ontaneti costituiscono una vegetazione igrofila in cui l'ontano nero è dominante nello strato arboreo, mentre il sottobosco varia in funzione della densità dello strato arboreo. Le ontanete sono generalmente classificate nell'associazione *Carici elongatae - Alnetum medio - europaeum*, associazione a vasto areale europeo, anche se l'inquadramento sistematico non sempre è agevole a causa del forte disturbo conseguente alla gestione a ceduo e al drenaggio artificiale.

I canneti sono rappresentati da una vegetazione ad elofite, delle aree perilacuali temporaneamente o permanentemente inondate. La ricchezza floristica di queste associazioni non è particolarmente elevata, ma con la presenza di specie

interessanti quali *Typha angustifolia*, *Lysimachia vulgaris*, *Lycopus europaeus*, *Solanum dulcamara*, *Solidago virgaurea*.

La vegetazione a macrofite è rappresentata da specie a foglie galleggianti, come *Nuphar luteum*, *Nymphaea alba*, e da alcune specie emergenti come *Schoenoplectus lacustris*. A Candia particolarmente abbondante e diffusa è la castagna d'acqua, *Trapa natans*.

Tra le specie rare sono segnalate il trifoglio fibrino (*Menyanthes trifoliata*), l'utricularia (*Utricularia vulgaris*), la potentilla palustre (*Potentilla palustris*) e la violetta d'acqua (*Hottonia palustris*).

Nell'area di studio sono state realizzate delle osservazioni pedologiche e sedimentologiche al fine di caratterizzare i suoli ed i sedimenti raggiunti nella collocazione dei piezometri. Le osservazioni realizzate (Tabb. 3.2.1-3.2.9) comprendono 9 sondaggi descritti per orizzontazione, colore, tessitura, granulometria.

I dati raccolti evidenziano la predominanza delle granulometrie di tipo limoso-grossolano, con intercalati strati franco-grossolani e sabbiosi. In alcuni casi (PIO-2) si sono raggiunti strati con granulometria scheletrica, derivanti probabilmente da sedimentazione di tipo glaciale. La presenza di granulometrie con limi abbondanti testimonia viceversa l'origine sedimentaria di tipo lacustre, con possibili apporti di tipo colluviale. La presenza di idromorfia è evidente in tutte le osservazioni, denotata da orizzonti con caratteristiche redoximorfiche, quali matrice grigia con screziature rosso-mattone, seguite in profondità da veri orizzonti a gley. Spesso negli strati idromorfi si nota la presenza di sostanza organica, denotata dal colore scuro degli orizzonti, derivante presumibilmente dalla decomposizione di sostanza organica di origine vegetale, data dalla vegetazione ripariale di tipo palustre. I suoli in genere sono poco profondi e poco sviluppati, con profili di tipo A/C, con la possibile presenza di un orizzonte B, comunque poco espresso (Fig. 3.2.1). I sondaggi effettuati in prossimità dei piezometri PIO 3 e PIO 4 a circa 150 e 120 cm di profondità e rispettivamente a 10 e 14 m dall'inizio del canneto denotano la presenza di gittyta con carboni.

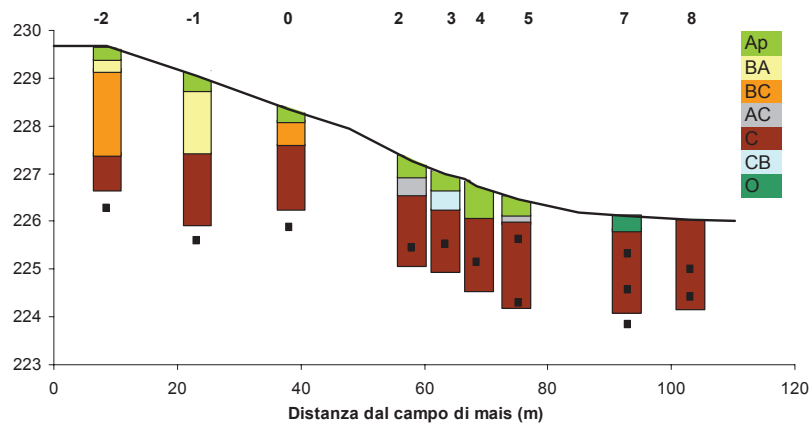


Fig. 3.2.1 Profili pedologici nel transetto PIO. I numeri in alto indicano il nome del piezometro o del gruppo; • indica la base di ogni piezometro

Nelle aree relativamente più distanti dal lago, dal PIO-2 al PIO2, i suoli, che presentano caratteri idromorfi meno espressi, sono stati classificati come Typic Udorthents. Sono cioè Entisols, poiché sono sprovvisti di orizzonte cambico, privi cioè di orizzonti con colorazioni e struttura che definiscano un'inizio di pedogenesi. La loro presenza è legata a situazioni nelle quali i processi di pedogenesi hanno agito per un tempo limitato, non sufficiente per una alterazione chimica del materiale. L'orizzonte superficiale è di tipo ochrico, ovvero è un orizzonte minerale di colorazione relativamente chiara.

Nelle aree più prossimali al lago, i suoli sono invece stati classificati come Aquic Udorthents poiché sono in associazione con caratteri idrici associati al ristagno d'acqua entro il suolo. Maggiore importanza viene attribuita ai ristagni che si verificano vicino alla superficie, perché condizionano in modo più sensibile la vegetazione. La durata nel tempo delle condizioni di ristagno è verificabile dalle tracce rimaste nel suolo sotto forma di caratteri quali screziature, sbiancamenti, accumuli di ferro-manganese, orizzonti a gley.

Tab. 3.2.1 Descrizione del profilo pedologico del piezometro PIO-2

orizzonte	profondità	Descrizione PIO -2
Ap	0-30	Orizzonte umido, colore 2,5Y5/3 (bruno oliva chiaro), screziature 10YR5/3 (bruno), tessitura franco limosa, non scheletrico
BA	30-55	Orizzonte umido, colore 2,5Y5/3 (bruno oliva chiaro), screziature 10YR4/6 (bruno giallastro scuro), tessitura franco limosa, non scheletrico
BC1	55-130	Orizzonte molto umido, colore 2,5Y5/4 (bruno oliva chiaro), tessitura franco limosa, non scheletrico
BC2	130-175	Orizzonte bagnato, colore 2,5Y4/3 (bruno oliva), tessitura franco limosa, non scheletrico
C	175-300	Orizzonte bagnato, colore 2,5Y5/2 (bruno-grigiastro), screziature 10YR4/4 (bruno giallastro scuro), tessitura franco limosa, non scheletrico

Tab. 3.2.2 Descrizione del profilo pedologico del piezometro PIO-1

orizzonte	profondità	Descrizione PIO -1
Ap	0-30	Orizzonte umido, colore 2,5Y5/3 (bruno oliva chiaro), tessitura franco limosa, non scheletrico
BA1	30-90	Orizzonte umido, colore 2,5Y5/4 (bruno oliva chiaro), con screziature 10YR4/6 (bruno giallastro scuro) tessitura franco limosa, non scheletrico
BA2	90-160	Orizzonte umido, colore 2,5Y5/4 (bruno oliva chiaro), tessitura franco limosa, non scheletrico
C1	160-210	Orizzonte umido, colore 5Y5/2 (grigio oliva), con screziature 10YR4/6 (bruno giallastro scuro), tessitura franco limosa, non scheletrico
C2	210-270	Orizzonte umido, colore 2,5Y5/3 (bruno oliva chiaro), con screziature 10YR4/6 (bruno giallastro scuro) tessitura franco limosa, non scheletrico
C3	270-290	Orizzonte molto umido, colore 2,5Y5/4 (bruno oliva chiaro), con screziature 5Y5/1 (grigio), tessitura franco limosa, non scheletrico
C4	290-310	Orizzonte molto umido, colore 5Y5/1 (grigio), tessitura sabbiosa, scheletrico

Tab. 3.2.3 Descrizione del profilo pedologico del piezometro PIO0

orizzonte	profondità	Descrizione PIO 0
Ap	0-40	Orizzonte umido, colore 10YR5/3 (bruno), tessitura franco limosa, non scheletrico
BC1	40-75	Orizzonte umido, colore 2,5Y5/3 (bruno oliva chiaro), screziature 10YR5/6 (bruno-giallastro) tessitura franco limosa, non scheletrico, con concrezioni di Fe-Mn
BC2	75-90	Orizzonte umido, colore 5Y5/3 (oliva), screziature 10YR5/6 (bruno-giallastro), tessitura franco limosa, non scheletrico
C1	90-130	Orizzonte molto umido, colore 2,5Y5/3 (bruno oliva chiaro), tessitura franco limosa, non scheletrico
C2	130-185	Orizzonte molto umido, colore 2,5Y4/2 (bruno grigiastro scuro), screziature 10YR5/6 (bruno-giallastro), tessitura franco limosa, non scheletrico
C3	185-220	Orizzonte molto umido, colore 5Y5/2 (grigio oliva), screziature 10YR4/6 (bruno giallastro scuro), tessitura franco limosa, non scheletrico

Tab. 3.2.4 Descrizione del profilo pedologico del piezometro PIO2

orizzonte	profondità	Descrizione PIO 2
Ap	0-50	Orizzonte umido, colore 2,5Y4/4 (bruno oliva), tessitura franco limosa, non scheletrico
AC	50-90	Orizzonte umido, colore 2,5Y5/3 (bruno oliva chiaro), colore secondario 2,5Y5/2 (bruno grigiastro) tessitura franco limosa, non scheletrico
C1	90-125	Orizzonte umido, colore 2,5Y5/3 (bruno oliva chiaro), colore secondario 2,5Y5/2 (bruno grigiastro) tessitura franco sabbiosa, non scheletrico
C2	125-143	Orizzonte molto umido, colore 5Y5/1 (grigio), con screziature 10YR4/6 (bruno giallastro scuro), tessitura sabbiosa, non scheletrico
C3	143-163	Orizzonte molto umido, colore 2,5Y3/1 (grigio molto scuro), con screziature 2,5Y4/1 (grigio scuro), tessitura sabbiosa, non scheletrico
C4	163-184	Orizzonte bagnato, colore 10YR3/2 (grigio bruno molto scuro), tessitura franco limosa, non scheletrico

Tab. 3.2.5 Descrizione del profilo pedologico del piezometro PIO3

orizzonte	profondità	Descrizione PIO 3
Ap	0-30	Orizzonte umido, colore 2,5Y4/2 (bruno grigiastro scuro), screziature 10YR4/6 (bruno giallastro scuro), tessitura franco limosa, non scheletrico
CB1	30-60	Orizzonte umido, colore 5Y5/2 (grigio oliva), screziature 10YR4/6 (bruno giallastro scuro), tessitura franco limosa, non scheletrico
CB2	60-75	Orizzonte bagnato, colore 5Y5/2 (grigio oliva), screziature 10YR5/4 (bruno-giallastro), tessitura franco limosa, non scheletrico
C1	75-110	Orizzonte bagnato, colore 5Y5/2 (grigio oliva), tessitura franco sabbiosa, non scheletrico
C2	110-150	Orizzonte bagnato, colore 5Y2,5/1 (nero), tessitura franco sabbiosa, non scheletrico, presenza di ghittia con carboni
C3	150-200	Orizzonte bagnato, colore 5Y5/2 (grigio oliva), tessitura franco limosa, non scheletrico

Tab. 3.2.6 Descrizione del profilo pedologico del piezometro PIO4

orizzonte	profondità	Descrizione PIO4
Ap1	0-30	Orizzonte umido, colore 2,5Y4/2 (bruno grigiastro scuro), screziature 10YR4/6 (bruno giallastro scuro), tessitura franco limosa, non scheletrico
Ap2	30-65	Orizzonte umido, colore 2,5Y5/3 (bruno oliva chiaro), screziature 10YR4/6 (bruno giallastro scuro), tessitura franco limosa, non scheletrico
C1	65-90	Orizzonte molto umido, colore 2,5Y4/2 (bruno grigiastro scuro), tessitura franco limosa, non scheletrico
C2	90-120	Orizzonte bagnato, colore 10Y3/1, tessitura franco sabbiosa, non scheletrico, presenza di ghittia con carboni
C3	120-175	Orizzonte bagnato, colore 5Y2,5/1 (nero), tessitura franco sabbiosa, non scheletrico
C4	175-220	Orizzonte bagnato, colore 5Y5/2 (grigio oliva), tessitura franco limosa, non scheletrico

Tab. 3.2.7 Descrizione del profilo pedologico del piezometro PIO5

orizzonte	profondità	Descrizione PIO5
Ap1	0-14	Orizzonte umido, colore 2,5Y4/2 (bruno grigiastro scuro), tessitura franco limosa, non scheletrico
Ap2	14-37	Orizzonte umido, colore 2,5Y3/2 (bruno grigiastro molto scuro), tessitura franco limosa, non scheletrico
AC	37-48	Orizzonte umido, colore 5Y3/1 (grigio molto scuro), tessitura franco limosa, non scheletrico
C1	48-51	Orizzonte umido, colore 10Y4/1 (grigio verdastro scuro), tessitura franco sabbiosa, non scheletrico
C2	51-64	Orizzonte umido, colore 10Y4/1 (grigio verdastro scuro), tessitura sabbiosa, non scheletrico
C3	64-72	Orizzonte umido, colore 10Y5/1 (grigio verdastro), tessitura franco limosa, non scheletrico
C4	72-88	Orizzonte molto umido, colore 5Y2,5/1 (nero), tessitura franco limosa, non scheletrico
C5	88-210	Orizzonte bagnato, colore 5Y2,5/1 (nero), tessitura franco sabbiosa, non scheletrico
C6	210-230	Orizzonte bagnato, colore 10Y5/1 (grigio verdastro), tessitura franco limosa, non scheletrico

Tab. 3.2.8 Descrizione del profilo pedologico del piezometro PIO7

orizzonte	profondità	Descrizione PIO 7
O	0-25	Orizzonte bagnato, colore 2,5Y3/1 (grigio molto scuro), non scheletrico
C1	25-90	Orizzonte bagnato, colore 2,5Y3/2 (bruno grigiastro molto scuro), tessitura franco limosa, non scheletrico
C2	90-200	Orizzonte bagnato, colore 5Y4/1 (grigio scuro), tessitura franco limosa, non scheletrico

Tab. 3.2.9 Descrizione del profilo pedologico del piezometro PIO8

orizzonte	profondità	Descrizione PIO8
C	0-180	Sedimenti bagnati con tessitura sabbioso-franca in superficie e franco-limosa in profondità

I suoli sono stati caratterizzati dal punto di vista idrologico attraverso la misura della conducibilità idraulica. Nell'area sperimentale presso il lago di Candia l'acquifero è libero e i piezometri non raggiungono la base dell'acquifero, ma vi si introducono solo parzialmente. In tali condizioni per il calcolo della conducibilità idraulica si può utilizzare il metodo di Bouwer & Rice (Fetter, 2001). In Tab. 3.2.10 sono presentati i risultati ottenuti da prove effettuate con test di riempimento o svuotamento a seconda delle condizioni dell'acquifero. I valori indicati rappresentano la media di più prove effettuate per ciascun piezometro.

Tab. 3.2.10 Conducibilità idraulica misurata nei piezometri del pioppeto

Piezometro	Conducibilità idraulica (cm s ⁻¹)
PIO-2	1,6·10 ⁻³
PIO-1	3,8·10 ⁻³
PIO1	2,6·10 ⁻³
PIO2	4,4·10 ⁻³
PIO3	7,7·10 ⁻⁴
PIO3/4	6,8·10 ⁻⁵
PIO4	1,9·10 ⁻⁵
PIO5	1,5·10 ⁻³

Tali valori sono in accordo con quanto riportato in letteratura ed in particolare i valori ottenuti per i piezometri PIO3, PIO3/4 e PIO5 sono tipici di sabbie fini e ricche di limo (10⁻⁵-10⁻³), mentre gli altri sono attribuibili ad orizzonti sabbiosi (10⁻³-10⁻¹) (Fetter, 2001).

3.3 Il regime idrologico

3.3.1 Acqua sotterranea

Il monitoraggio del livello dell'acqua raccolta dai piezometri da marzo 2003 a luglio 2004 ha messo in evidenza oscillazioni stagionali dell'acqua

sotterranea. Nel grafico in Fig. 3.3.1.1 sono riportati gli andamenti del potenziale idraulico per alcuni piezometri rappresentativi per i quali è disponibile la serie completa di dati. Si può osservare come i livelli minimi siano stati registrati nel 2003, in particolare tra l'estate e l'inizio dell'autunno. A partire dal dicembre dello stesso anno il livello dell'acqua ha subito un netto incremento mantenendosi elevato fino a maggio 2004, per poi diminuire nuovamente con la stagione estiva. I livelli massimi sono stati registrati a dicembre 2003, e a febbraio e inizio maggio 2004, in occasione di intensi eventi di precipitazione. Complessivamente le variazioni misurate sono più evidenti all'interno del pioppeto, in particolare nei primi piezometri del transetto, mentre diminuiscono notevolmente all'interno del canneto dove più forte è l'influenza del lago. Il piezometro PIO-2, a monte nel pioppeto, installato a più di 3 m dal piano campagna, presenta variazioni di livello dell'ordine di circa 2,5-3 m tra i valori massimi raggiunti nell'inverno 2003-2004 e i minimi del marzo 2003 e del giugno 2004. Va sottolineato che in questo piezometro, così come in altri all'interno del pioppeto, il livello dell'acqua fino a novembre 2003 e a partire da luglio 2004 è andato progressivamente abbassandosi oltre la massima profondità rendendo impossibile effettuare la misura. Le fluttuazioni del livello reale dell'acqua sotterranea potrebbero essere superiori a quelle registrate sia per il PIO-2, che per i piezometri dal PIO-1 al gruppo PIO5. I piezometri PIO-1, PIO2 e PIO3/4 mostrano fluttuazioni di circa 1,5-1,7 m, mentre PIO0, PIO1 e dal PIO3 ai gruppi PIO5 e PIO6 le variazioni massime sono comprese tra 90 cm e 120 cm e si riducono tra 50-60 cm per i gruppi PIO7 e PIO8.

Nel grafico in Fig. 3.3.1.2 è rappresentato, a titolo d'esempio, l'andamento dell'acqua sotterranea in periodi diversi: sono evidenti le notevoli fluttuazioni di livello nei piezometri vicini al campo e le moderate differenze osservate nel canneto. E' altrettanto evidente come, nei periodi in cui la disponibilità di acqua sotterranea diminuisce, il livello scenda al di sotto della profondità massima dei piezometri, ad esclusione di quelli nel canneto.

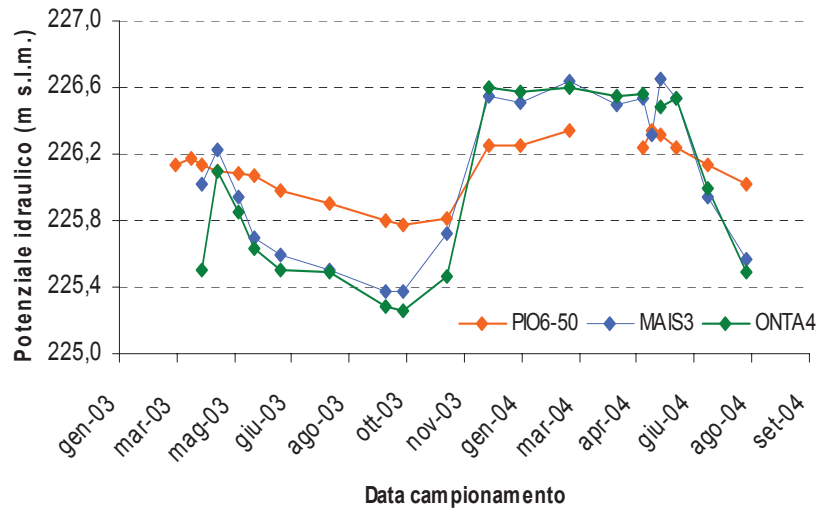


Fig. 3.3.1.1 Potenziale idraulico misurato durante il periodo di studio

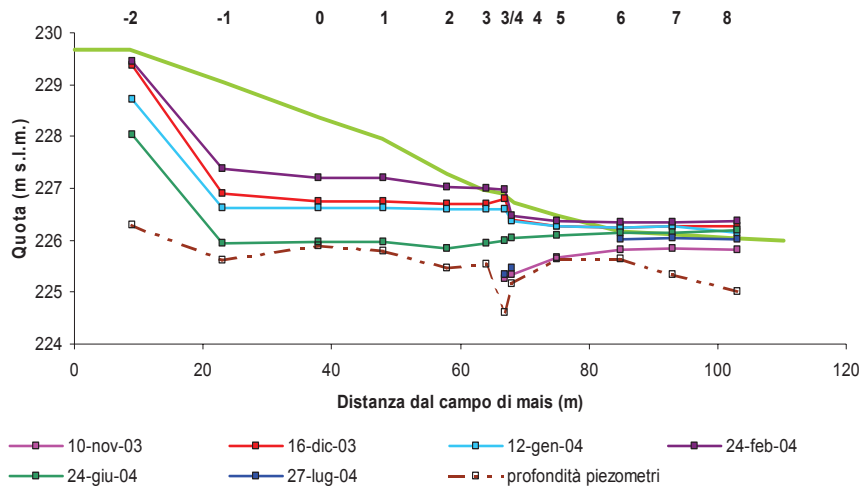


Fig. 3.3.1.2 Potenziale idraulico misurato nell'area di studio (trasetto PIO)

Per verificare l'omogeneità della situazione idrologica sono state effettuate una serie di perforazioni temporanee in prossimità del campo agricolo a monte del pioppeto, lateralmente al piezometro PIO-2 e tra i piezometri PIO-2, PIO-1. Dalle misure del livello dell'acqua è emerso che fino a circa 8 m dal PIO-1 l'acqua sotterranea si mantiene a livelli analoghi a quelli misurati nel PIO-2 (Fig. 3.3.1.3).

I sondaggi pedologici che rivelano un'omogeneità nella granulometria dei suoli dell'area sperimentale non spiegano la brusca diminuzione del potenziale idraulico a circa 20 m dal campo che pure non è attribuibile alla presenza di orizzonti profondi impermeabili. Ulteriori indagini sono quindi necessarie per verificare se una differente densità degli orizzonti più superficiali (fino a 1-1.5 m) possa chiarire la dinamica dell'acqua sotterranea in questa porzione di transetto.

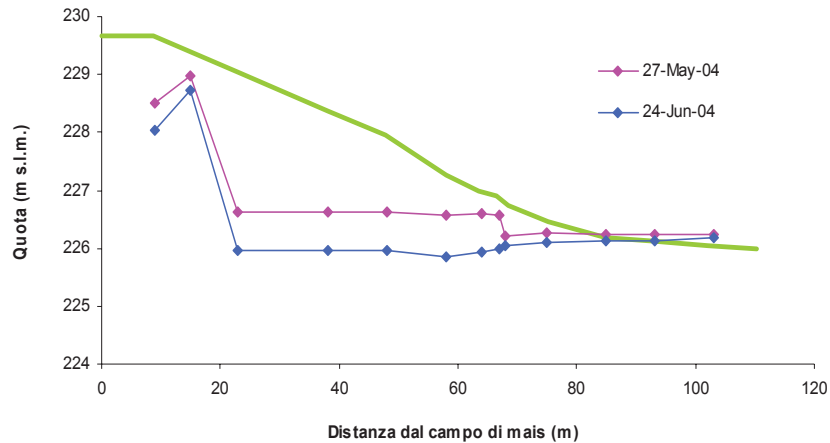


Fig. 3.3.1.3 Potenziale idraulico misurato nei piezometri del transetto e in un punto intermedio tra i piezometri PIO-2 e PIO-1

I potenziali idraulici ricavati dalle misure di livello, elaborati mediante il software SURFER (7.0), hanno permesso di verificare l'esistenza di un gradiente lungo il transetto, dal piezometro PIO-2 ai piezometri nel canneto, come mostra il grafico seguente ottenuto dai dati del campionamento effettuato nel dicembre 2003 (Fig. 3.3.1.4).

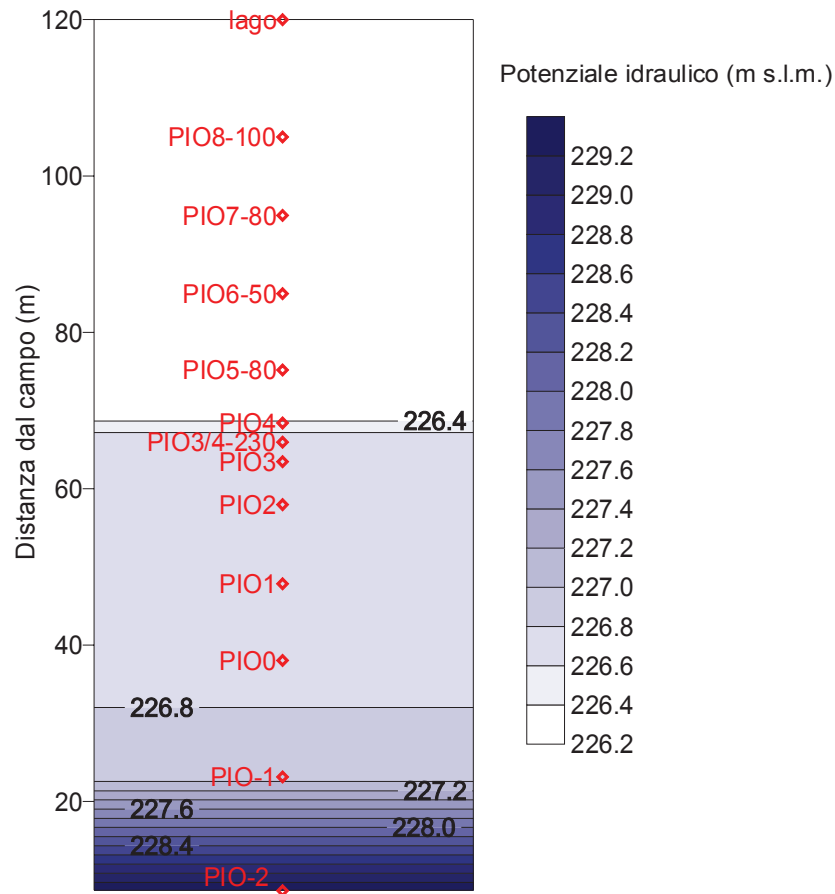


Fig. 3.3.1.4 Carta delle isopiezometriche relative al transetto PIO del 16 dicembre 2003. Sono indicate le posizioni dei piezometri e le variazioni di colore indicano il gradiente idraulico

Tale gradiente è dell'ordine di 1-2,5 m tra il piezometro PIO-2 e il PIO-1, ma diminuisce notevolmente passando dal PIO-1 al PIO0 dove raggiunge al massimo 15-20 cm nei periodi di acqua abbondante, evidenziando per la maggior parte dell'anno una situazione di stabilità fino al PIO1. Un moderato gradiente si ha tra il PIO1, il PIO2 e il PIO3, mentre variazioni comprese tra 20-50 cm si osservano tra il PIO3/4 e il PIO4, per poi passare ad una situazione di

equipotenzialità fino all'interno del canneto. Tale situazione non sembra, però, verificarsi nei periodi estivi o quando il livello dell'acqua sotterranea subisce importanti diminuzioni. In queste situazioni, come si può osservare anche in Fig. 3.3.1.2 il livello dell'acqua nei primi piezometri del pioppeto scende a livelli inferiori rispetto al lago ed ai piezometri nel canneto, indicando un possibile ritorno d'acqua dal lago verso la zona riparia.

3.3.2 Regime pluviometrico

I livelli di precipitazione, registrati da una stazione meteorologica situata a circa 2 km di distanza dall'area sperimentale, sono stati messi a disposizione dall'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi - CNR di Pallanza.

I dati relativi alle precipitazioni mensili mostrano come l'anno 2003 sia stato caratterizzato da scarse precipitazioni sino al mese di agosto, con livelli minimi in febbraio (3 mm) e marzo (1 mm), e con un incremento della quantità totale di precipitazioni a partire da settembre sino a raggiungere i 222 mm di dicembre. L'anno 2004, considerato fino ad agosto, presenta, rispetto al 2003, una quantità di precipitazione totale più alta in tutti i mesi con le sole eccezioni di giugno e luglio, con 13 e 27 mm contro i 37 e 85 mm dell'anno precedente (Fig. 3.3.2.1).

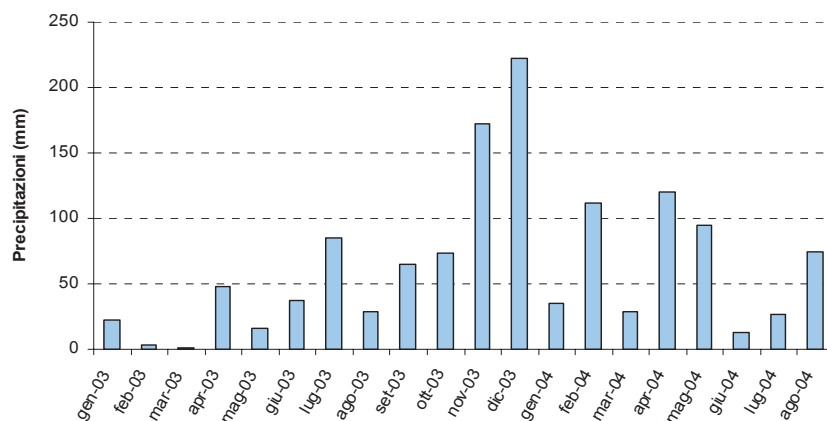


Fig. 3.3.2.1 Precipitazioni mensili nel biennio 2003-2004

Confrontando le precipitazioni registrate nel 2003 con le medie mensili degli anni 1986-2002 è evidente come si sia registrato un decremento superiore al 50% nel periodo gennaio-agosto (241 mm). Nel complesso il 2003 non si presenta, però, come un anno particolarmente siccitoso, dal momento che i mm registrati sono solo lievemente più modesti rispetto alla media pluriennale.

L'anno 2004, considerato fino ad agosto (505 mm), mostra una quantità di precipitazione totale del tutto analoga al periodo 1986-2002 (566 mm) con febbraio e aprile contraddistinti da copiose piogge (Tab. 3.3.2.1).

Tab. 3.3.2.1 Precipitazioni misurate nel 2003-2004 e dato medio degli anni precedenti

mese	2004 (mm)	2003 (mm)	1986-2002 (mm)
gennaio	35	22	47
febbraio	111	3	33
marzo	28	1	39
aprile	121	48	105
maggio	95	16	114
giugno	13	37	89
luglio	27	85	54
agosto	74	29	85
settembre		65	86
ottobre		73	115
novembre		172	83
dicembre		222	41
totale		774	891

Dalle correlazioni effettuate tra il livello dell'acqua sotterranea e i mm di pioggia registrati è emerso che il livello dell'acqua sotterranea non sembra rispondere immediatamente agli eventi piovosi. Mettendo, infatti, in relazione la pioggia della settimana o dei venti giorni precedenti il campionamento nell'area sperimentale è stata osservata solo una scarsa correlazione. Una correlazione maggiore esiste invece tra innalzamento dell'acquifero e mm di pioggia registrati durante il periodo che intercorre tra due campionamenti successivi, vale a dire un intervallo di circa un mese. Tale osservazione è valida per i piezometri più vicini al campo di mais, dal PIO-2 al PIO 3 (Fig. 3.3.2.2). I restanti piezometri mostrano oscillazioni del potenziale idraulico più contenute e non correlate alla piovosità che, probabilmente, risentono in misura maggiore del regime ideologico del lago.

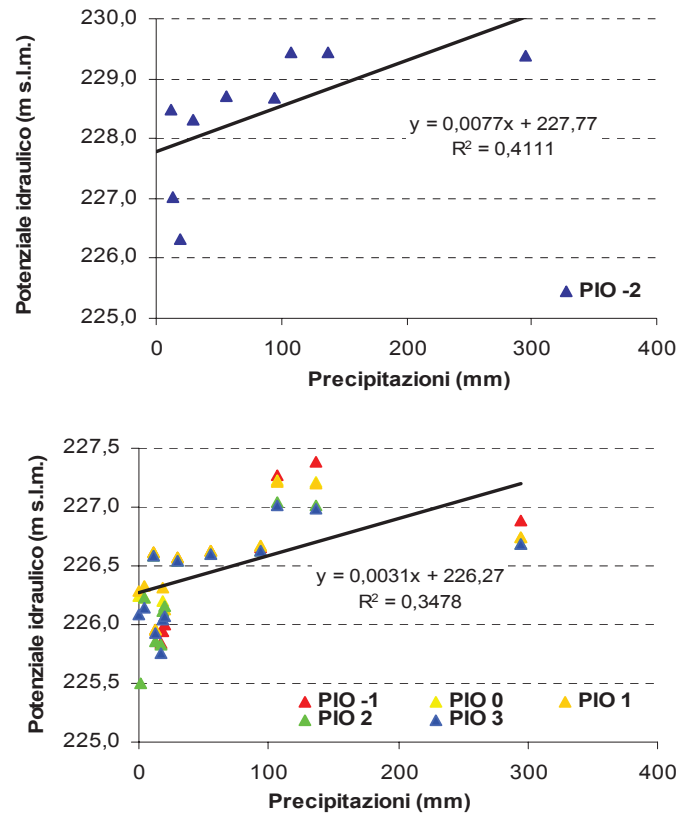


Fig. 3.3.2.2 Correlazioni tra le precipitazioni precedenti al campionamento dell'acqua sotterranea e il potenziale idraulico misurato nei piezometri

3.3.3 Regime idrologico del lago di Candia

L'andamento delle precipitazioni è stato messo in relazione con le variazioni del livello del lago (Fig. 3.3.3.1). I dati relativi al livello sono stati forniti dall'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi – CNR di Pallanza e sono stati acquisiti grazie ad un idrometro ad ultrasuoni, in seguito sostituito da uno a pressione, posto sul fondo del lago in prossimità della riva.

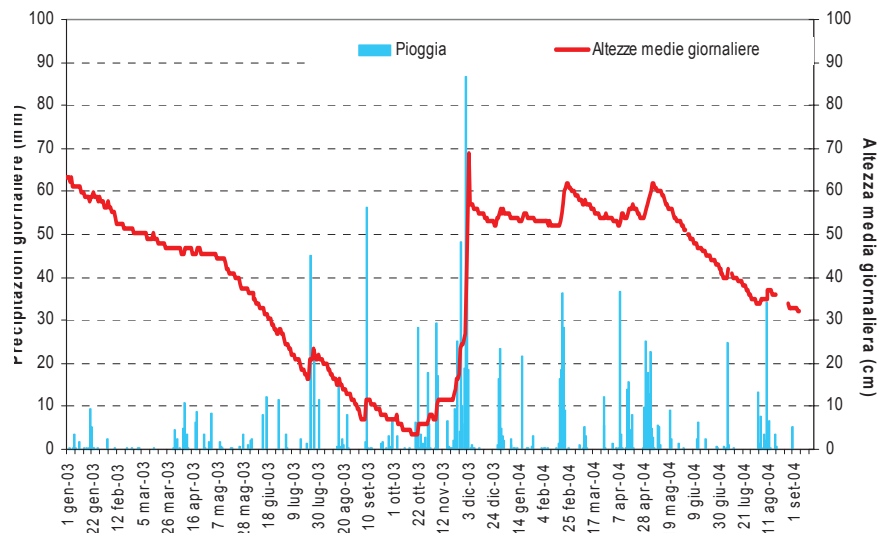


Fig. 3.3.3.1 Andamento delle precipitazioni e del livello del Lago di Candia nel 2003-2004

E' evidente come il livello del lago di Candia risenta delle tipiche variazioni stagionali di temperatura e precipitazioni tipiche di un clima temperato, mostrando quindi minimi estivi e massimi invernali. Si può osservare dal grafico di Fig. 3.3.3.1 come l'abbassamento del livello nella primavera-estate 2003 sia decisamente più pronunciato rispetto al corrispondente periodo nell'anno successivo. Queste differenze sono da attribuire al regime pluviometrico che, come descritto nel § 3.3.2, si è caratterizzato nel 2003 per la scarsità di pioggia durante il periodo primaverile estivo. Si può notare come, all'interno di questo periodo, il livello del lago sia aumentato solo alla fine di luglio e all'inizio di settembre in corrispondenza di due episodi di pioggia abbondante, rispondendo quindi prontamente a questo momentaneo aumento delle precipitazioni. A partire da fine ottobre si osserva, quindi, un'inversione di tendenza del livello lacustre. Un innalzamento netto del livello, quasi 60 cm, si ha, però, a partire da fine novembre-inizio dicembre 2003 in risposta alle cospicue piogge (285 mm) che hanno caratterizzato questo periodo. Nel periodo compreso tra gennaio ed aprile 2004 il livello del lago si mantiene pressoché costante e tende ad aumentare in corrispondenza di alcuni eventi di pioggia abbondante intorno alla fine di febbraio ed alla fine d'aprile. Dopo un lieve innalzamento del livello conseguente alle abbondanti piogge di fine aprile inizio maggio, il lago inizia ad abbassarsi fino ai primi giorni di settembre.

Il potenziale idraulico misurato nei piezometri e il livello del lago mostrano tra loro una buona correlazione. In particolare i livelli dell'acqua sotterranea misurati nei piezometri installati nel canneto a 50-100 cm di profondità, evidenziano una regressione di tipo lineare. Questi piezometri, infatti, si trovano in un'area che viene periodicamente allagata del tutto o in parte dal lago e pertanto le fluttuazioni di livello del lago stesso influiscono direttamente sul livello piezometrico (Fig. 3.3.3.2). Non esiste, invece, alcuna correlazione tra il livello del lago e i piezometri nel canneto posti a 1,5-2,2 m di profondità.

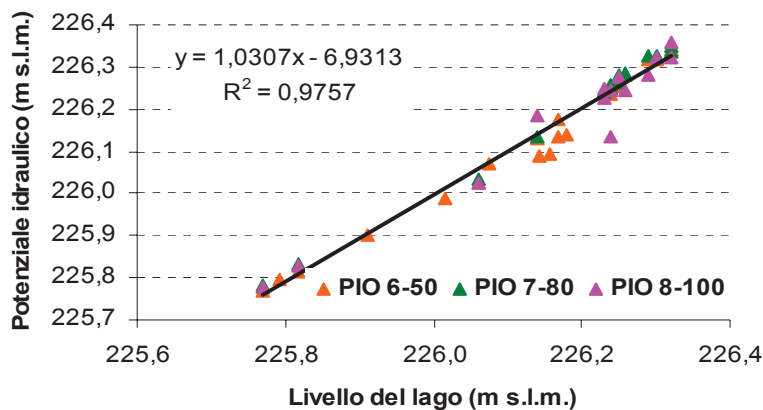


Fig. 3.3.3.2 Regressione lineare tra il livello del lago e il potenziale idraulico misurato nei piezometri più superficiali installati nel canneto

Spostandosi nel pioppeto e considerando i piezometri per cui si dispone di una serie completa di dati, cioè rappresentativa sia del periodo invernale che di quello estivo, il modello di regressione migliore sembra, invece, essere una polinomiale di secondo grado, come riportato in Fig. 3.3.3.3. Tale andamento è dipendente soprattutto dai valori relativi a periodi di diminuzione del livello lacustre cui non corrisponde una riduzione di pari entità a carico dell'acqua sotterranea.

Questo tipo di relazione è evidente anche per i piezometri MAIS3 e ONTA4, confermando l'uniformità della situazione in una fascia a circa 40-50 m dal lago (Fig. 3.3.3.4).

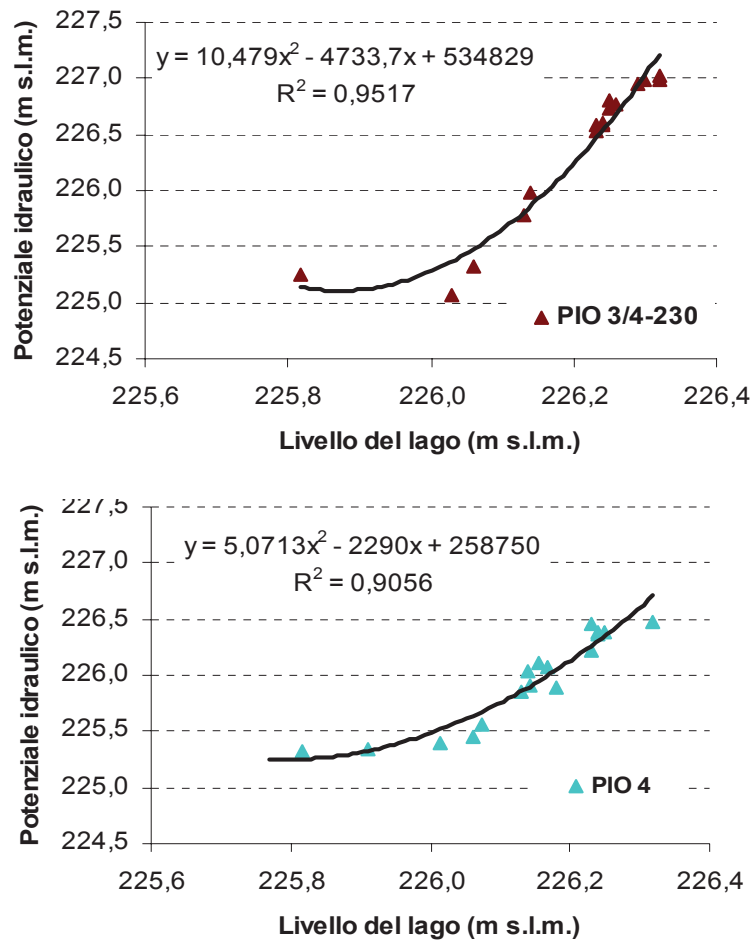


Fig. 3.3.3.3 Modello di regressione tra il livello del lago e il potenziale idraulico misurato nei piezometri PIO3/4 e PIO4

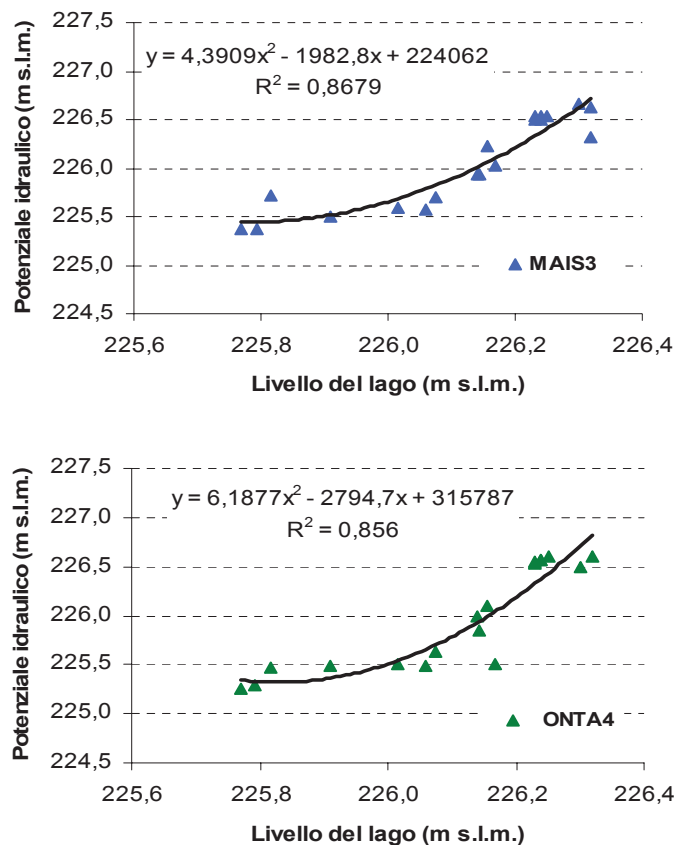


Fig. 3.3.3.4 Modello di regressione tra il livello del lago e il potenziale idraulico misurato nei piezometri MAIS3 e ONTA4

Per i piezometri del pioppeto che nei periodi più siccitosi sono rimasti vuoti, la relazione, seppur esistente, non è così chiara, dal momento che i dati disponibili sono relativi a periodi di elevata soggiacenza dell'acquifero e non permette di verificare se l'andamento sia lineare o simile a quello osservato per i piezometri PIO 3/4 e 4 (Fig. 3.3.3.5). In conclusione i potenziali idraulici misurati nei piezometri del pioppeto e il livello del lago evidenziano, per la maggior parte

dei casi, elevate correlazioni, e come già espresso in precedenza sia il lago che i livelli piezometrici rispondono in modo analogo ad eventi di pioggia abbondante.

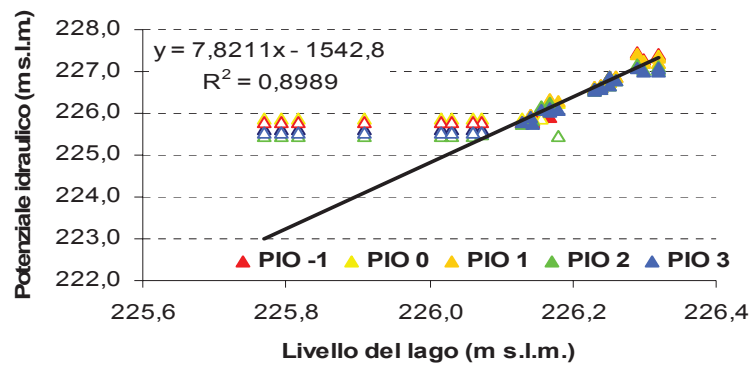


Fig. 3.3.3.5 Regressione tra il livello del lago e il potenziale idraulico misurato nei piezometri PIO-1 – PIO3. I simboli vuoti rappresentano la profondità massima dei piezometri in corrispondenza di date in cui non è stata trovata acqua sotterranea. Tali punti non rientrano nelle correlazioni

Va inoltre ricordato che le fluttuazioni misurate in alcuni piezometri, in particolare il PIO-2, sono molto ampie e repentine. Tale comportamento non si osserva generalmente per le falde sotterranee dove le variazioni di livello sono più contenute e la risposta ad eventi piovosi di notevole intensità può avvenire con notevole ritardo. Ciò farebbe ipotizzare che l'acqua sotterranea campionata non rappresenti una vera e propria falda, ma piuttosto un flusso sub-sotterraneo o un acquicludo costituito per la maggior parte da acqua d'infiltrazione. Se così fosse dovremmo però attenderci la presenza di uno strato impermeabile ad una certa profondità che consenta l'immagazzinamento dell'acqua d'infiltrazione. In realtà i dati ottenuti da ulteriori perforazioni fino a 3-3.5 m di profondità effettuate in punti critici lungo il transetto, escludono tale ipotesi. Tali osservazioni suggeriscono invece la presenza di uno strato permeabile, sabbioso-ghiaioso, saturo d'acqua anche durante la stagione estiva-autunnale, a circa 3 m di profondità, che potrebbe rappresentare la porzione superficiale di un vero acquifero. Da ciò si deduce che il flusso captato durante i campionamenti è parte di una falda sospesa che si arricchisce in maniera disomogenea durante i periodi piovosi e di cui riusciamo a intercettare solo la porzione superficiale.

3.4 Caratterizzazione chimica dell'acqua sotterranea

Da marzo 2003 a luglio 2004 sono stati effettuati 22 campionamenti e sono stati analizzati circa 300 campioni di acqua sotterranea. Come descritto in dettaglio nel § 3.3.2, le scarse precipitazioni che hanno caratterizzato buona parte dell'anno 2003 hanno condizionato notevolmente la disponibilità di acqua nel suolo, sia nella porzione insatura che satura. Di conseguenza, da marzo a dicembre 2003, non abbiamo riscontrato presenza d'acqua in alcuni piezometri posti nel pioppeto.

Le analisi chimiche evidenziano la predominanza tra le specie ioniche dominanti di Ca e HCO_3^- che costituiscono il 73 e il 79 % rispettivamente di cationi e anioni. Per molte specie chimiche, tra le quali le specie azotate e il fosforo totale e disciolto, si osservano ampi intervalli di concentrazione, che indicano quindi una notevole variabilità spaziale e temporale. I cationi basici mostrano invece variazioni più contenute, come pure i cloruri, specie conservativa per eccellenza, che diventa però piuttosto instabile nei campioni raccolti nel canneto a diverse profondità.

3.4.1 Variabilità spaziale

La rappresentazione dei dati mediante i Box & Whisker (Fig. 3.4.1.1), consente di osservare come le concentrazioni di alcune specie chimiche presenti nell'acqua sotterranea si modificano in relazione alla distanza dal lago.

Innanzitutto si osserva un significativo aumento della conducibilità, da circa 220 a 650 $\mu\text{S}/\text{cm}$, dal piezometro più vicino al campo di mais a quello prossimo al canneto. Data l'elevata correlazione esistente tra conducibilità e Ca ($r^2 = 0,895$), come pure con lo ione bicarbonato ($r^2 = 0,740$), è logico attribuire l'incremento osservato nel transetto ad un parallelo aumento anche di questi due ioni, come appare dai grafici riportati nelle Figg. 3.4.1.2 – 3.4.1.3.

La significatività di tali differenze, testata con il test di Kruskal Wallis, è risultata elevata ($p < 0,00001$) sia per il Ca che per lo ione bicarbonato. Per gli altri cationi basici Mg, Na e K non si osserva un simile gradiente di concentrazione e i valori misurati nei piezometri all'interno del transetto non sono statisticamente diversi tra loro.

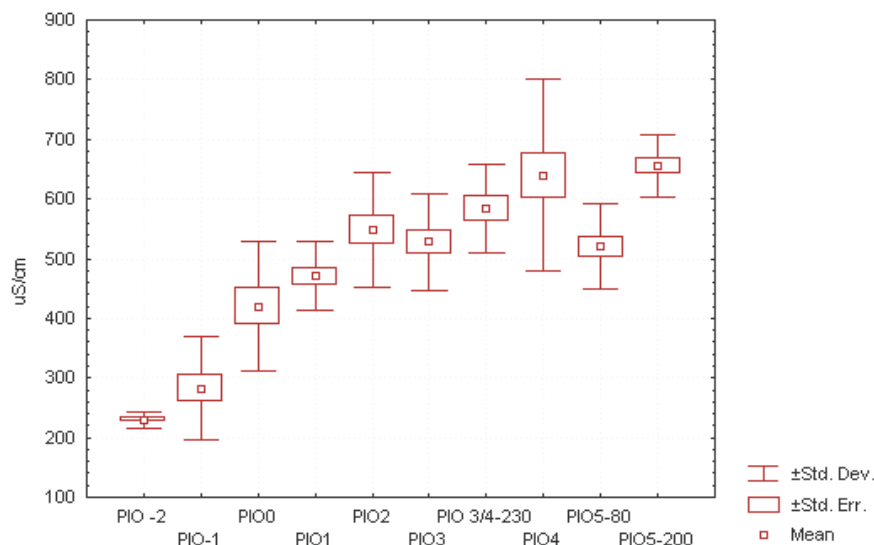


Fig. 3.4.1.1 Box & Whisker relativi alla distribuzione della conducibilità nei piezometri del pioppeto

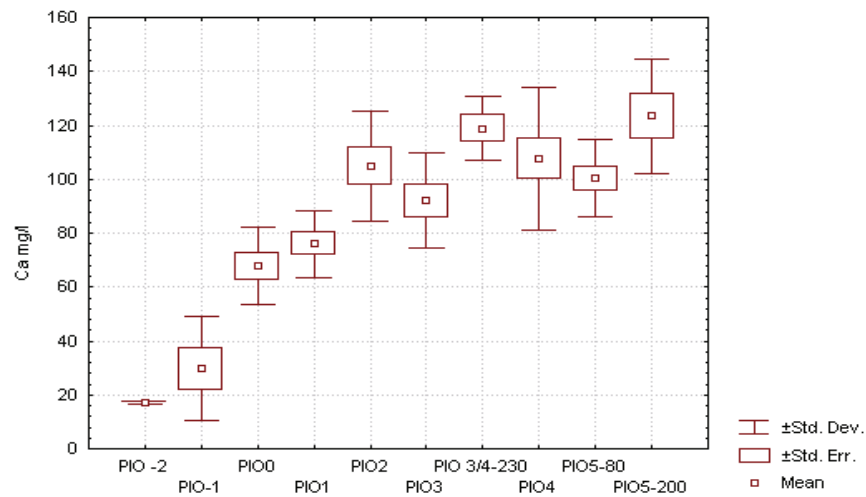


Fig. 3.4.1.2 Box & Whisker relativi alla distribuzione dell'alcalinità nei piezometri del pioppeto

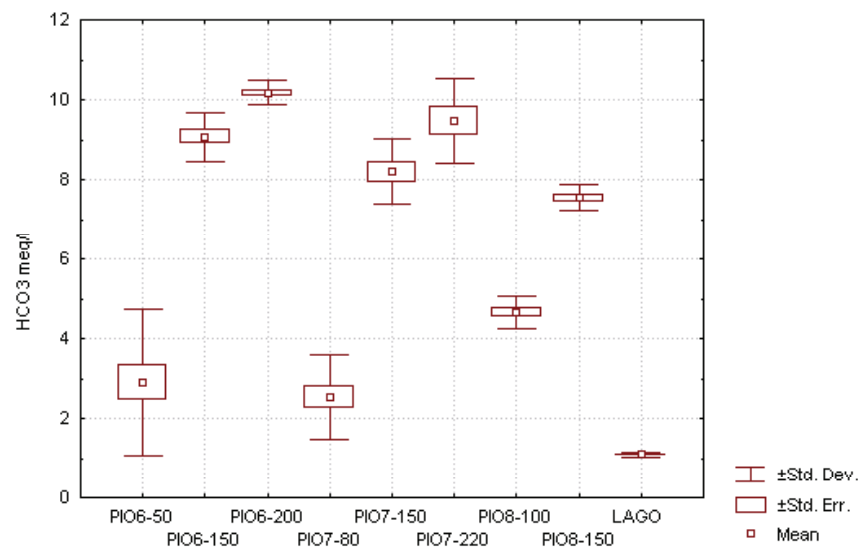


Fig. 3.4.1.3 Box & Whisker relativi alla distribuzione del calcio nei piezometri del pioppeto

Anche all'interno del canneto lo ione bicarbonato e in misura minore il calcio mostrano delle interessanti differenze, in questo caso legate alla profondità alla quale viene prelevato il campione (Figg. 3.4.1.2 - 3.4.1.3). In particolare il valore medio dell'alcalinità aumenta di circa 6 meq/l passando da 50 cm a 150 cm di profondità a livello del PIO6 e PIO7. A circa 200-220 cm di profondità vi è un ulteriore aumento di circa 1 meq/l. Anche a pochi metri dal lago (PIO8), l'alcalinità incrementa di circa 3 meq passando da 100 a 150 cm di profondità. Il lago presenta una concentrazione media di ione bicarbonato (1,08 meq/l) decisamente inferiore a quella misurate nel canneto il che fa presumere che, soprattutto alle profondità più elevate, vi sia una scarsa connessione tra l'acqua interstiziale dei sedimenti e l'acqua del lago.

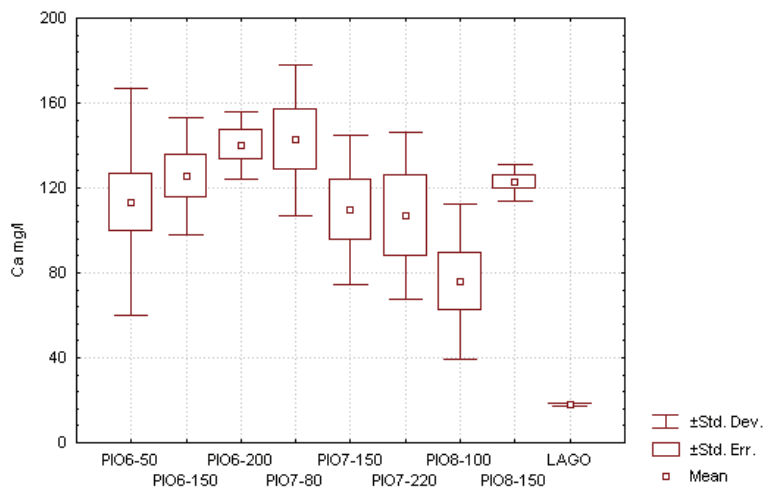


Fig. 3.4.1.4 Box & Whisker relativi alla distribuzione del bicarbonato nei piezometri del canneto

Nella porzione di acquifero all'interno del canneto, il calcio, in analogia con il bicarbonato, tende ad aumentare con la profondità, ma con escursioni più limitate. Inoltre è da rilevare uno scostamento da tale tendenza per il gruppo dei piezometri PIO 7, installati a circa 17 m dal lago, dove le concentrazioni di calcio tendono a diminuire da 80 a 150 cm di profondità.

Il comportamento degli altri cationi basici, in particolare magnesio e sodio, si discosta da quello del calcio, mostrando una significativa riduzione all'aumentare della profondità (Fig. 3.4.1.5).

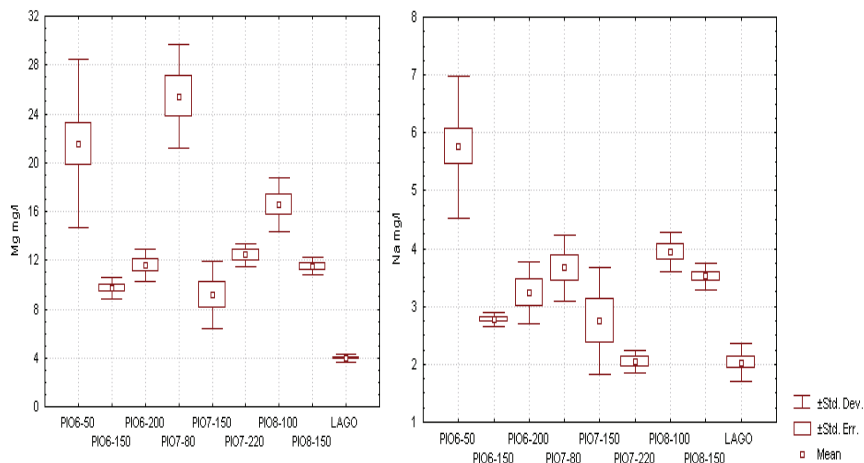


Fig. 3.4.1.5 Box & Whisker relativi alla distribuzione del magnesio e del sodio nei piezometri del canneto

Le variazioni del cloruro all'interno del pioppeto mostrano un andamento a campana determinato da concentrazioni significativamente più alte nella porzione centrale del transetto (Fig. 3.4.1.6). Essendo il cloruro una specie conservativa queste differenze possono essere attribuite al movimento e alla quantità d'acqua presente nell'acquifero durante il campionamento.

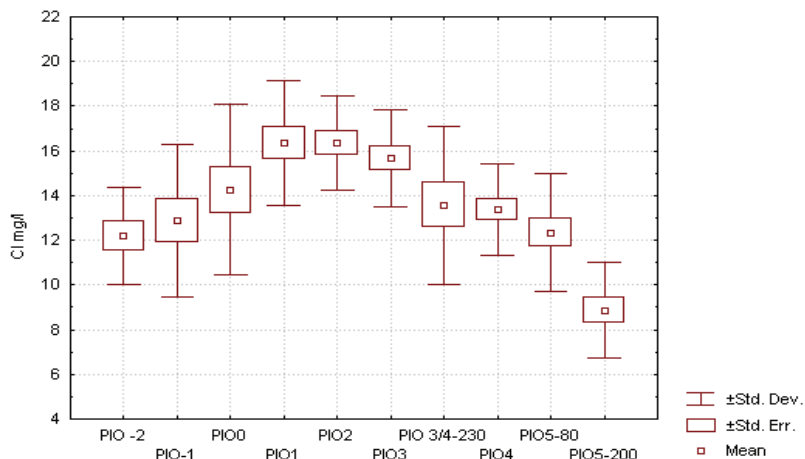


Fig. 3.4.1.6 Box & whisker relativi alla distribuzione del cloruro nei piezometri del pioppeto

Più difficile è l'interpretazione dei dati ottenuti all'interno del canneto dove si osservano delle differenze macroscopiche tra i piezometri posti a diversa profondità (Fig. 3.4.1.7). Infatti, mentre alle minori profondità le concentrazioni medie (9,9-11,6 mg/l) sono simili a quelle misurate nell'acquifero sottostante il pioppeto, alle maggiori profondità (150 - 220 cm) i valori decrescono linearmente con la profondità fino a 1,5 mg/l (Fig. 3.4.1.8).

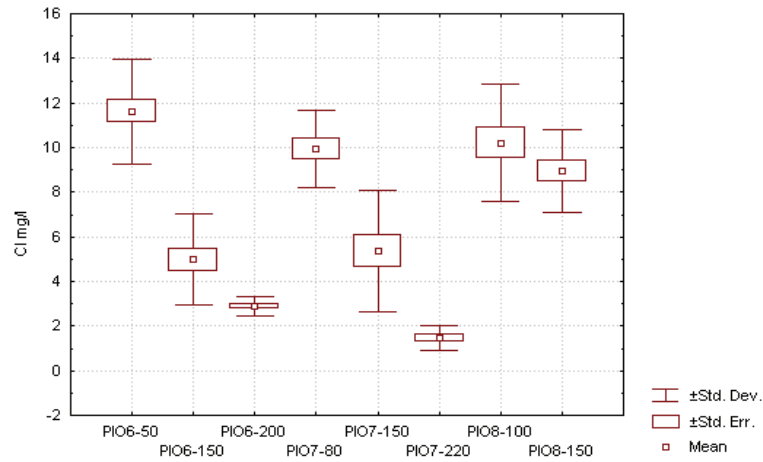


Fig. 3.4.1.7 Box & Whisker relativi alla distribuzione del cloruro nei piezometri del canneto

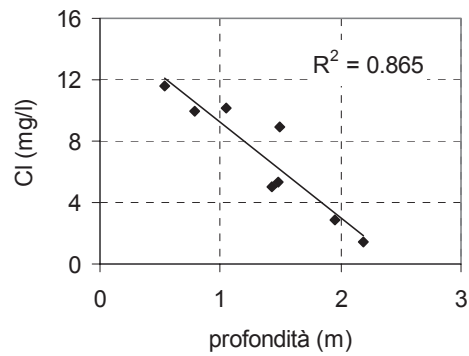


Fig. 3.4.1.8 Regressione lineare tra il cloruro e la profondità nei piezometri del canneto

Un comportamento simile si osserva per i solfati che mostrano concentrazioni molto alte (290 mg/l nel PIO6-50), anche se molto variabili nel tempo, nelle acque più superficiali e valori di poche unità (1 – 2 mg/l) in quelle più profonde (Fig. 3.4.1.9)

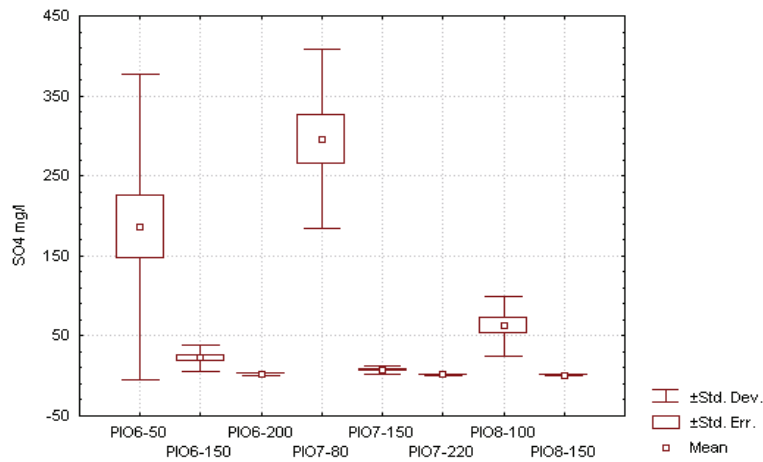


Fig. 3.4.1.9 Box & Whisker relativi alla distribuzione del solfato nei piezometri del canneto

Considerando ora le specie azotate, il comportamento più interessante è quello dell'azoto nitrico che mostra un gradiente netto in diminuzione dal campo di mais verso il lago, come evidenziato dal grafico di Fig. 1.8.1.10. Le concentrazioni medie scendono in modo graduale da 14,8 mg/l, a circa 8 m dal campo, a 0,16 mg/l, dopo circa 60 m (PIO4). Dopo di che, da circa 10 m dal canneto e all'interno di esso fino al lago, i livelli di azoto nitrico si mantengono molto bassi con medie da 0,07 a 0,01 mg/l. L'unica eccezione è il punto di prelievo a 10 m dal canneto e a 80 cm di profondità (corrispondente al PIO5-80) che mostra valori leggermente più alti (0,68 mg/l).

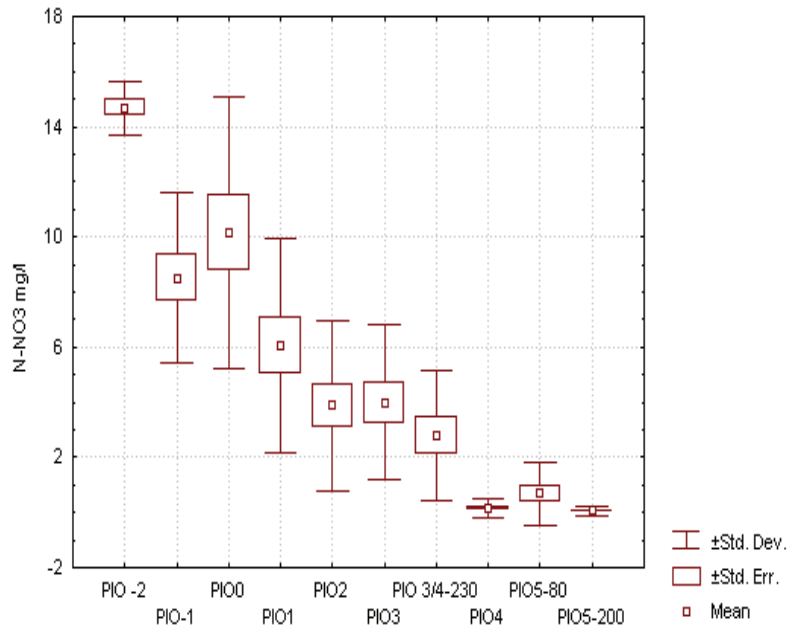


Fig. 3.4.1.10 Box & Whisker relativi alla distribuzione del nitrato nei piezometri del pioppeto

Le concentrazioni delle altre specie azotate cioè azoto ammoniacale e azoto organico non mostrano variazioni spaziali simili a quelle del nitrato.

I livelli di azoto ammoniacale misurate nel pioppeto (Fig. 3.4.1.11) sono sempre piuttosto basse con medie comprese tra 0,03 e 0,07 mg/l. Si può osservare che in alcuni piezometri, come PIO 2, PIO 4 al PIO 5-80, l'intervallo di dispersione dei dati attorno alla media è più ampio mentre il PIO -2 ed il PIO -1, distanti rispettivamente 9 m e 23 m dal campo di mais, presentano delle concentrazioni molto più costanti.

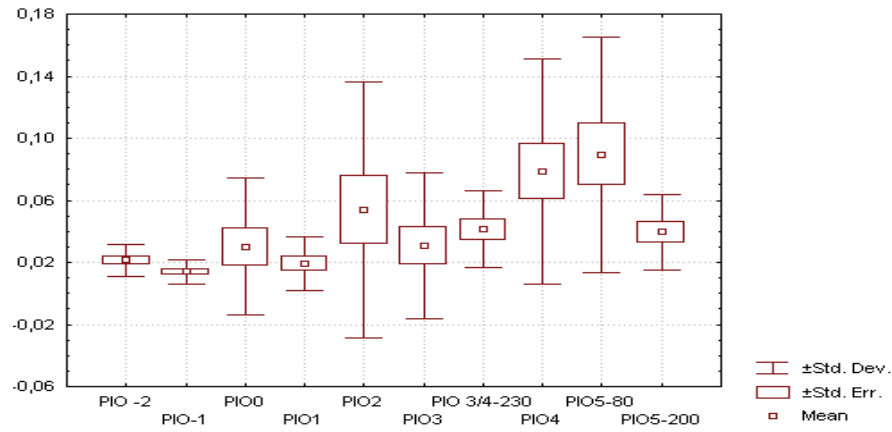


Fig. 3.4.1.11 Box & Whisker relativi alla distribuzione dell'ammonio nei piezometri del pioppeto

Nel canneto (Fig. 3.4.1.12) i piezometri più superficiali presentano concentrazioni generalmente più elevate e variabili rispetto ai piezometri più profondi e ciò è particolarmente evidente per i piezometri all'inizio e alla fine del canneto che presentano medie di 0,70 e 0,60 mg/l rispettivamente. Il contenuto di azoto ammoniacale nei piezometri a maggiore profondità si attesta tra 0,02 e 0,05 mg/l.

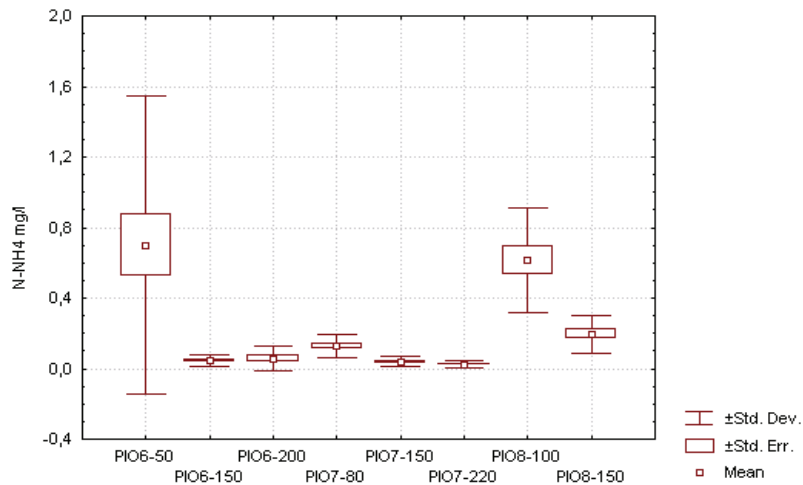


Fig. 3.4.1.12 Box & Whisker relativi alla distribuzione dell'ammonio nei piezometri del canneto

Riguardo all'azoto organico le concentrazioni misurate all'interno del pioppeto sono piuttosto variabili, ma non sembra esservi una relazione con la posizione alla quale sono collocati i piezometri. E' invece da sottolineare che nella porzione iniziale del canneto si misurano le concentrazioni più elevate dell'intero transetto con una media di 2,80 mg/l.

I livelli di fosforo totale disciolto sembrano risentire della vicinanza al campo di mais infatti le concentrazioni più elevate all'interno del pioppeto, con massimi intorno ai 30 $\mu\text{g/l}$, si sono riscontrate ad una distanza dal campo compresa tra 9 m e 38 m. A partire dal PIO 1, distante 48 m dal campo di mais, sino al canneto le concentrazioni misurate si mantengono più costanti e più basse, al di sotto di 8 $\mu\text{g/l}$ (Fig. 3.4.1.13). I test statistici non hanno però evidenziato differenze significative.

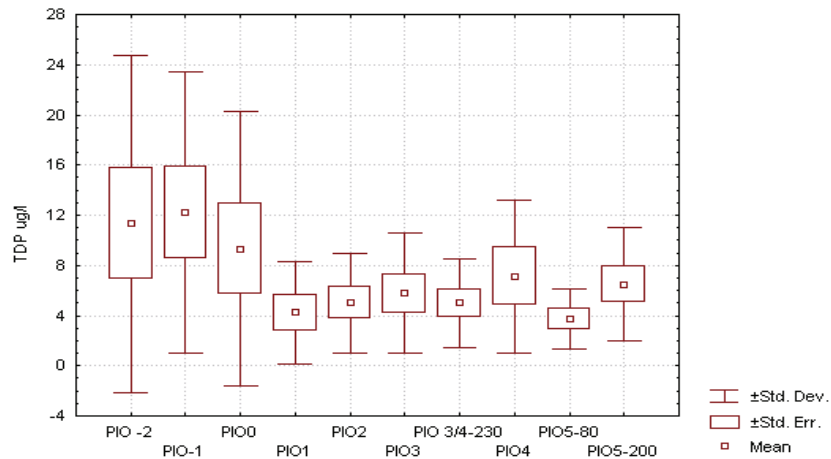


Fig. 3.4.1.13 Box & Whisker relativi alla distribuzione fosforo totale disciolto nei piezometri del pioppeto

Il canneto sembra invece rappresentare di per sé una fonte di fosforo è infatti nel PIO6-50 si osservano le concentrazioni più alte in assoluto con una media di 40 $\mu\text{g/l}$ cioè circa 5 volte i valori misurati nella porzione terminale del pioppeto (Fig. 3.4.1.14). Questi valori diminuiscono però con la profondità e a 150-200 m al di sotto del piano campagna, raggiungono concentrazioni intorno a 10 $\mu\text{g/l}$ confrontabili con quelle misurate mediamente nel lago.

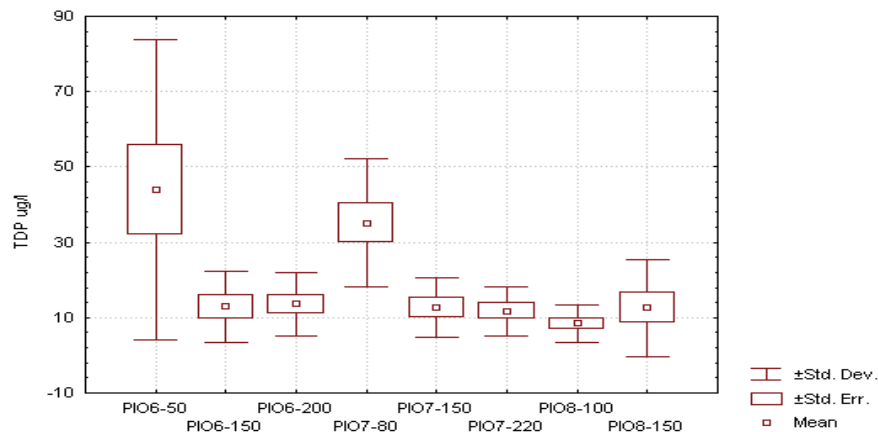


Fig. 3.4.1.14 Box & Whisker relativi alla distribuzione del fosforo totale disciolto nei piezometri del canneto

3.4.2 Variabilità stagionale

L'elevata variabilità stagionale del regime pluviometrico durante il periodo di studio ha avuto delle dirette conseguenze sulle caratteristiche idrologiche della fascia riparia lacustre oggetto di questa indagine e conseguentemente anche sul movimento e la disponibilità di alcuni soluti presenti nelle acque sotterranee. Oltre alla pioggia, anche le variazioni stagionali della temperatura, tipiche dei climi temperati, influenzando soprattutto i processi biologici, hanno certamente avuto un ruolo nel modificare la composizione chimica delle acque. Tra le specie chimiche che mostrano una notevole variabilità nell'arco idrologico considerato, cioè da marzo 2003 a luglio 2004, verranno illustrate quelle più significative per comprendere i principali processi biochimici che avvengono nelle fasce riparie.

Come si può osservare dai grafici in Fig. 3.4.2.1 per molti piezometri vi è una mancanza di dati da maggio 2003 a dicembre 2003 dovuta all'assenza d'acqua alla profondità a cui veniva effettuato il campionamento. Nella porzione di transetto più vicina al campo (8-20 m) a circa 3 m di profondità non è stato possibile campionare fino a dicembre 2003, con l'eccezione di un dato sporadico corrispondente al campionamento di aprile.

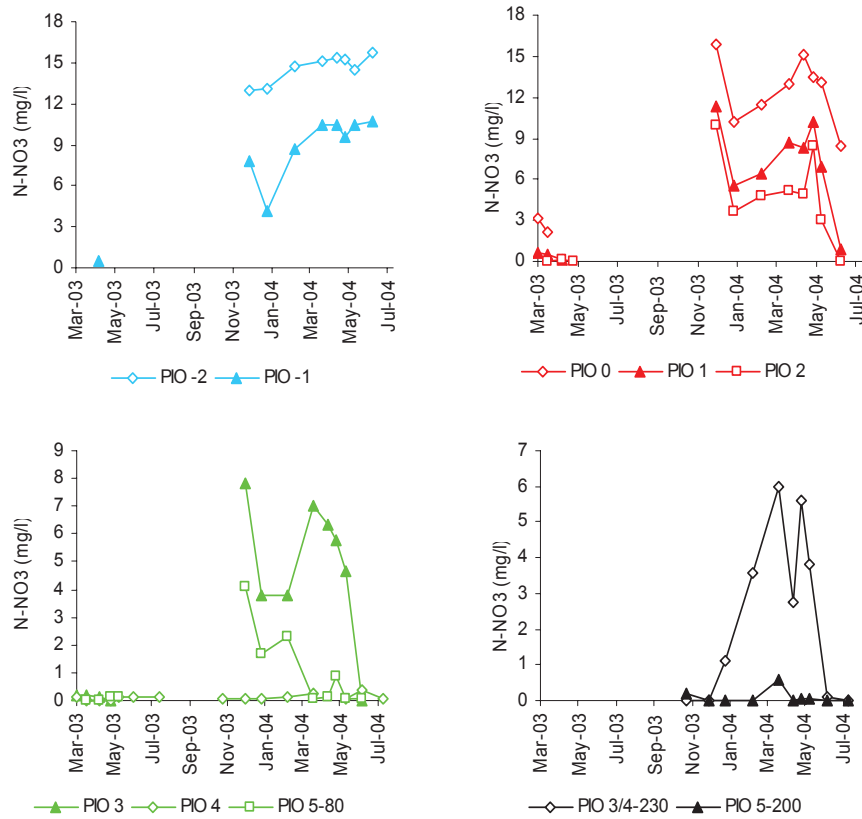


Fig. 3.4.2.1 Andamento delle concentrazioni di azoto nitrico nei piezometri del pioppeto

Nel periodo da marzo a maggio 2003, i dati disponibili mostrano una condizione generale caratterizzata da basse concentrazioni di azoto nitrico comprese tra 3 mg/l e valori inferiori al limiti di rilevabilità (0,02 mg/l). Anche in questa condizione è però evidente un gradiente di concentrazioni dal campo verso il lago come mostrato in Fig. 3.4.2.2. Da marzo a maggio 2003 sono caduti circa 60 mm di pioggia, i livelli dell'acqua sotterranea all'interno della fascia riparia erano minimi e, conseguentemente, nonostante le fertilizzazioni effettuate nello stesso periodo, non si è verificato nessun effetto di dilavamento.

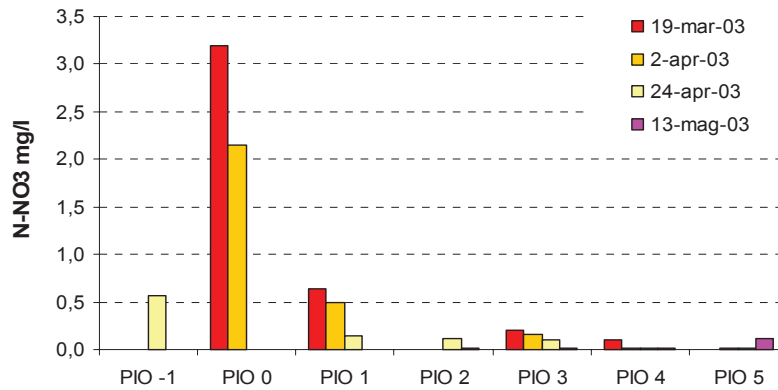


Fig. 3.4.2.2 Distribuzione dell'azoto nitrico nei piezometri del pioppeto

L'aumento della piovosità registrato durante l'autunno 2003 ha consentito, nel dicembre 2003, l'innalzamento dei livelli di acqua sotterranea e ha originato un picco massimo di azoto nitrico in tutto il transetto all'interno del pioppeto con concentrazioni comprese tra 17 e 7 mg/l nei piezometri più vicini al campo. Il consistente dilavamento dei terreni agricoli ricchi di azoto ha dato luogo ad un flusso subsuperficiale di acqua arricchita di nitrati che, nel suo percorso verso il lago si è però gradualmente depurata fino ad arrivare a concentrazioni prossimi al limite di rilevabilità a circa 70 m dal campo. L'unica eccezione è rappresentata dal PIO5-80, nella porzione terminale del transetto ad una profondità inferiore (80 cm) rispetto agli altri punti di prelievo, che fa registrare un valore massimo di N-NO₃ in quella data.

Successivamente, durante i mesi primaverili fino alla fine di giugno, le concentrazioni di nitrato in ingresso nella fascia riparia, a 8 m dal campo coltivato, si sono mantenute intorno a valori relativamente alti compresi tra 12,9 e 14,7 mg/l. A circa 20 m, allontanandosi dal campo, si osservano invece delle variazioni già nel mese di gennaio quando si registra un calo di concentrazioni di 4-6 mg/l di N-NO₃ in tutti i piezometri del transetto fino al PIO3. Nei mesi successivi fino a maggio i livelli di nitrato tornano a salire probabilmente come risposta alle intense piogge e alle applicazioni di fertilizzanti che vengono effettuate da marzo a maggio.

Le concentrazioni di N-NO₃ nell'acqua sotterranea prelevata all'interno del canneto non mostra modificazioni significative durante l'intero periodo di studio. Solo nei piezometri collocati più superficialmente (PIO6-50 e PIO7-50) si

è osservato in corrispondenza del campionamento di dicembre 2003 un lieve incremento, da valori mediamente inferiori a 0,10 mg/l a 0,40 mg/l (Fig. 3.4.2.3).

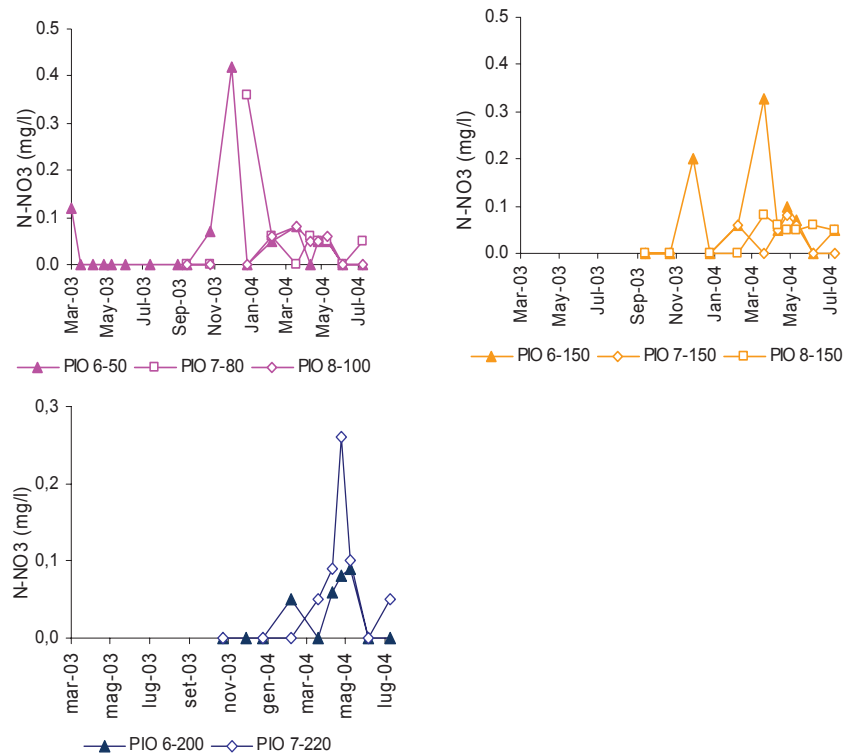


Fig. 3.4.2.3 Andamento delle concentrazioni di azoto nitrico nei piezometri del canneto

Anche nell'unico punto di prelievo in una zona riparia boscata adiacente all'area sperimentale, corrispondente al piezometro ONTA4 distante circa 20 m dal canneto, non si osserva nessuna variazione significativa nelle concentrazioni di azoto nitrico da marzo 2003 a luglio 2004 (Fig. 3.4.2.4).

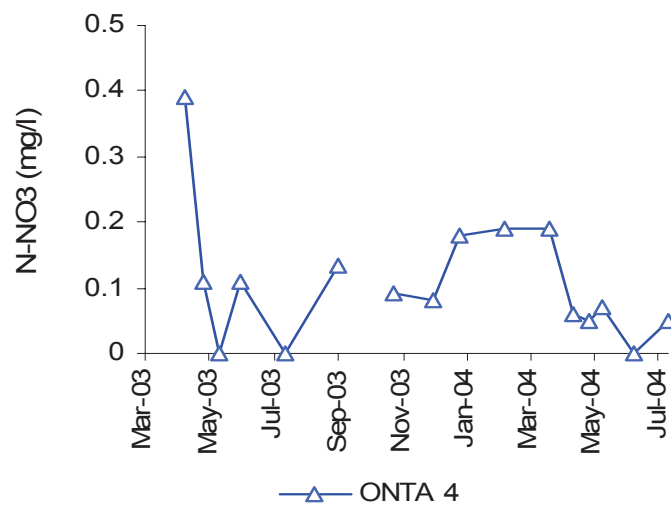


Fig. 3.4.2.4 Andamento delle concentrazioni di azoto nitrico nel piezometro ONTA4

A differenza del nitrato, l'azoto ammoniacale presenta concentrazioni relativamente basse e costanti durante l'intero periodo di campionamento in quasi tutti i piezometri. In alcuni, quali il PIO3, PIO4 e PIO5-80 nella porzione di transetto più vicina al canneto, è possibile osservare una differenza tra i mesi siccitosi del 2003 e il periodo più piovoso che, a partire da dicembre 2003, promuove un aumento del livello dell'acqua sotterranea accompagnato da una diminuzione delle concentrazioni di ammonio da 200 µg/l a 10-50 µg/l. Nell'acquifero superficiale (50-100 cm) sottostante il canneto i livelli di azoto ammoniacale sono sensibilmente più alti e variabili con la stagionalità. Da marzo 2003, l'N-NH4 nel PIO6-50, ha mostrato un trend in diminuzione da 3,5 mg/l a 0,3 mg/l alla fine di luglio. A settembre si è registrato un rialzo (0,8 mg/l) e, successivamente, di nuovo una diminuzione delle concentrazioni fino a luglio 2004 (Fig. 3.4.2.5).

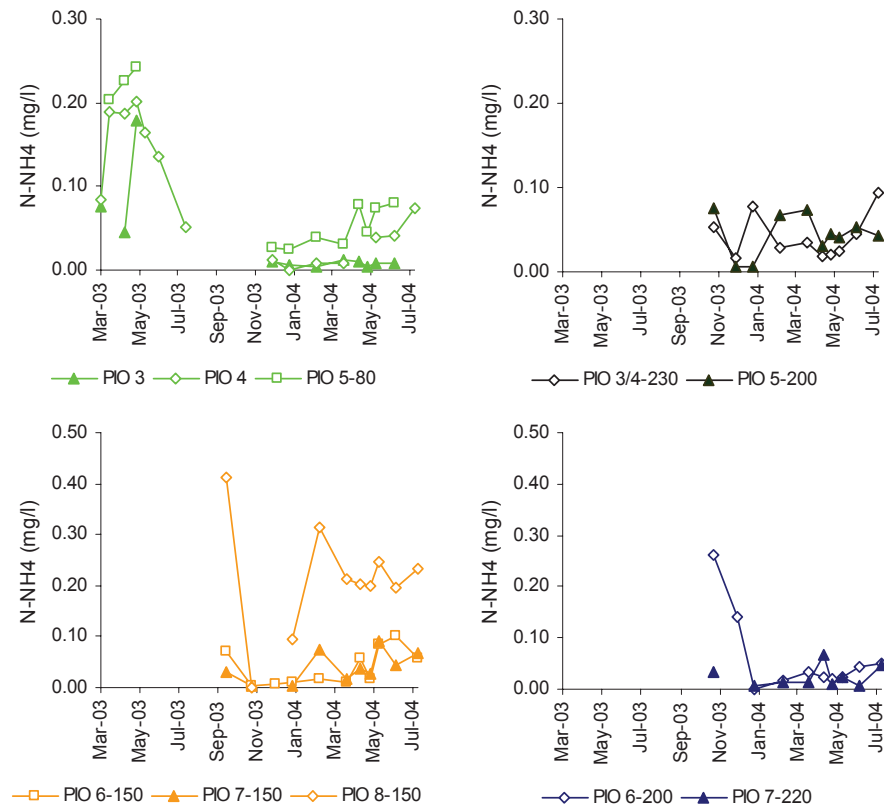


Fig. 3.4.2.5 Andamento delle concentrazioni di azoto ammoniacale nei piezometri

Come si può osservare dalla Fig. 3.4.2.6 anche il solfato, come il nitrato presenta all'interno del pioppeto, un innalzamento delle concentrazioni a partire da dicembre 2003, cioè in seguito ad un periodo di intense piogge verificatesi dopo un lungo periodo di siccità. L'effetto del dilavamento, che sembra non alterare i livelli di SO_4 nella porzione di acquifero più lontano dal lago, promuove un incremento delle concentrazioni che sembra amplificarsi man mano che ci si avvicina al lago. Le concentrazioni di SO_4 passano infatti da circa 25 mg/l a 60 mg/l a 60 m, 80 mg/l a 30 m, 120 mg/l a 20 m ed infine 170 mg/l in prossimità del canneto.

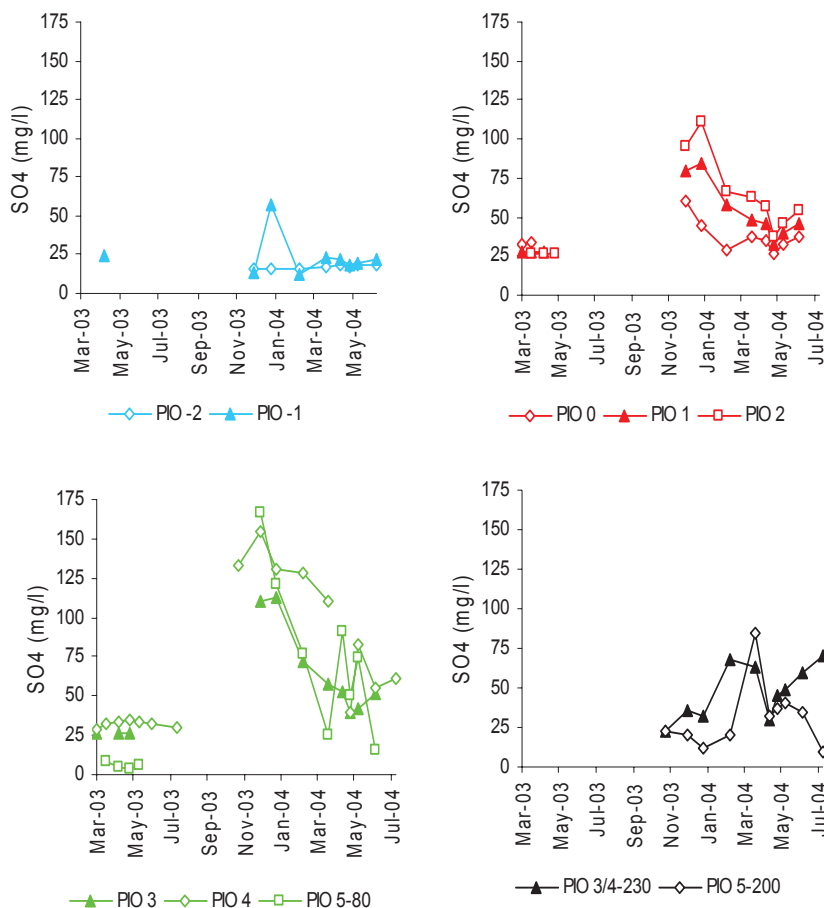


Fig. 3.4.2.6 Andamento delle concentrazioni di solfato nei piezometri del pioppeto

All'interno del canneto i livelli di solfato subiscono rilevanti variazioni quantitative nelle acque sotterranee a 50-100 cm al di sotto del piano campagna (Fig. 3.4.2.7). Nei piezometri PIO6 e PIO7 infatti, le concentrazioni mostrano un incremento esponenziale da valori compresi tra 3 e 18 mg/l a concentrazioni di centinaia di mg (500-700 mg/l) a partire da settembre 2003. Dopo il campionamento di dicembre, si assiste invece ad una graduale calo fino a valori di 40 mg/l misurati alla fine di luglio 2004. Alle profondità più elevate non si osservano significative variazioni per questo anione.

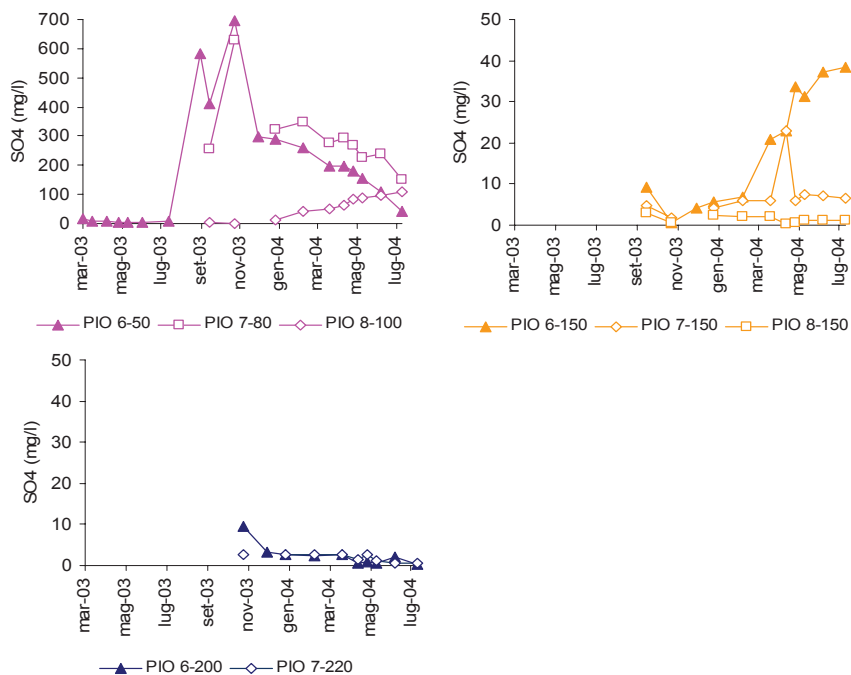


Fig. 3.4.2.7 Andamento delle concentrazioni di solfato nei piezometri del canneto

L'evoluzione temporale del fosforo totale disciolto all'interno del pioppeto, fino a circa 60 m dal campo, si caratterizza per la presenza di un picco invernale, successivo alle intense piogge di novembre-dicembre 2003, e un secondo picco alla fine di maggio probabilmente correlato ad un evento di fertilizzazione. Ad una distanza maggiore dal campo, quindi dai piezometri PIO3 a seguire verso il lago, le concentrazioni sono in generale più basse e questi massimi sono meno visibili (Fig. 3.4.2.8).

All'interno del canneto, i dati suggeriscono un aumento generale delle concentrazioni col sopraggiungere della stagione più calda. Questa tendenza è molto evidente nelle acque più superficiali e in particolare nel PIO6, a 50 cm di profondità, dove in giugno si superavano i 100 µg/l (Fig. 3.4.2.9).

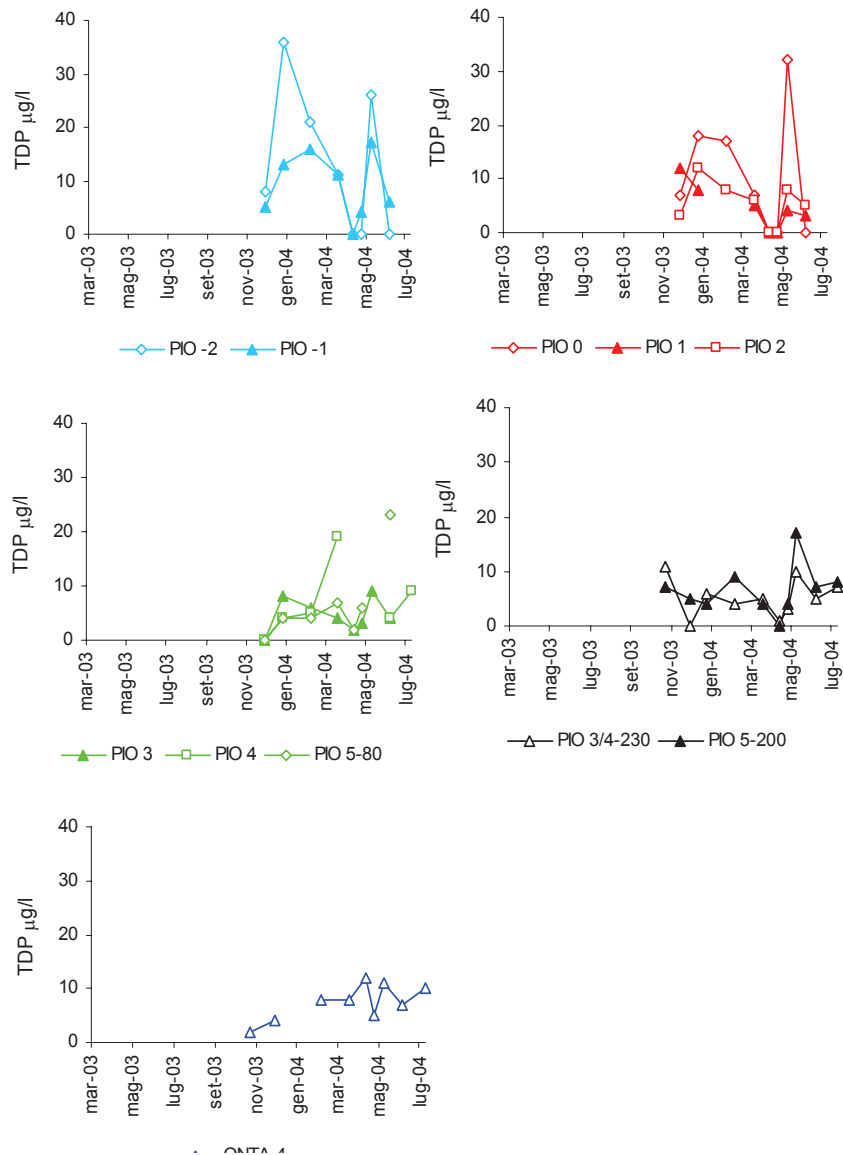


Fig. 3.4.2.8 Andamento delle concentrazioni di fosforo totale disciolto nei piezometri del pioppeto e in ONTA4

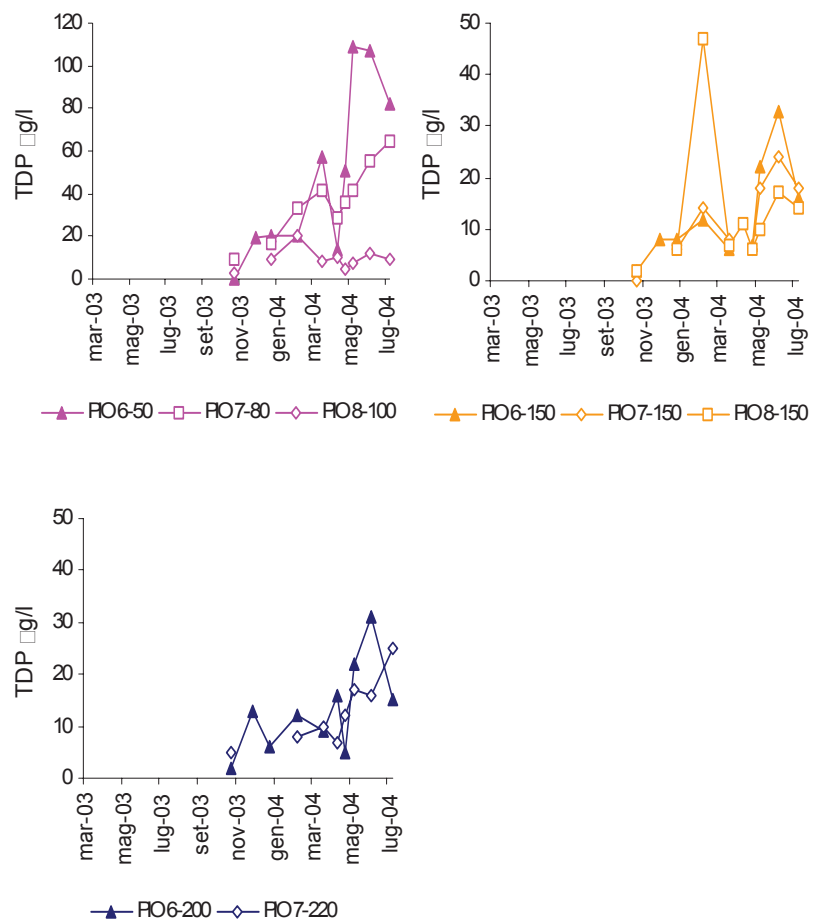


Fig. 3.4.2.9 Andamento delle concentrazioni di fosforo totale disciolto nei piezometri del canneto

3.5 Principali trasformazioni biochimiche

Nella fascia riparia, oggetto di questa indagine, sono presenti due sistemi ecologici relativamente distinti l'uno dall'altro per le loro caratteristiche morfologiche, idrologiche e vegetazionali: l'area coltivata a pioppeto, adiacente al campo agricolo, con proprietà più mesofile e il canneto, periodicamente invaso dall'acqua del lago e quindi più rappresentativo di un ambiente igrofilo. Le analisi chimiche effettuate sulle matrici acquose nel corso di questa indagine indicano come anche i processi biochimici, ipotizzabili nelle due aree, siano relativamente diversi per qualità ed entità.

3.5.1 Zolfo

In genere, nelle aree umide lo zolfo non costituisce un fattore limitante la crescita di piante e animali, essendo raramente presente a concentrazioni basse. Relativamente all'area studiata, i risultati ottenuti indicano che, a differenza del pioppeto, dove è relativamente abbondante con variazioni legate al flusso dell'acqua, lo zolfo nel canneto è invece il protagonista di molte trasformazioni biologiche che ne influenzano la speciazione e le concentrazioni. Nel canneto infatti, si osservano delle profonde differenze spaziali e stagionali (Fig. 3.4.2.9) con, ad esempio, concentrazioni anche superiori a 700 mg/l, nella porzione di suolo saturo più superficiale, e livelli costantemente bassi, con minimi di 0,2 mg/l, a 200 cm di profondità. Questa diminuzione del solfato con la profondità è da attribuire ai processi di "riduzione assimilatoria del solfato", operata da alcuni batteri anaerobi obbligati come *Desulfovibrio* che utilizza il solfato come accettore terminale di elettroni nella respirazione anaerobica. Il prodotto di reazione è l'acido solfidrico il cui particolare odore si riscontra spesso durante il campionamento dell'acqua nei piezometri più profondi. Un riscontro indiretto della reazione di riduzione del solfato è l'aumento dell'alcalinità, infatti per ogni mole di solfato ridotto si ha la produzione di 2 eq di HCO_3^- . Come si può osservare in Fig. 3.5.1.1 nell'acqua del canneto vi è una correlazione negativa tra SO_4 e HCO_3^- , fino a valori di HCO_3^- di 6 meq/l. L'ulteriore incremento di alcalinità può essere spiegato considerando il comportamento dei cloruri che, come descritto nel § 3.4.1, diminuiscono sensibilmente alle profondità maggiori e sono ben correlati all' HCO_3^- (Fig. 3.5.1.2). Tale diminuzione non può essere spiegata né da trasformazioni biologiche, essendo il cloruro conservativo, né da eventuali processi di diluizione dal momento che l'acqua del lago ha concentrazioni di Cl costanti di 5 mg/l. Si è quindi ipotizzato un fenomeno di adsorbimento anionico sulla matrice di scambio del suolo, che pur non essendo molto frequente, potrebbe verificarsi in una condizione in cui tutto il solfato è

stato consumato nei processi riduttivi. Tale adsorbimento potrebbe causare un rilascio di ioni bicarbonato che verrebbero sostituito dai cloruri, specie che viene trattenuta più efficacemente.

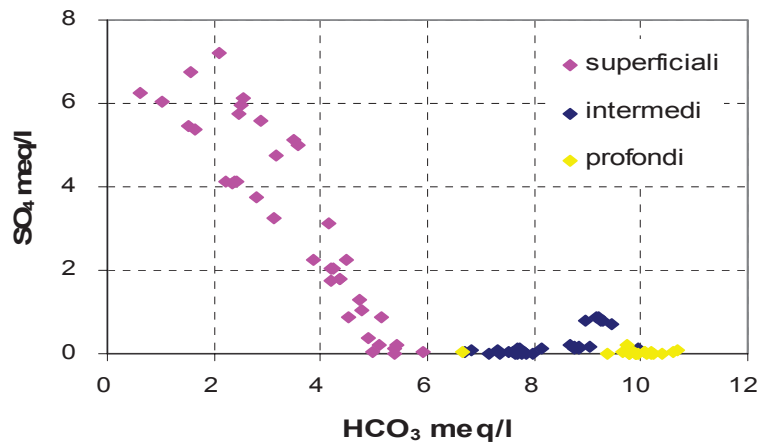


Fig. 3.5.1.1 Correlazione tra i solfati e l'alcalinità totale nei piezometri del canneto

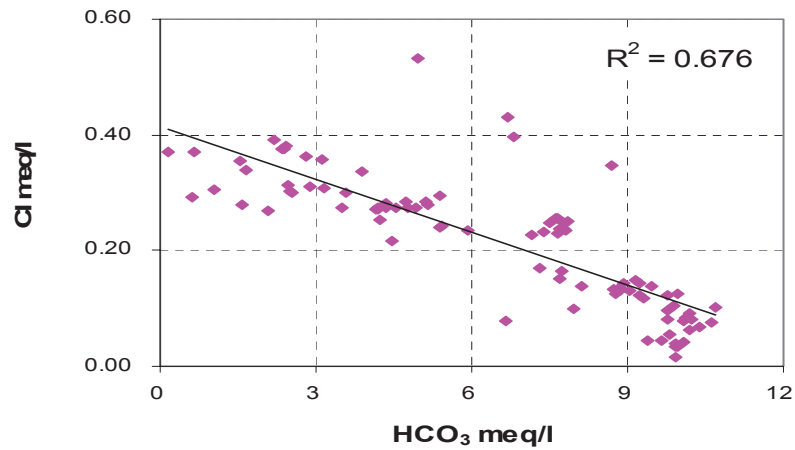


Fig. 3.5.1.2 Regressione lineare tra i cloruri e l'alcalinità totale nei piezometri del canneto

Le ampie variazioni nei livelli di solfato che si osservano nei strati più superficiali sono invece dovute alla ossidazione dei solfuri a zolfo e solfati che

avviene in zone aerobiche per la presenza di alcune specie di *Thiobacillus*. Oltre alla presenza della sostanza organica, è risultato importante, nelle trasformazioni del solfato, il grado di immersione del canneto che potrebbe influenzare lo spessore di quello strato aerobico, sempre presente nei suoli delle aree umide, all'interfaccia suolo/acqua. La Fig. 3.5.1.3 mostra come le concentrazioni più elevate di solfato si siano misurate nel momento in cui la differenza tra livello del lago e il piano campagna del canneto era massima (40 cm).

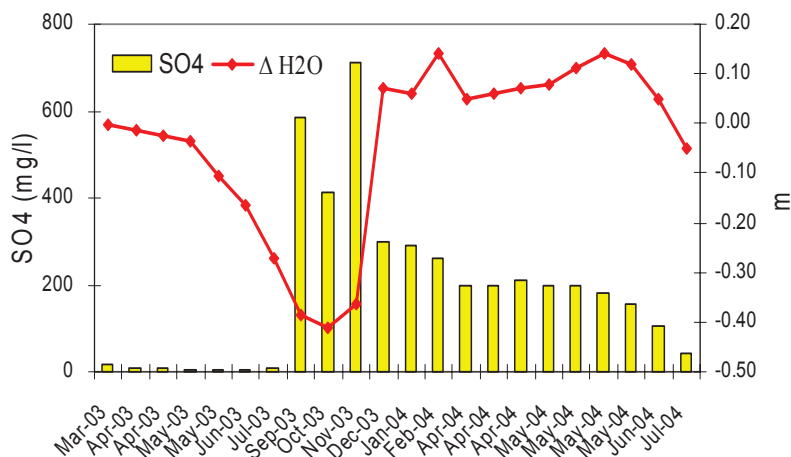


Fig. 3.5.1.3 Andamento dei solfati in relazione alla differenza tra il livello del lago e il piano campagna del canneto (ΔH_2O)

3.5.2 Azoto

I risultati ottenuti relativi alla chimica delle specie azotate indicano che l'area riparia studiata ha un ruolo importante nel controllare le trasformazioni dell'azoto presente nel flusso d'acqua sotterranea. Si osserva infatti un gradiente di azoto nitrico dal confine superiore dell'area a pioppeto fino al lago, con concentrazioni che si riducono da 15-18 mg/l a valori prossimi al limite di rilevabilità, in circa 60 m di distanza. L'analisi delle evoluzioni temporali e spaziali del nitrato indica che la sorgente di azoto è rappresentata dai campi agricoli posti ad una quota altimetrica superiore rispetto all'area di studio, che vengono dilavati durante gli intensi eventi di pioggia. A sostegno di tale ipotesi si ricorda inoltre che nell'unico punto di prelievo all'interno di un'area boscata

naturale non adiacente a campi agricoli il nitrato si mantiene costantemente al di sotto di 0,20 mg/l. I quantitativi di azoto generalmente utilizzati per la coltura del mais nel bacino di Candia sono di circa 200 kg N per ettaro e comprendono l'applicazione di concime ternario NPK dopo l'aratura e alla semina, nitrato ammonico in copertura e infine urea.

Il confronto tra un periodo relativamente asciutto, quale la primavera-estate del 2003, e l'anno successivo, caratterizzato da intense piogge sia nei mesi invernali che primaverili, ha messo in luce l'importanza del regime pluviometrico nel determinare i livelli di azoto in ingresso nella fascia riparia. Infatti le fertilizzazioni nel 2003 non hanno originato alcun picco nelle concentrazioni di nitrato che, probabilmente, data la scarsità d'acqua, è rimasto immobilizzato negli strati più superficiali del suolo e nella vegetazione. Solo a seguito delle piogge verificatesi da ottobre a dicembre 2003 si è registrato un aumento in tutto il transetto studiato.

La riduzione della concentrazione di azoto nitrico nell'acqua sotterranea che fluisce in una fascia riparia è attribuibile alla denitrificazione batterica (Groffman et al., 1992; Pinay et al., 1993), all'uptake vegetazionale (Jordan et al., 1993; O'Neil e Gordon, 1994), e alla diluizione (Hill, 1990; Böhlke e Denver, 1995; Komor e Magner, 1996). C'è una considerevole incertezza circa l'importanza relativa di questi meccanismi di rimozione e la loro relazione con il regime idrologico. I processi di trasformazione dell'azoto variano molto tra le diverse tipologie di aree riparie e vengono riportati in letteratura anche alcuni esempi di scarsa o addirittura nulla rimozione dell'azoto (Devito et al., 1989, Sabater et al., 2003).

Non avendo misurato direttamente la denitrificazione e l'azoto assimilato dalla vegetazione, si è stimato il potenziale effetto della diluizione mettendo in relazione l'andamento dell'azoto nitrico con quello del cloruro che, essendo una specie conservativa, non è soggetta a trasformazioni biologiche. Il rapporto $N-NO_3 : Cl$ è infatti un utile indicatore per valutare quei processi di rimozione non assimilabili a effetti di diluizione o dispersione. Come si può osservare in Fig. 3.5.2.1 questo rapporto diminuisce con l'aumentare della distanza del campo e tale diminuzione diventa più repentina col sopraggiungere della stagione estiva. Confrontando le concentrazioni di Cl all'ingresso del pioppeto e a una distanza di circa 60 m (PIO4) dovremmo addirittura attenderci un aumento nelle concentrazioni di nitrato. Infatti, come descritto nel § 3.4.1 (Fig. 3.4.1.6), i livelli di cloruro sono più elevati nella porzione centrale del transetto, probabilmente perché diminuisce lo spessore dell'acquifero o per una possibile perdita d'acqua per traspirazione con un conseguente effetto di concentrazione dei soluti nell'acqua sotterranea. Possiamo quindi escludere un ruolo dei processi fisici nella riduzione dell'azoto inorganico nell'area considerata che è interamente da attribuire a processi biologici. Inoltre occorre considerare che la quantità di

nitrito rimossa è in realtà maggiore di quella che potremmo desumere semplicemente sottraendo la concentrazione di NO_3 in uscita a quella in ingresso.

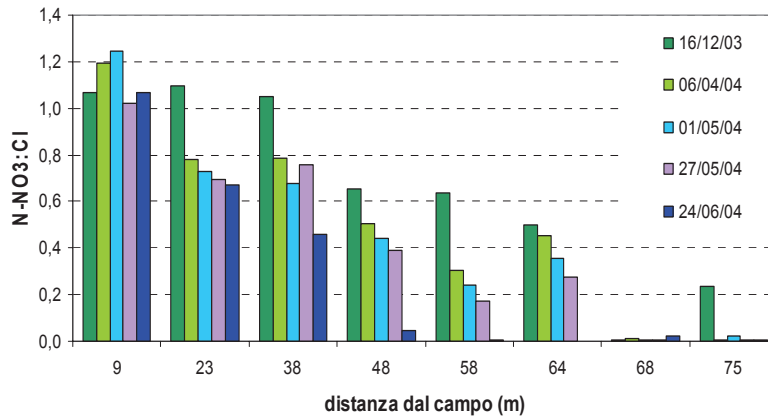


Fig. 3.5.2.1 Rapporto tra le concentrazioni di nitrito e cloruro lungo il transetto

I processi responsabili della riduzione del nitrito lungo il transetto nella porzione a pioppeto sembrano essere legati alla stagionalità e quindi alla temperatura. Infatti come si può osservare in Fig. 3.5.2.2 in inverno la più significativa riduzione del nitrito si verifica a 68 m dal campo di mais, mentre in estate le concentrazioni passano da 8,5 a 0,9 mg/l già a 48 m. Potremmo quindi supporre che nei mesi più caldi, caratterizzati dalla ripresa dell'attività vegetativa, vi sia un contemporaneo effetto della denitrificazione batterica e dell'uptake della vegetazione nel ridurre i livelli di nitrito negli orizzonti saturi del suolo.

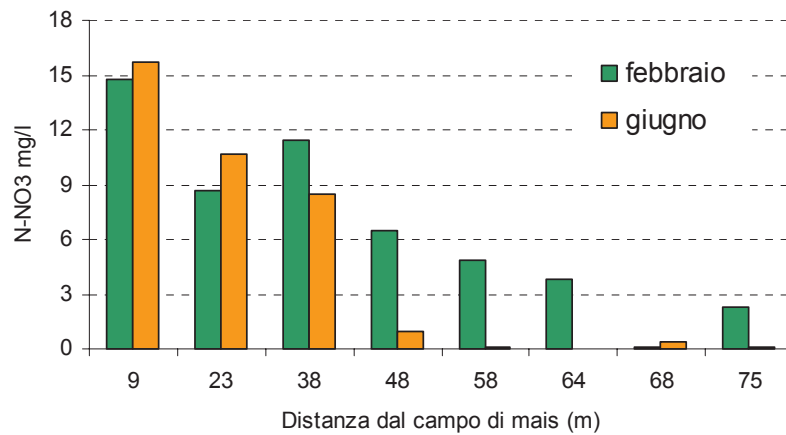


Fig. 3.5.2.2 Riduzione del nitrato lungo il transetto in due diverse stagioni

Il principale fattore limitante la denitrificazione batterica è l'ossigeno, infatti i batteri denitrificanti sono anaerobi facoltativi e solo in assenza di ossigeno, cominciano ad utilizzare il nitrato nei processi di respirazione. La misura dell'ossigeno nell'acqua sotterranea è stata effettuata in campo ed è risultata in realtà un'operazione piuttosto delicata che non siamo riusciti ad eseguire in tutti i campionamenti e in tutti i piezometri. I dati parziali ottenuti indicano una maggiore disponibilità di ossigeno all'inizio del transetto dove, nel periodo più piovoso si accumula una maggiore quantità d'acqua anche a poche decine di cm dal piano campagna. Spostandosi verso il lago, la soggiacenza dell'acqua sotterranea diminuisce e anche l'ossigeno sembra in generale meno disponibile, come si può osservare in Fig. 3.5.2.3 dove vengono riportati alcuni esempi. Una tendenza opposta si rileva invece per il DOC, del quale viene riportato, nella stessa figura, un valore medio relativo a tre date. Il carbonio organico rappresentando la fonte principale di energia per le popolazioni batteriche può controllare e limitare il tasso di denitrificazione come suggerito da alcuni Autori (Devito et al., 2000). Le concentrazioni misurate sono simili a quelle riportate per un'area riparia del Maryland nella quale si sono registrate delle medie annuali comprese tra 2 e 3 mg/l (Jordan et al. 1993). Devito et al. (2000) hanno misurato invece concentrazioni più alte, tra 10 e 18 mg/l, negli orizzonti organici superficiali di

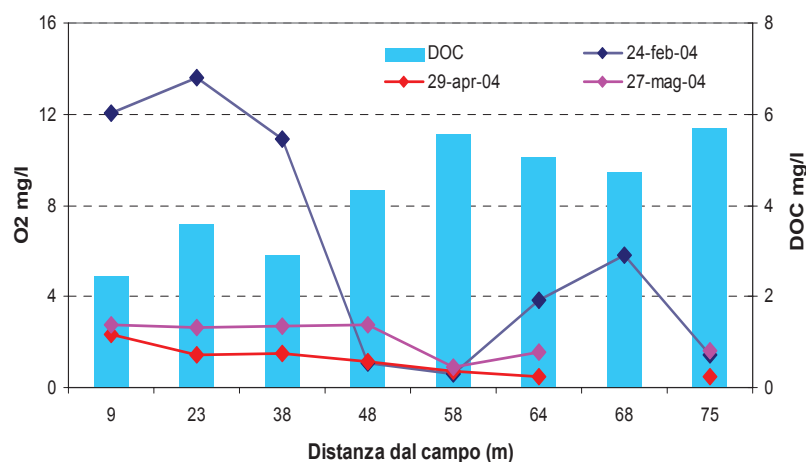


Fig. 3.5.2.3 Distribuzione del ossigeno e del carbonio organico disciolto lungo il transetto

un'area riparia nell'Ontario. Alcuni Autori affermano che concentrazioni inferiori a 4-5 mg/l sono insufficienti a sostenere la denitrificazione in sedimenti sabbiosi (Starr e Gillham, 1993), mentre altri sottolineano che il carbonio organico solubile nell'acqua sotterranea è la risultante di continui processi di consumo biologico e di rifornimento attraverso le trasformazioni del particolato organico (Jordan et al., 1993). Occorre inoltre ricordare che alcuni batteri denitrificanti sono in grado di utilizzare substrati inorganici come la pirite in alternativa al carbonio.

Un'ulteriore elemento che indica come la denitrificazione sia probabilmente il principale processo responsabile della rimozione dell'azoto nell'area studiata è rappresentato dall'evoluzione spaziale e temporale dello ione bicarbonato. Come descritto nel § 3.4.1 le più significative variazioni spaziali riscontrate nell'acqua sotterranea sono l'aumento dell'alcalinità e la diminuzione del nitrato procedendo dal campo verso il lago. Ordinando i dati in quattro gruppi in base alle concentrazioni di azoto nitrico e analizzando l'alcalinità di ogni gruppo attraverso i box&whisker appare chiaro come l'alcalinità diminuisca all'aumentare dell'azoto nitrico (Fig. 3.5.2.4). La significatività di tali differenze è risultata altamente significativa ($p < 0,00001$) in base al test statistico di Kruskal Wallis. La riduzione sequenziale del nitrato ad azoto gassoso comporta un consumo di H^+ e la produzione di alcalinità che aumenta proporzionalmente alle moli di nitrato consumate (Kelly & Rudd, 1984). Oltre alla denitrificazione, anche la riduzione del solfato comporta la produzione di ioni bicarbonato, ma dal punto di vista termodinamico la prima reazione è favorita perché produce una

maggiore quantità di energia. In ambienti naturali soggetti ad una graduale diminuzione del potenziale redox per consumo batterico di accettori di elettroni, ci si aspetta una sequenza di reazioni metaboliche che comportano all'inizio la perdita di ossigeno, quindi la diminuzione del nitrato seguita da quella del solfato.

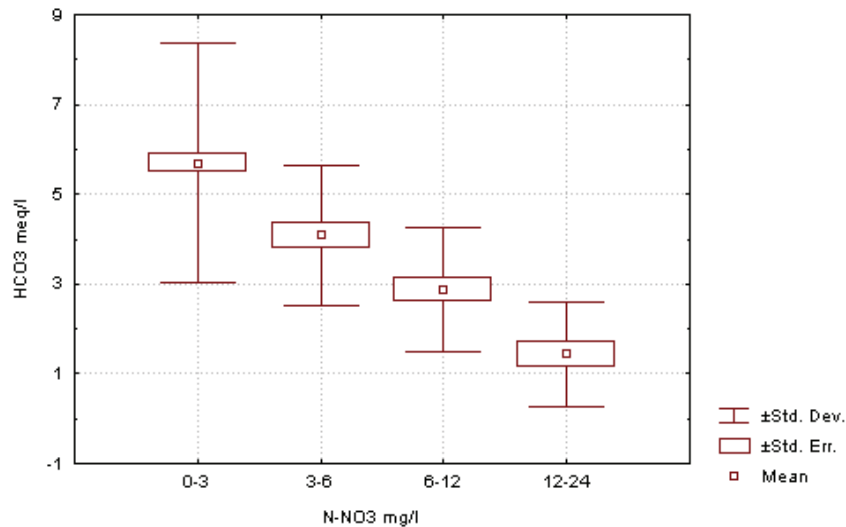


Fig. 3.5.2.4 Distribuzione del nitrato in relazione all'alcalinità totale

All'interno del canneto, alle tre diverse profondità considerate (50-100, 150 e 200 cm), il nitrato era sempre presente a concentrazioni bassissime, prossime a limite di rivelabilità (0,05 mg/l). Questo ambiente si caratterizza per la presenza di acque ferme e per un abbondante biomassa vegetale che durante la fase vegetativa richiede elementi nutritivi, mentre in fase di decomposizione costituisce il substrato organico per una serie di processi microbici. Il carbonio organico misurato a livello del PIO6-50, nell'aprile e maggio 2003, raggiungeva concentrazioni di 48 e 68 mg/l. Quindi è evidente che la richiesta di nitrato in questo ambiente è sicuramente più elevata della sua disponibilità, considerando inoltre che, sia l'acqua sotterranea proveniente dal bacino che quella del lago, sono piuttosto povere di nitrato. In realtà, nelle aree umide, la fonte primaria di azoto mineralizzato è rappresentata dall'ammonio, nonostante, a differenza del nitrato, possa anche essere sequestrato nella matrice di scambio del suolo. L'effetto dell'ammonificazione, che converte l'azoto legato alla sostanza organica ad azoto ammoniacale, è evidente a Candia, nell'acqua interstiziale del canneto, dove alla profondità di 50-70 cm, la concentrazione di N-NH₄ raggiunge

anche i 3 mg/l. L'ammonio prodotto può poi essere assorbito dalle piante attraverso il sistema radicale o dai batteri anaerobi che lo convertiranno di nuovo in sostanza organica. Come si può osservare in Fig. 3.5.2.5 l'azoto organico presenta concentrazioni relativamente elevate nel canneto, da 1 a 7 mg/l, costituendo la specie azotata maggiormente rappresentata.

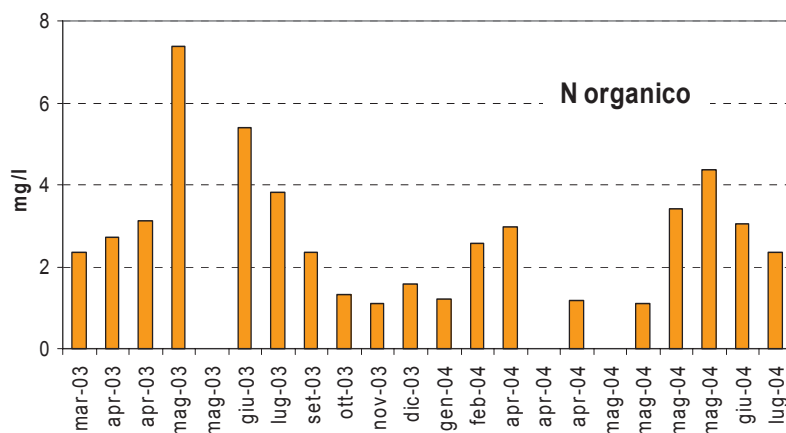


Fig. 3.5.2.5 Andamento dell'azoto organico nel PIO6-50

3.5.3 Fosforo

La circolazione del fosforo in un ambiente di transizione quale l'ecotono ripario è piuttosto complessa per i differenti processi sia biotici che abiotici che possono intervenire. A differenza del nitrato, specie chimica molto mobile, il destino del fosfato è strettamente collegato alla fase solida del suolo alla quale può legarsi sia attraverso meccanismi di adsorbimento che di precipitazione. Nei suoli minerali, solo una piccola frazione di fosforo è presente in forma disciolta, mentre la maggior parte è presente come fosfato di ferro o di alluminio, se l'ambiente è acido, o legato a calcio e magnesio in suoli alcalini (Reddy et al., 1999). L'adsorbimento dei fosfati sulle particelle di argilla è un processo molto importante nelle fasce riparie in quanto l'immobilizzazione nella fase solida impedisce al fosforo, che viene trasportato in questi sistemi attraverso il runoff o con le piene dei fiumi, di raggiungere l'acqua superficiale o sotterranea. Nelle aree umide, frequentemente inondate, dove prevalgono condizioni riducenti, il fosforo tende ad essere più disponibile. Infatti il passaggio del ferro dalla forma ferrica trivalente, a quella ferrosa, solubile, promuove il rilascio di fosforo in soluzione.

Nell'area riparia studiata, le differenze osservate tra i livelli di TDP nell'acqua sotterranea all'interno del pioppeto a distanze crescenti dal campo di mais, non sono risultate statisticamente significative. Ciò nonostante in alcuni eventi, come ad esempio nel campionamento successivo alle piogge invernali, o a fine maggio dopo l'ultima fertilizzazione, è evidente un trend in diminuzione dal campo verso il lago, con concentrazioni che si riducono di oltre il 60% in circa 50 m (Fig. 3.5.3.1).

Diversi studi condotti negli Stati Uniti hanno dimostrato che aree riparie forestate su suoli umidi con un alto contenuto minerale, erano in grado di rimuovere considerevoli quantità di fosforo (Peterjohn e Correl, 1984, Cooper e Gilliam, 1987, Mitsch e Gosselink, 2000). I meccanismi di ritenzione includono sia processi fisici come la sedimentazione, che processi biologici di uptake e accumulo di fosforo nella biomassa vegetale.

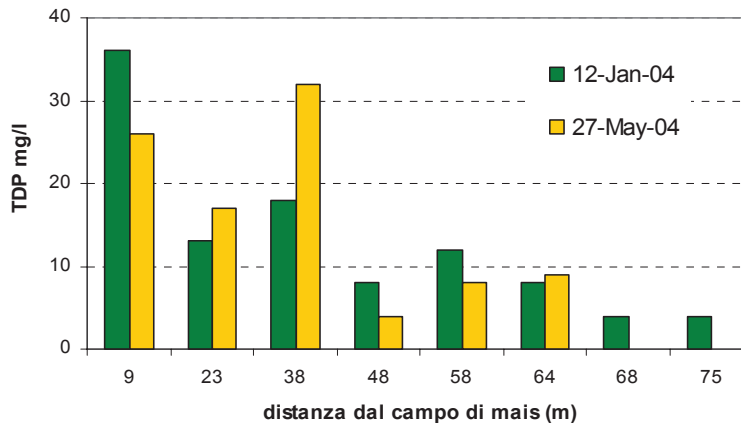


Fig. 3.5.3.1 Variazione stagionale del fosforo totale disciolto lungo il transetto

Decisamente diversa è la situazione nel canneto dove le concentrazioni di fosforo sono significativamente più alte rispetto a quelle misurate nel pioppeto, soprattutto se si considerano i piezometri più superficiali (PIO6-50, PIO7-80, PIO8-100) (Fig. 3.5.3.2).

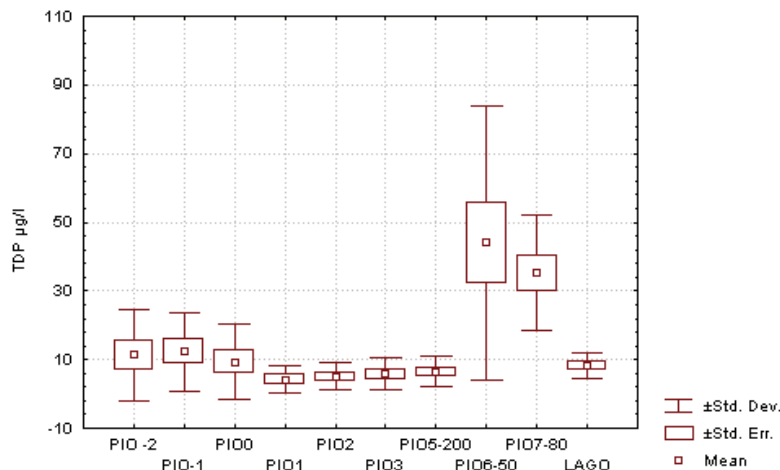


Fig. 3.5.3.2 Variazione stagionale del fosforo totale disciolto lungo il transetto

Il confronto tra i livelli di fosforo totale nel PIO6-50 e nelle acque del lago, a 1 metro di profondità, (Fig. 3.5.3.3) evidenzia come l'ambiente del canneto costituisca una sorgente anziché un filtro, particolarmente durante la stagione primaverile ed estiva. I processi biologici di assimilazione da parte della vegetazione e di decomposizione batterica della biomassa vegetale sono fondamentali nella dinamica dei nutrienti in questi ambienti caratterizzati da un'elevata produttività. Nei climi temperati dovremmo attenderci una maggiore ritenzione biologica durante il periodo vegetativo e il rilascio di azoto e fosforo durante il periodo di senescenza della vegetazione. In realtà, nel canneto di Candia, le concentrazioni sia di TP che di TDP aumentano durante i mesi più caldi (Fig. 3.4.2.9), suggerendo che i processi di rimobilizzazione del fosforo prevalgono su quelli di uptake, anche durante il periodo vegetativo. Tali processi sono, infatti, favoriti dalle condizioni riducenti che si instaurano all'interno del letto di rizomi e sotto di esso in conseguenza di due importanti fenomeni:

- i) l'intensa attività di demolizione della sostanza organica vegetale
- ii) il ridotto scambio gassoso dall'atmosfera all'acqua a causa della biomassa rizomata presente e dell'enorme quantità di biomassa vegetale morta (culmi secchi allettati e detrito più o meno grossolano) depositata sopra i rizomi stessi.

Il metabolismo microbico, inoltre, è maggiore quanto maggiore è la temperatura e questo spiega anche le concentrazioni più alte osservate in estate.

Inoltre la presenza pressoché costante di condizioni riducenti che favoriscono la mobilizzazione del fosfato è peraltro suggerita anche dai risultati relativi ad altre variabili, quali ad es. l'ossigeno e l'alcalinità.

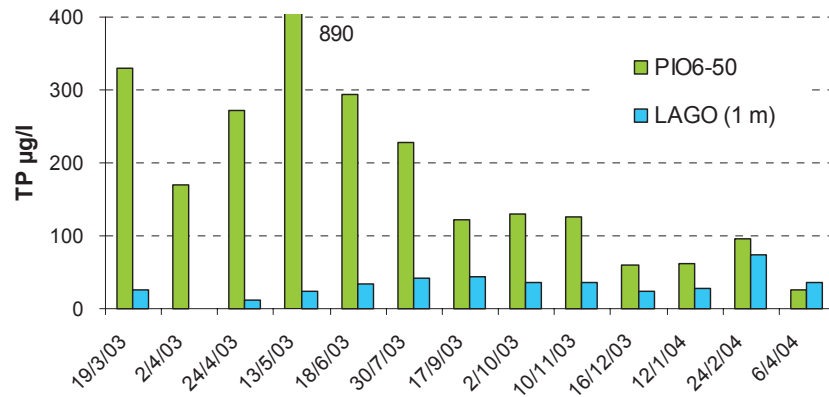


Fig. 3.5.3.3 Confronto tra l'andamento del fosforo totale nel lago e nel piezometro PIO6-50 posto nel canneto

4. IL FONTANILE FONTANIN (NO)

L'area sperimentale è stata installata in prossimità di un fontanile (Fontanin) all'interno del Parco del Ticino Piemontese nel comune di Cameri. Geograficamente si inserisce nella pianura irrigua ricadente della provincia di Novara, delimitata a Nord dalle Prealpi Novaresi, a Est dal fiume Ticino, a Sud dal confine regionale che separa il Basso Novarese dalla Lomellina (provincia di Pavia) e ad Ovest dal fiume Sesia.

Questa zona rappresenta una tipologia di ambiente caratteristico della pianura padana dove l'agricoltura è una delle attività prevalenti e i fontanili costituiscono una realtà tipica, dal momento che nella sola provincia di Novara ne sono presenti oltre 280.

Il fontanile Fontanin, è uno dei siti già studiati all'interno del progetto AQEM ("The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates"), svoltosi nel biennio 2000-2002, per i quali sono disponibili numerosi informazioni relative ai principali parametri chimico-fisici e alla comunità macrobentonica. Il Fontanin è un corso d'acqua del primo ordine che rientra nel bacino idrografico del Ticino da cui dista circa 1 Km. Scorre con forma sinuosa per una lunghezza di circa 900 m in una valle con una pendenza media dello 0,2%. In prossimità del campo sperimentale ha una larghezza variabile dai 2 ai 6 m e una profondità media misurata di 20 cm.

L'evoluzione morfologica del territorio in esame è legata alla successione dei fenomeni di deposito ed erosione di terreno, conseguenti all'attività fluvio-glaciale seguita al sollevamento post pliocenico, fenomeni che hanno portato alla formazione della Pianura Padana attraverso il colmamento del preesistente "golfo padano".

Il sistema idrogeologico è integrato da una fitta rete di canalizzazioni costruite dall'uomo a scopo irriguo, rete che effettua un interscambio di flussi idrici tra aree diverse; in particolare, i bacini del Ticino e del Sesia si collegano attraverso l'interconnessione operata dal sistema "Canale Cavour-Canale Regina Elena-Diramatore Alto Novarese". Tale sistema consente sia una integrazione degli apporti del Canale Cavour in casi di carenze dei fiumi alimentatori (Po e Dora Baltea) sia la possibilità di integrare le derivazioni dal fiume Sesia per le esigenze della fascia di pianura irrigua più occidentale. Complessivamente, quindi, la pianura novarese è irrigata dalle acque provenienti dai bacini del Po, della Dora Baltea, del Sesia, del Ticino, dell'Agogna e del Terdoppio novarese e dalle acque provenienti dalla falda freatica, affioranti grazie alla presenza di fontanili e risorgive.

Le acque sotterranee giocano un ruolo importantissimo nell'equilibrio delle disponibilità idriche, costituendo circa 1/3 delle portate totali. L'elevata permeabilità del suolo, i notevoli fabbisogni idrici richiesti, specie dalla coltura del riso, e l'inadeguata disponibilità delle fonti idriche esterne, hanno imposto fin dai tempi più antichi la necessità di sfruttare, a fini irrigui, le acque sotterranee che riemergono attraverso i fontanili e gli alvei drenanti dei fiumi che delimitano il territorio e dai torrenti che lo solcano da Nord a Sud.

La circolazione delle acque superficiali nella fitta rete di canali irrigui e di colto, il regime dell'irrigazione e della sommersione delle risaie ed i livelli della falda freatica che alimenta fontanili e risorgenze mantengono fra loro un delicato equilibrio. La rete principale, imperniata sul sistema Cavour-R. Elena e comprendente tutti i canali (diramatori, subdiramatori ecc.), ha uno sviluppo complessivo di 763 Km.

Il territorio novarese è per sua natura complesso e difficile come quello di tutte le pianure alluvionali. Per il modo in cui si sono venuti a formare, i depositi alluvionali presentano un'alternanza di strati di materiale permeabile all'acqua (ghiaia e sabbia) e di strati di materiale impermeabile (argilla).

Gli strati permeabili impregnati d'acqua costituiscono le falde acquifere sotterranee, che si muovono con un lentissimo moto da monte verso valle.

La falda freatica è strettamente collegata con le acque superficiali e, nelle zone irrigue, sostanzialmente con il regime delle irrigazioni; le acque superficiali, da un lato alimentano la falda freatica attraverso le percolazioni dei campi irrigati, dall'altro, più a valle, sono alimentate dalla falda stessa che riaffiora attraverso i fontanili e le risorgive.

Il terreno alluvionale dell'alta pianura è molto permeabile essendo formato da ciotoli e ghiaie di dimensioni pressoché identiche i cui vuoti interstiziali sono scarsamente riempiti da materiali più fini. Una massiccia quantità di acqua proveniente da fiumi, dalle piogge stagionali e dai terreni irrigati, dopo essere penetrata nel sottosuolo scende via via in profondità scorrendo, con velocità variabile ma sempre molto lenta verso Sud. In tal modo si crea una vasta e abbondante falda d'acqua ipogea, decorrente a pelo libero e a profondità variabili, ma solitamente comprese tra i 3 e i 30 metri.

L'acqua del sottosuolo, nel suo lungo procedere verso Sud, giunge a contatto delle spesse coltri argillose della bassa pianura, viene quindi bloccata ed è costretta a ritornare in superficie. Più precisamente, le "risorgenze" delle acque ipogee iniziano dove le ghiaie si mescolano alle prime sabbie, alternate a tratti con banchi argillosi, e terminano dove le sabbie e le argille dominano costituendo una barriera invalicabile.

La zona di più facile affioramento viene detta "fascia delle risorgive" (fig. 4.1) e, nella Pianura Padana, è larga solitamente dai 4 ai 15 Km; soltanto nella zona tra Sesia e Ticino essa raggiunge la sua massima ampiezza (oltre 60 Km).

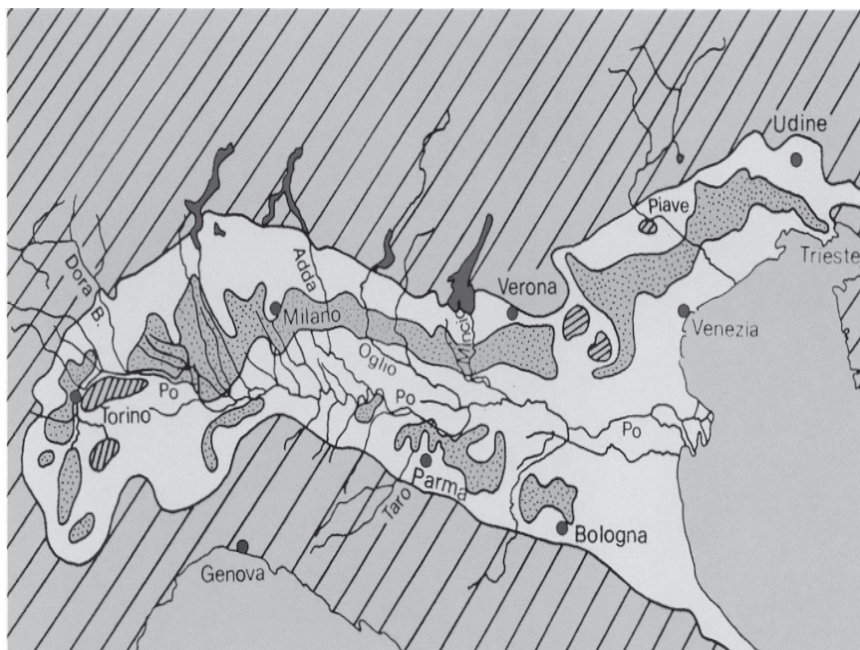


Fig. 4.1 La fascia delle risorgive e dei fontanili nella Pianura Padana

Il comprensorio novarese-lomellino presenta un'unica e ricca falda freatica, che determina in gran parte il regime delle acque superficiali e condiziona in notevole misura le caratteristiche fisiche e l'aspetto stesso del territorio. Tale falda è alimentata e mantenuta ai livelli attuali sostanzialmente dall'apporto delle acque di irrigazione; a prova di ciò si evidenzia l'abbassamento subito dalla falda nei periodi di asciutta dei canali per le annuali manutenzioni. Inoltre, per la particolare costituzione geologica del sottosuolo (alternarsi di strati a diversa permeabilità), si manifesta, come in tutta la Pianura Padana, una stretta connessione tra la falda freatica e le falde idriche più profonde, generalmente utilizzate per alimentare acquedotti civili e industriali.

Le pratiche agrarie sono legate alle caratteristiche climatiche e morfologiche; il clima caldo-umido dei mesi estivi è infatti molto favorevole alla risicoltura, che rappresenta la produzione agricola principale. Si pratica anche la coltivazione del mais, seguita dalla produzione foraggera, dalla pioppicoltura e da altre colture minori; in alcune zone sopravvive anche la pratica della marcita (prato stabile, opportunamente sistemato ad "ali", irrigato anche in inverno per mantenere in attività il ciclo vegetativo).

4.1 Il campo sperimentale

Il campo sperimentale scelto (Fig. 4.1.1) è situato in una fascia riparia di ampiezza variabile tra i 10 e i 40 metri interposta tra un'area coltivata a granoturco (*Zea mais*) e il fontanile Fontanin ($45^{\circ}32'34''\text{N}$, $8^{\circ}42'50''\text{E}$). L'area sperimentale ha una dimensione di circa 400 m^2 .

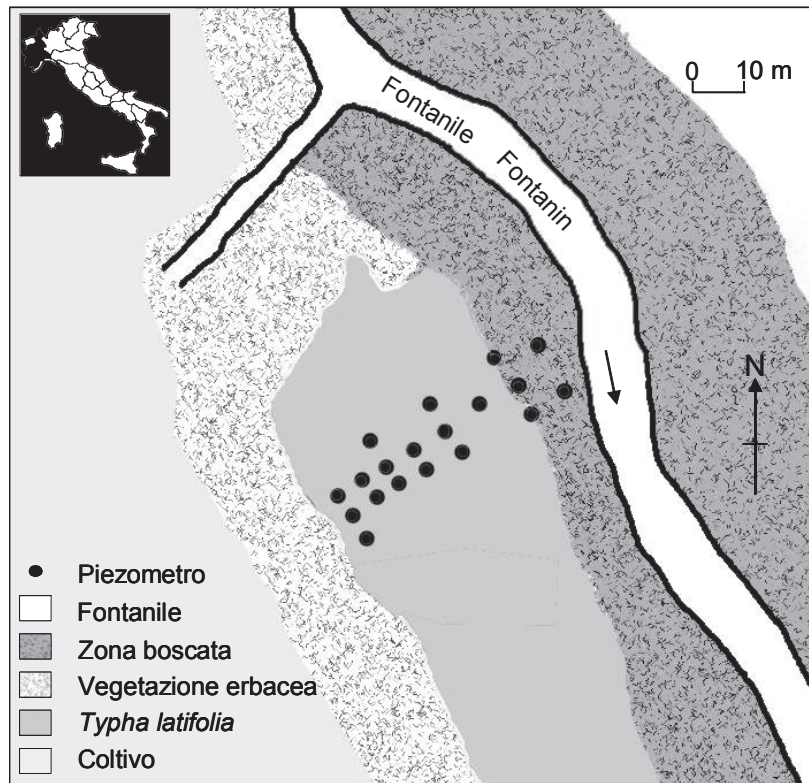


Fig. 4.1.1 Il campo sperimentale

In totale sono stati posizionati, in tempi successivi, 24 piezometri distribuiti in base alle caratteristiche del suolo, ai profili sedimentologici e alle analisi preliminari effettuate sui campioni di acqua sotterranea.

In particolare, 20 piezometri sono stati disposti lungo un transetto, localizzato dove la fascia riparia è circa 35 m e la vegetazione presenta due fisionomie principali,

una data da formazioni arboree ad ontano nero ed una costituita prevalentemente da *Typha latifolia*. I piezometri sono stati installati a distanze crescenti dal campo al fontanile (da 1 a 35 m) e a diverse profondità (da 35 a 180 cm) rispetto al piano campagna per poter meglio studiare il livello della falda e la circolazione delle specie chimiche principali.

In Tab. 4.1.1 sono indicate le caratteristiche principali dei piezometri installati nell'area sperimentale dal marzo 2002 al maggio 2003.

Tab. 4.1.1 Caratteristiche dei piezometri installati nell'area sperimentale

Piezometro	Data posizionamento	Profondità dal pianocampagna (cm)	Distanza dal campo (m)
Typ 1-180	08/05/2003	180,0	1
Typ 1-90	20/03/2002	93,6	1
Typ 1-65	09/04/2002	65,0	1
Typ 2-45	14/05/2002	44,5	6
Typ 2-156	14/05/2002	156,5	6
Typ 3-100	20/03/2002	99,0	11
Typ 3-65	09/04/2002	65,0	11
Typ 3-35	09/04/2002	34,8	11
Typ 4 -42	14/05/2002	42,0	16
Typ 4 -144	14/05/2002	144,5	16
Typ 5-110	20/03/2002	105,0	22
Typ 5-70	09/04/2002	70,0	22
Typ 5-40	09/04/2002	40,0	22
Typ 6-110	08/05/2003	113,5	27
Typ 7-105	20/03/2002	97,3	32
Typ 7-70	09/04/2002	69,5	32
Typ 7-40	09/04/2002	39,8	32
Typ 8-53	18/06/2002	53,0	35
Typ 8-92	18/06/2002	92,0	35

4.2 Caratterizzazione vegetazionale e pedologica

La vegetazione riparia presenta, procedendo dal campo al fontanile una prima zona dominata da vegetazione erbacea e una fascia più ristretta in prossimità del corso d'acqua a vegetazione arborea ed arbustiva. Nei primi 5 m, a partire dal coltivo, emerge la presenza, quasi esclusiva, di *Urtica dioica* che, data la sua natura nitrofila, sembrerebbe indicare una buona disponibilità di nitrato. Proseguendo verso il fontanile si ha il susseguirsi e il contemporaneo confondersi di diverse specie quali *Filipendula ulmaria*, *Humulus lupulus*, *Rubus caesiuse*, *Rubus ulmifolius*, *Solidago virgaurea*, *Carex pairaei* e *Carex gracilis*. A poca distanza, troviamo la *Typha latifolia* e *Phragmites spp.* che in successione l'una all'altra occupano una vasta area parallela al corso del fontanile.

In prossimità del fontanile si assiste a una netta differenziazione: termina la zona a prevalenza di specie erbacee per dare spazio alle arbustive e alle arboree dominate dall'ontano nero (*Alnus glutinosa*). Possiamo distinguere anche altre specie quali la *Rosa canina*, la *Robinia pseudacacia* e il *Prunus serotina*.

Nell'asta del fontanile sono presenti macrofite quali *Apium nodiflorum*, *Callitriche spp.*, *Fontinalis antipyretica*.

Nelle tabelle seguenti (Tab. 4.2.1) è riportato l'elenco delle specie identificate e la loro percentuale di presenza nel transetto TYP. Le parcelle contrassegnate dal numero più alto sono quelle più vicine al corso d'acqua.

Tab. 4.2.1 Elenco delle specie identificate nel transetto dei TYP e loro percentuale di presenza

TYP 1	
Specie	%
<i>Urtica dioica</i>	85
<i>Solidago virgaurea</i>	5
<i>Rubus sp.</i>	2
<i>Typha latifolia</i>	2

TYP 2	
Specie	%
<i>Filipendula almaria</i>	70
<i>Humulus lupulus</i>	40
<i>Urtica dioica</i>	25
<i>Typha latifolia</i>	15

segue

segue Tab. 4.2.1

TYP 3	
<i>Specie</i>	%
<i>Rubus caesius</i>	30
<i>Rubus ulmifolius</i>	20
<i>Filipendula almaria</i>	40
<i>Solanum dulcamara</i>	5
<i>Typha</i> □ <i>atifolia</i>	10
<i>Urtica dioica</i>	5

TYP 4	
<i>Specie</i>	%
<i>Urtica dioica</i>	30
<i>Typha latifolia</i>	30
<i>Humulus lupulus</i>	20
<i>Rubus caesius</i>	30
<i>Symphytum officina</i>	5
<i>Bidens tripartita</i>	5
<i>Equisetum telmateia</i>	35
<i>Carex pairaei</i>	10
<i>Solanum dulcamara</i>	2

TYP5	
<i>Specie</i>	%
<i>Rubus ulmifolium</i>	30
<i>Humulus lupulus</i>	40
<i>Urtica dioica</i>	10
<i>Filipendula almaria</i>	5
<i>Carex pairaei</i>	60

TYP 6	
<i>Specie</i>	%
<i>Corylus avellana</i>	70
<i>Euonymus europaea</i>	2
<i>Carex gracilis</i>	15
<i>Viburnum opulus</i>	1

segue

segue Tab. 4.2.1

appena fuori dal transetto	
<i>Rosa canina agg.</i>	
<i>Equisetum telmateia</i>	
<i>Quercus robur</i>	
<i>Prunus serotina</i>	

TYP 7	
Specie	%
<i>Carex gracilis</i>	10
<i>Rosa canina agg.</i>	25
<i>Prunus serotina</i>	1
<i>Crataegus monogyna</i>	70
<i>Viburnum opulus</i>	70

TYP 8	
Specie	%
<i>Prunus serotina</i>	70
<i>Carex gracilis</i>	15
<i>Rosa canina agg.</i>	2

Nella Tab. seguente sono riportati i valori dei parametri calcolati con gli indici di Ellenberg § 2.2 in base alla media ponderata della popolazione vegetale presente in ciascun transetto.

Tab. 4.1.2 Valori di nitrofilia, umidità e luce calcolati con gli indici di Ellenberg

	Nitrofilia	Umidità	Luce
TYP			
TYP 1	8,65	6,01	6,56
TYP 2	6,77	7,87	7,12
TYP 3	6,32	7,38	7,19
TYP 4	7,25	7,71	6,38
TYP 5	6,72	5,59	6,56
TYP 6	4,84	8,53	6,17
TYP 7	4,47	4,48	6,74
TYP 8	6,00	4,82	5,00

Dai risultati ottenuti emerge per tutti e tre i parametri una diminuzione dei valori allontanandosi dal campo. Ciò appare molto per il parametro della nitrofila che presenta a un calo netto dei valori procedendo verso il fontanile.

I dati raccolti relativi alle ispezioni pedologiche evidenziano la presenza di granulometrie di tipo franco-grossolano in superficie, mentre gli orizzonti inferiori sono caratterizzati da sabbie e sabbie con ghiaia. Queste ultime si incontrano a partire da 60-100 cm di profondità. L'unica eccezione è rappresentata dal Typ 2/3, in cui già a 40 cm si trovano sabbie ghiaiose che proseguono fino in profondità. La superficialità della falda viene evidenziata dalla presenza di orizzonti idromorfi, di colore grigio, generalmente presenti subito al di sotto dell'orizzonte superficiale.

I suoli sono sottili, con profili di tipo A/C, con la presenza di orizzonti superficiali ricchi di sostanza organica, classificabili come epipedon mollici (suoli morbidi, spessi, poco acidi e con struttura aerata), che raggiungono la profondità massima di 60 cm nel Typ 1/2. A partire da 30-60 centimetri dalla superficie si rinvengono sedimenti non alterati che costituiscono gli orizzonti di tipo C, caratterizzati da granulometrie sabbiose alternate a orizzonti ricchi in ghiaie e ciottoli.

Secondo la Soil Taxonomy questi suoli sono classificabili come Typic Haplaquolls, cioè suoli appartenenti all'ordine dei Mollisols e al sottordine degli Aquolls. Sono quindi suoli saturi d'acqua per periodi prolungati che hanno proprietà associate alla presenza di umidità come ad esempio caratteristiche ossidoriduttive e accumulo di sostanza organica.

I sedimenti sabbiosi sono presenti sottoforma di lenti, situazione tipica di una sedimentazione di tipo fluviale.

Di seguito (Tab. 4.2.3-4.2.9) sono riportati i risultati delle osservazioni pedologiche, per ogni gruppo di piezometri.

Tab.4.2.3 Profilo pedologico in corrispondenza dei Typ 1

Orizzonte	Profondità	Descrizione
A	0-30	Orizzonte umido, colore 10YR3/2 (bruno grigiastro molto scuro) tessitura franco sabbiosa, non scheletrico
AC	30-57	Orizzonte umido, colore 2.5Y4/2, tessitura sabbioso franco, non scheletrico
C1	57-63	Orizzonte bagnato, colore 2.5Y4/2, tessitura sabbiosa, non scheletrico
C2	63-73	Orizzonte bagnato, colore 2.5Y4/3, tessitura sabbiosa, scheletrico
C3	73-95	Orizzonte bagnato, colore 2.5Y4/2, tessitura sabbiosa, scheletrico
C4	95-180	Orizzonte bagnato, colore 2.5Y4/3, tessitura sabbiosa, scheletrico

Tab. 4.2.4 Profilo pedologico in corrispondenza dei Typ 2

Orizzonte	Profondità	Descrizione
0	0-13	Orizzonte molto umido, colore 10YR2/1 (nero)
A1	13-32	Orizzonte bagnato, colore 10YR3/2 (bruno grigiastro molto scuro) tessitura franco sabbiosa, non scheletrico
A2	32-60	Orizzonte bagnato, colore 10YR4/3 (bruno), tessitura franco sabbiosa, non scheletrico
C1	60-83	Orizzonte bagnato, colore 2.5Y4/2 (bruno grigiastro scuro), tessitura sabbiosa, non scheletrico
C2	83-100	Orizzonte bagnato, colore 5Y4/2 (bruno oliva), tessitura sabbiosa, scheletrico
C3	100-121	Orizzonte bagnato, colore 5Y5/2 (bruno oliva), tessitura sabbiosa, scheletrico
C4	121-150	Orizzonte bagnato, colore 5Y5/3 (oliva), tessitura sabbiosa, non scheletrico

Tab. 4.2.5 Profilo pedologico in corrispondenza dei Typ 3

Orizzonte	Profondità	Descrizione
A1	0-15	Orizzonte umido, colore 10YR2/2, tessitura franco sabbiosa, non scheletrico
A2	15-35	Orizzonte bagnato, colore 10YR4/2, tessitura franco sabbiosa, non scheletrico
AC	35-50	Orizzonte bagnato, colore 2.5Y4/1, tessitura sabbioso franco, non scheletrico
C1	50-70	Orizzonte bagnato, colore 5Y4/1, tessitura sabbiosa, non scheletrico
C2	70-100	Orizzonte bagnato, colore 10Y4/1, tessitura sabbiosa, scheletrico

Tab. 4.2.6 Profilo podologico in corrispondenza dei Typ 4

Orizzonte	Profondità	Descrizione
A	0-25	Orizzonte umido, colore 10YR2/2, tessitura franco sabbiosa, non scheletrico
AC	25-40	Orizzonte bagnato, colore 10YR3/2 (bruno grigiastro molto scuro) tessitura franco sabbiosa, non scheletrico
C1	40-53	Orizzonte bagnato, colore 2.5Y4/1, tessitura sabbiosa, scheletrico
C2	53-95	Orizzonte bagnato, colore 5Y4/2 (bruno oliva) tessitura sabbiosa, scheletrico
C3	95-180	Orizzonte bagnato, colore 5Y4/2 (bruno oliva), tessitura sabbiosa, scheletrico

Tab. 4.2.7 Profilo pedologico in corrispondenza dei Typ 5

Orizzonte	Profondità	Descrizione
A	0-10	Orizzonte umido, colore 10YR2/2, tessitura franco sabbiosa, non scheletrico
A2	10-40	Orizzonte bagnato, colore 2.5Y3/2, tessitura franco sabbiosa, non scheletrico
C1	40-95	Orizzonte bagnato, colore 10Y4/1, tessitura sabbiosa, non scheletrico
C2	95-110	Orizzonte bagnato, colore 5Y4/3, tessitura sabbiosa, scheletrico

Tab. 4.2.8 Profilo pedologico in corrispondenza dei Typ 6

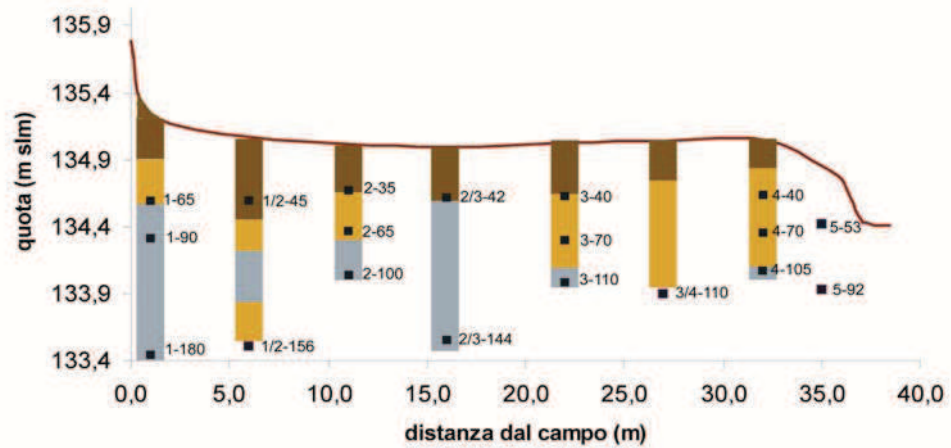
Orizzonte	Profondità	Descrizione
A	0-15	Orizzonte umido, colore 7.5Y2.5/1 tessitura franco sabbiosa, non scheletrico
AC	15-30	Orizzonte molto umido, colore 10YR3/2 (bruno grigiastro molto scuro) tessitura franco sabbiosa, non scheletrico
C1	30-40	Orizzonte bagnato, colore 2.5Y3/2, tessitura sabbiosa, non scheletrico
C2	40-110	Orizzonte bagnato, colore 2.5Y4/1, tessitura sabbiosa, non scheletrico

Tab. 4.2.9 Profilo pedologico in corrispondenza dei Typ 7

Orizzonte	Profondità	Descrizione
A1	0-4	Orizzonte molto umido, colore 10YR2/2, tessitura franco sabbiosa, non scheletrico
A2	4-22	Orizzonte molto umido, colore 10YR4/2, tessitura franco sabbiosa, non scheletrico
C1	22-38	Orizzonte bagnato, colore 10YR5/3, tessitura sabbiosa, non scheletrico
C2	38-95	Orizzonte bagnato, colore 10YR4/1, tessitura sabbiosa, non scheletrico

In Fig. 4.2.1 è rappresentato il profilo stratigrafico, con i sondaggi effettuati a livello di ogni gruppo di piezometri. Gli orizzonti sono stati suddivisi in base alla granulometria.

Dai test di svuotamento effettuati sui piezometri (§ 2.2) è stata calcolata la conducibilità idraulica del suolo. I test sono stati effettuati due volte per ogni piezometro ed è stato preso in considerazione il valore medio (Tab. 4.2.10).



legenda:

orizzonti minerali con sostanza organica (franco grossolani) ■

orizzonti sabbiosi ■

orizzonti scheletrico sabbiosi ■

Fig. 4.2.1 Profilo stratigrafico: i quadrati neri rappresentano i piezometri posti a diverse profondità

Tab. 4.2.10 Conducibilità idraulica calcolata

Piezometro	Conducibilità idraulica (cm s^{-1})
Typ 1-65	$3 \cdot 10^{-4}$
Typ 1-90	$8 \cdot 10^{-4}$
Typ 1-180	$1,9 \cdot 10^{-5}$
Typ 2-45	$1,4 \cdot 10^{-3}$
Typ 2-156	$4,2 \cdot 10^{-4}$
Typ 3-65	$1,7 \cdot 10^{-5}$
Typ 3-100	$2,03 \cdot 10^{-5}$

segue

segue Tab. 4.2.10

Typ 4 -42	$2,2 \cdot 10^{-3}$
Typ 4 -144	$1,6 \cdot 10^{-3}$
Typ 5-40	$2 \cdot 10^{-3}$
Typ 5-70	$3,7 \cdot 10^{-5}$
Typ 5-110	$3,5 \cdot 10^{-3}$
Typ 6-110	$1,2 \cdot 10^{-3}$
Typ 7-70	$5,2 \cdot 10^{-5}$
Typ 7-105	$1,4 \cdot 10^{-4}$
Typ 8-53	$1,8 \cdot 10^{-4}$

Questi valori sono in accordo con quelli riportati in letteratura per sabbie siltose e sabbie pulite ($10^{-5} - 1$ cm/sec) (Freeze e Cherry, 1979).

In Fig. 4.2.2 vengono riportati i valori di conducibilità idraulica, espressi in cm/d, calcolati per i piezometri posti a differenti profondità e distanze.

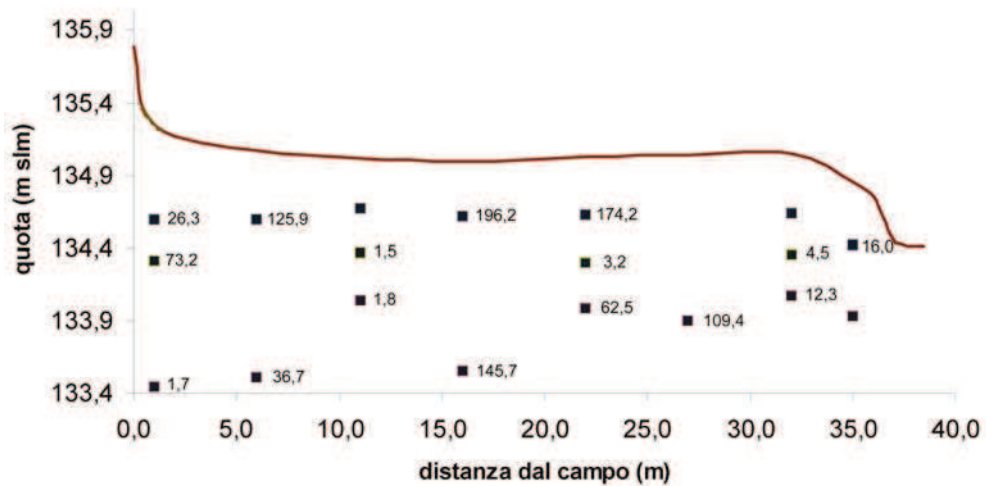


Fig. 4.2.2 Valori di conducibilità idraulica, espressi in cm/d.

4.3 Il regime idrologico

I dati di precipitazione settimanali sono stati forniti dall'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi – CNR (Pallanza) che gestisce la stazione meteorologica di Bellinzago, situata a circa 2 km dall'area sperimentale. Da questi dati si sono ricavate le precipitazioni mensili (Fig. 4.3.1), dalla cui analisi, comprensiva del periodo gennaio 2002- novembre 2004, emerge che i mesi più piovosi sono stati maggio e novembre.

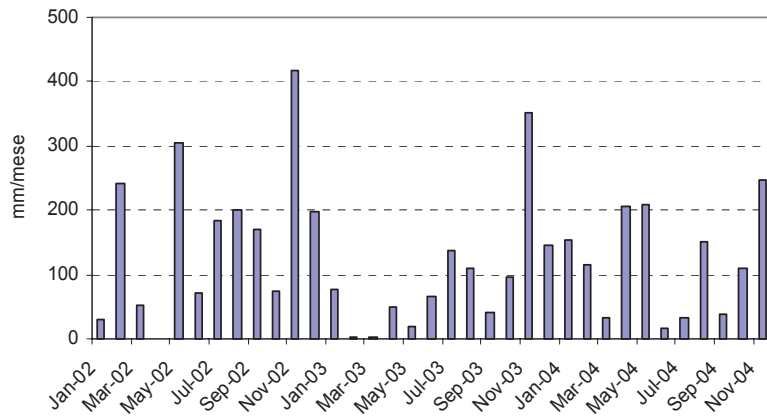


Fig. 4.3.1 Precipitazioni mensili misurate a Bellinzago.

Il 2003 è risultato un anno decisamente poco piovoso con un quantitativo di pioggia annuale di 899 m che costituisce circa la metà delle piogge cadute nell'anno precedente (1673 mm). Il periodo più siccitoso si è verificato tra fine inverno e stagione primaverile con aprile completamente asciutto. Solo in novembre si è avuta una forte ripresa delle precipitazioni.

Il livello della falda rappresenta l'effetto dinamico dell'interazione delle masse d'acqua in entrata e in uscita nel sistema idrogeologico. Le oscillazioni del livello della falda sono quindi in relazione all'evoluzione del terreno, sia per quanto riguarda i fattori naturali (precipitazioni), sia per quanto concerne i fattori antropici (irrigazioni).

In Fig. 4.3.2 è rappresentato l'andamento del livello medio della falda misurato in tre categorie di piezometri posti a differenti profondità durante il periodo da aprile 2002 e giugno 2004. I tre gruppi di piezometri rivelano un

andamento molto simile, con variazioni stagionali contenute. Solo in corrispondenza di abbondanti piogge come quelle verificatesi nel novembre 2002 e maggio 2004 si assiste, nel periodo immediatamente successivo, a un innalzamento del livello piezometrico. Quindi a massimi pluviometrici seguono incrementi positivi del livello della falda di circa 20-25 cm.

In questa zona, tra le entrate del sistema, oltre alle precipitazioni, sono elementi rilevanti le irrigazioni; la falda freatica è legata quindi alla gestione dei canali. In estate infatti, nonostante le scarse precipitazioni, non si verifica un abbassamento del livello piezometrico poiché l'apertura dei canali alimenta la falda attraverso le percolazioni dai campi irrigati.

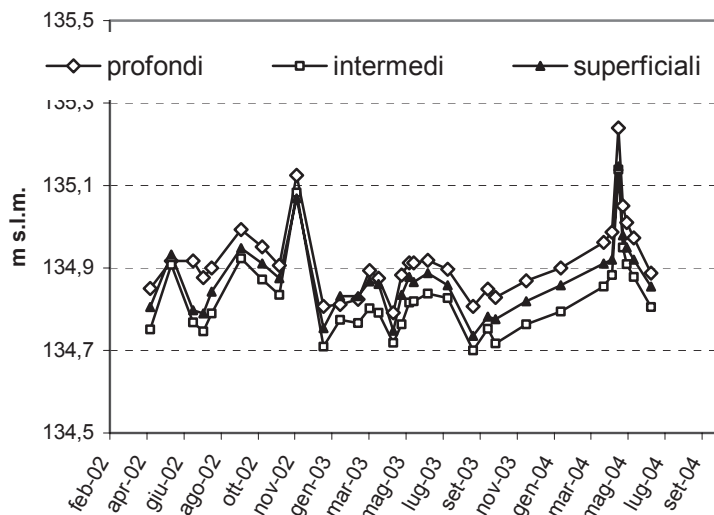


Fig. 4.3.2 Livello piezometrico rilevato nei piezometri profondi (tra 180 e 110 cm), intermedi (tra 100 e 70 cm) e superficiali (tra 60 e 30cm).

Per la ricostruzione della superficie piezometrica sono stati utilizzati i dati mensili ottenuti dalla misurazione del livello dell'acqua nei piezometri presenti nell'area. E' stata fatta una media stagionale del livello piezometrico e, tramite l'uso del *software Surfer*, si sono ottenute le carte delle isopiezometriche per ogni stagione, dalla primavera 2002 all'estate 2003. Un esempio di queste carte è rappresentato in Fig.4.3.3 dove sono riportate le isolinee in m s.l.m. con equidistanza di 0,02 m e i piezometri presenti nell'area. In ascissa è rappresentata

- ii) tra il gruppo di piezometri 1 e 2 e tra il gruppo 4 e 5 vi è un passaggio d'acqua dagli orizzonti superficiali ricchi di sostanza organica a quelli caratterizzati da sabbie fini
- iii) tra il gruppo 2 e il gruppo 4 il flusso è molto lento.

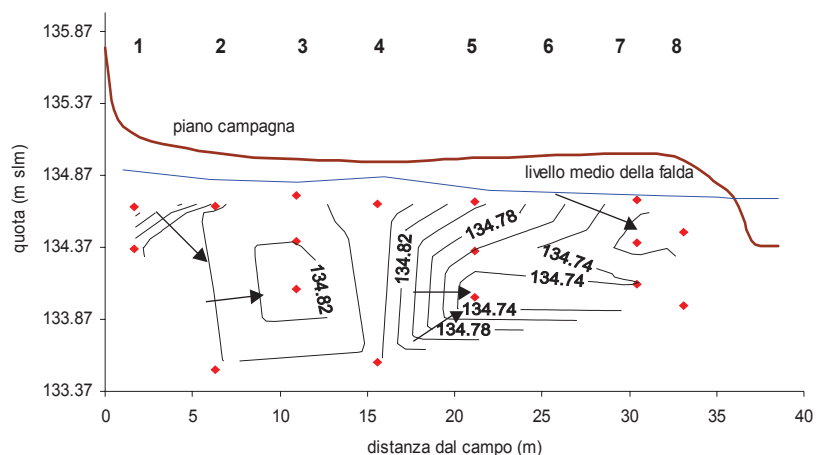


Fig. 4.3.4 Rappresentazione in sezione del livello piezometrico della primavera 2002

4.4 Caratterizzazione chimica dell'acqua sotterranea

Nelle seguenti tabelle sono riportati alcuni descrittori statistici delle concentrazioni delle specie chimiche relative ai campioni acquosi prelevati nel transetto di piezometri, nel fontanile e nel drenaggio, nel periodo compreso tra aprile 2002 e luglio 2004. Il drenaggio è un piccolo canale artificiale scavato in prossimità del campo coltivato (Fig. 4.1.1).

Tab. 4.4.1 Parametri idrochimici del fontanile

	n° Dati	Media	Mediana	Minimo	Massimo	DS	CV%
pH	48	7,59	7,59	6,77	8,65	0,28	4
COND ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	46	250	244	168	351	46	18
HCO ₃ (meq/L)	43	1,84	1,66	1,14	2,87	0,49	27
N_NH ₄ (mg/L)	49	0,02	0,01	< L.R.	0,06	0,01	75

segue Tab. 4.4.1

N_NO3 (mg/L)	49	2,80	2,88	0,71	5,91	1,16	41
SO4 (mg/L)	49	24,8	24,2	20,7	30,9	1,9	8
Cl (mg/L)	49	5,23	4,69	3,62	16,3	2,04	39
Ca (mg/L)	32	36,5	34,6	26,3	55,8	7,9	22
Mg (mg/L)	32	7,40	6,98	5,03	12,1	1,79	24
Na (mg/L)	32	4,48	4,32	3,37	9,32	0,99	22
K (mg/L)	32	1,51	1,47	1,22	1,90	0,18	12
TON (mg/L)	36	0,55	0,41	0,00	2,34	0,52	94
TP (µg/L)	36	66	32	9	605	111	167
TDON (mg/L)	6	0,11	0,12	0,00	0,29	0,10	93
TDP (µg/L)	14	29	30	13	41	9	32
DOC (mg/L)	15	1,86	1,64	1,17	3,20	0,64	34
O2 (mg/L)	7	9,30	8,83	7,50	13,0	1,9	20

Tab. 4.4.2 Parametri idrochimici del drenaggio

	n° dati	Media	Mediana	Minimo	Massimo	SD	CV%
pH	29	7,17	7,17	6,82	7,54	0,18	2
COND (µS/cm)	28	303	286	251	452	50	16
HCO3 (meq/L)	23	1,99	2,01	1,51	2,75	0,25	13
N_NH4 (mg/L)	31	0,01	0,01	< L.R.	0,03	0,01	70
N_NO3 (mg/L)	31	7,98	5,86	3,52	28,6	5,29	66
SO4 (mg/L)	30	26,8	24,2	19,7	45,7	6,0	22
Cl (mg/L)	30	10,6	5,18	4,56	44,8	10,4	98
Ca (mg/L)	17	43,4	41,4	36,4	61,6	5,6	13
Mg (mg/L)	17	8,86	8,79	4,35	12,7	1,75	20
Na (mg/L)	17	5,22	5,16	4,69	6,28	0,44	8
K (mg/L)	17	2,18	2,12	1,52	3,54	0,55	25
TON (mg/L)	17	0,32	0,19	0,00	1,51	0,40	126
TP (µg/L)	20	106	56	15	556	125	118
TDP (µg/L)	10	44	45	21	54	9	22
DOC (mg/L)	7	1,84	1,93	1,10	2,59	0,61	33
O2 (mg/L)	7	8,3	8,2	2,67	14,0	3,5	42

Tab. 4.4.3 Parametri idrochimici dell'acqua sotterranea

	n° dati	Media	Mediana	Minimo	Massimo	SD	CV%
pH	520	7,16	7,11	6,40	8,11	0,39	5
COND. ($\mu\text{S/cm}$)	508	268	259	142	602	60	22
HCO ₃ (meq/L)	409	1,99	1,98	< L.R.	3,76	0,53	27
N_NH ₄ (mg/L)	508	0,05	0,02	< L.R.	1,47	0,10	187
N_NO ₂ (mg/L)	31	0,21	0,08	< L.R.	1,48	0,32	153
N_NO ₃ (mg/L)	531	2,21	0,23	< L.R.	33,1	4,78	216
SO ₄ (mg/L)	531	26,5	25,7	2,75	102	10,5	40
Cl (mg/L)	530	7,81	6,01	1,21	68,4	6,31	81
Ca (mg/L)	287	38,5	38,2	13,1	75,8	7,31	19
Mg (mg/L)	287	8,14	8,15	3,07	15,6	1,51	19
Na (mg/L)	286	5,03	4,89	2,91	16,4	1,15	23
K (mg/L)	287	1,61	1,37	0,15	22,1	1,88	117
TON (mg/L)	298	1,42	0,75	0,00	15,6	1,99	140
TP ($\mu\text{g/L}$)	309	136	72	< L.R.	1151	175	129
TDON (mg/L)	132	0,45	0,24	0,00	12,2	1,15	258
TDP ($\mu\text{g/L}$)	195	28	21	1	184	26	94
DOC (mg/L)	133	3,40	2,73	0,85	13,27	2,16	63
O ₂ (mg/L)	159	2,2	1,2	0,38	10,3	2,1	99

Il fontanile presenta mediamente la minor quantità di soluti con una conducibilità leggermente inferiore a quella misurata nell'acqua sotterranea, mentre il drenaggio mostra il valore medio più elevato. Il 60-70% di anioni e cationi è rappresentato rispettivamente da bicarbonato e calcio in tutte le matrici analizzate. Tra le specie azotate, il nitrato costituisce la forma prevalente, mentre l'azoto ammoniacale risulta scarsamente rappresentato. Il contributo dell'azoto organico (TON) è differente nelle diverse tipologie di campioni analizzati, infatti nell'acqua sotterranea costituisce più del 50%, nel fontanile circa il 20% e nel drenaggio 9%.

Complessivamente, le variabili chimiche analizzate nell'acqua sotterranea presentano una notevole variabilità dovuta sia a variazioni stagionali che spaziali (in relazione alla profondità dei piezometri e alla loro distanza dal campo). In particolare le specie azotate e fosforate sono quelle più variabili, mentre i cationi Ca, Mg e Na sono più stabili.

4.4.1 Variabilità spaziale

Come si può osservare dal grafico box&whisker di Fig. 4.4.1, le concentrazioni di azoto nitrico nell'acqua sotterranea prelevata nel transetto dei Typ mostrano delle evidenti variazioni legate alla distanza del prelievo rispetto al campo coltivato. Indipendentemente dalla profondità, l'acqua prelevata dai piezometri posti a circa 1 m dal campo (contrassegnati dal numero 1) presenta valori mediani di N-NO₃ compresi tra 4 e 6 mg/l, significativamente più alti rispetto al resto dei campioni che presentano concentrazioni mediane inferiori a 0,10 mg/l. Alcune eccezioni sono però rappresentate dai punti di prelievo a 16, 22 e 27 m dal campo, ad una profondità superiore ai 100 cm, caratterizzati da livelli simili a quelli misurati nei piezometri prossimi al campo. Dove le concentrazioni di N-NO₃ sono molto basse anche la dispersione dei dati intorno alla mediana è decisamente contenuta, a differenza dei piezometri caratterizzati da valori elevati.

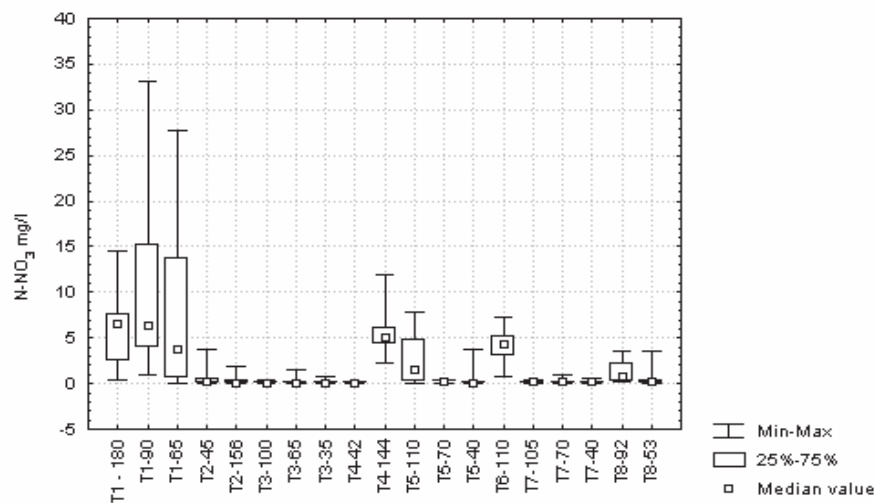


Fig. 4.4.1 Box & Whisker relativi alla distribuzione del N-NO₃.

Le concentrazioni di azoto ammoniacale misurate lungo il transetto, pur essendo relativamente basse, presentano alcune differenze significative, apparentemente non legate alla distanza dal campo e alla profondità. Dalla Fig.4.4.2 è evidente che nella maggior parte dei piezometri i livelli mediani sono inferiori o uguali a 20 µg/l e la variabilità è molto contenuta. I valori mediani più alti si registrano invece nel gruppo TYP2 con 80 e 160 µg/l, rispettivamente nel piezometro più superficiale e nel profondo, e nel gruppo TYP 4: 74 e 96 µg/l rispettivamente a 105 e 40 cm di profondità.

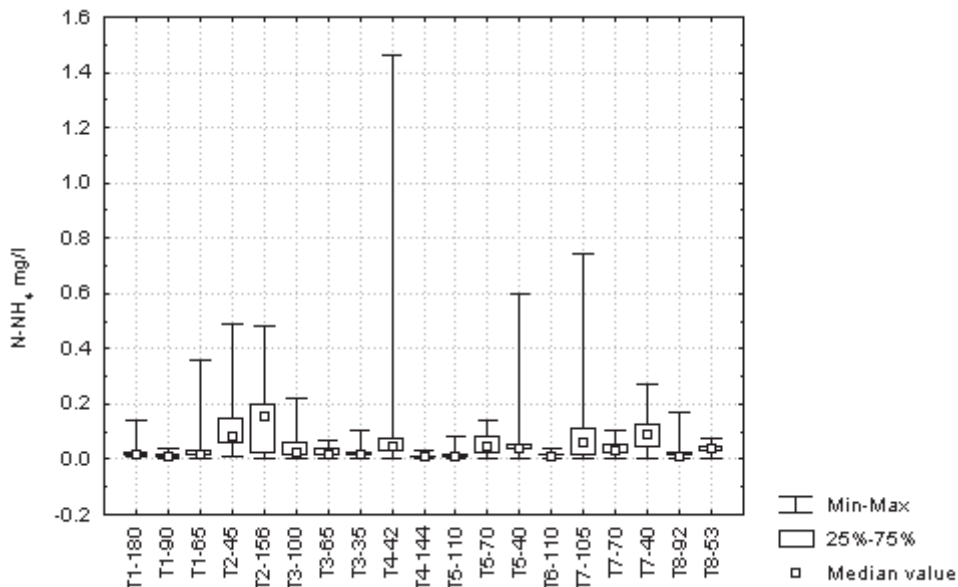


Fig. 4.4.2 Box & Whisker relativi alla distribuzione del N-NH₄

Le concentrazioni di azoto organico totale (TON) (Fig. 4.4.3) e di fosforo totale (TP) (Fig. 4.4.4) mostrano, in generale, una notevole variabilità in parte dovuta alla presenza casuale di particolato che faceva innalzare notevolmente i valori in alcuni campioni. Confrontando le mediane delle concentrazioni misurate in ogni gruppo di piezometri si osservano dei valori più alti nei piezometri posti negli orizzonti più superficiali più ricchi di sostanza organica. I dati relativi al carbonio organico disciolto (DOC), anche se non completi, confermano tale caratteristica. Infatti, è evidente dal grafico di Fig. 4.4.5, come i valori mediani di DOC siano leggermente più elevati a circa 30-70 cm di profondità.

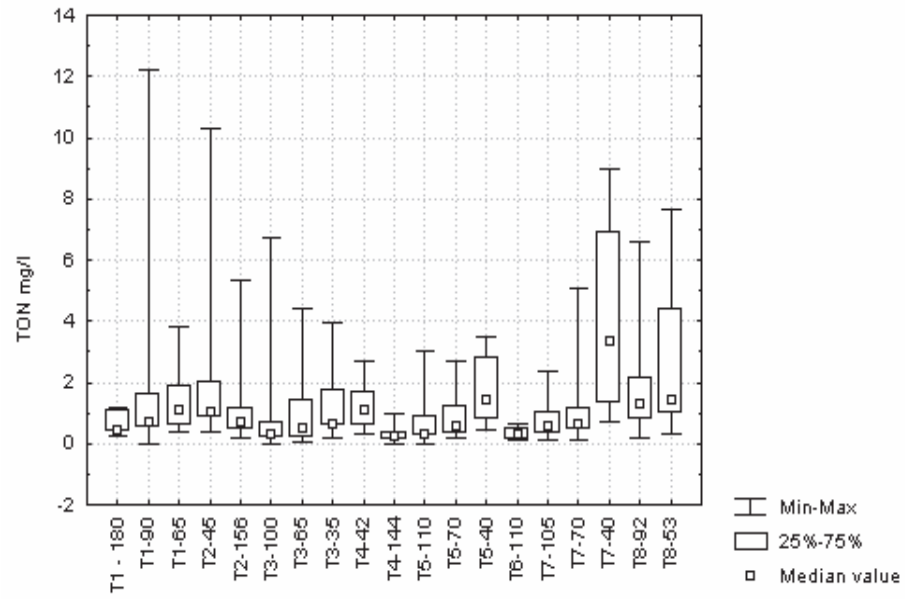


Fig. 4.4.3 Box & Whisker relativi alla distribuzione dell'azoto organico totale (TON)

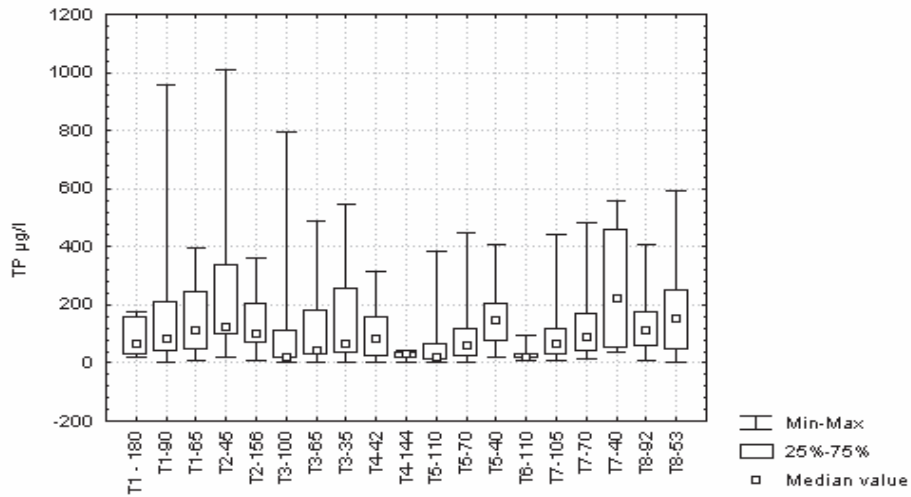


Figura 4.4.4 Box & Whisker relativi alla distribuzione del fosforo totale (TP)

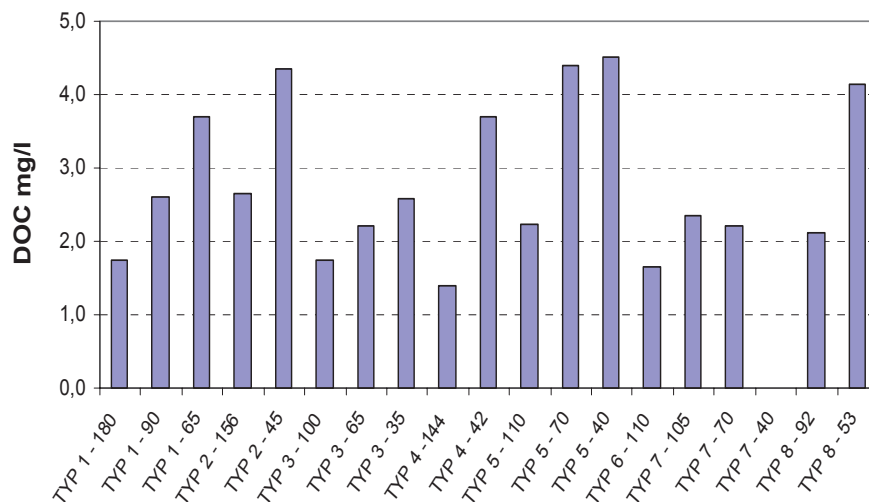


Fig. 4.4.5 Concentrazioni mediane di carbonio organico disciolto misurate nei piezometri del transetto TYP.

Il cloruro, pur essendo una specie conservativa, mostra concentrazioni variabili con la distanza dal campo di mais. Infatti, malgrado le differenze non siano significative dal punto di vista statistico, nei piezometri più vicini al campo si osservano intervalli di variazione più ampi e tendenti a valori superiori alla mediana e massimi che superano i 50 mg/l. Solo il piezometro TYP1-65 presenta una concentrazione mediana di 10,6 mg/l significamene più elevata rispetto al resto dei piezometri le cui mediane sono comprese tra 5,3 e 7,2 mg/l.

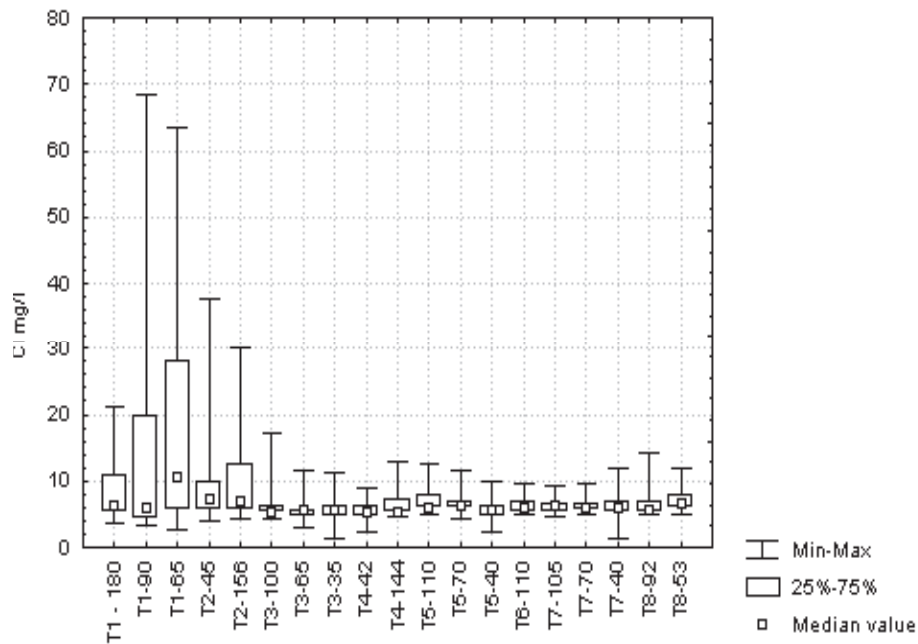


Fig. 4.4.6 Box & Whisker relativi alla distribuzione del cloruro.

4.4.2 Variabilità stagionale

L'acqua sotterranea prelevata a diverse profondità, a circa 1 m dal campo di mais, presenta rilevanti variazioni nella concentrazione dell'azoto nitrico che è aumentata rapidamente nel giugno 2002 e nel maggio-giugno 2004 raggiungendo picchi massimi superiori a 30 mg/l nel TYP1-90 (Fig. 4.4.2.1). Ulteriori incrementi, anche se più contenuti, si sono registrati nel mese dicembre, sia nel 2002 che nel 2003. Anche a circa 16 m dal campo, ma solo alla profondità di 144 cm, si è osservato un andamento dell'azoto nitrico simile a quello descritto per i piezometri del gruppo 1 (Fig. 4.4.2.1). In questo caso però i massimi raggiunti durante la primavera 2002 e 2004 erano meno pronunciati con valori rispettivamente di 6,0 e 7,8 mg/l. In entrambi i gruppi di piezometri, ma soprattutto in quelli più vicini al campo, è evidente una diminuzione delle concentrazioni di N-NO₃ col sopraggiungere della stagione estiva e, in particolare, a settembre, ogni anno si sono registrate delle concentrazioni minime,

anche al di sotto di 1 mg/l. Infine, da sottolineare è l'evoluzione del nitrato nel piezometro posto a 110 cm di profondità e a 22 m dal campo, che si caratterizza per un'estrema variabilità (Fig. 4.4.1).

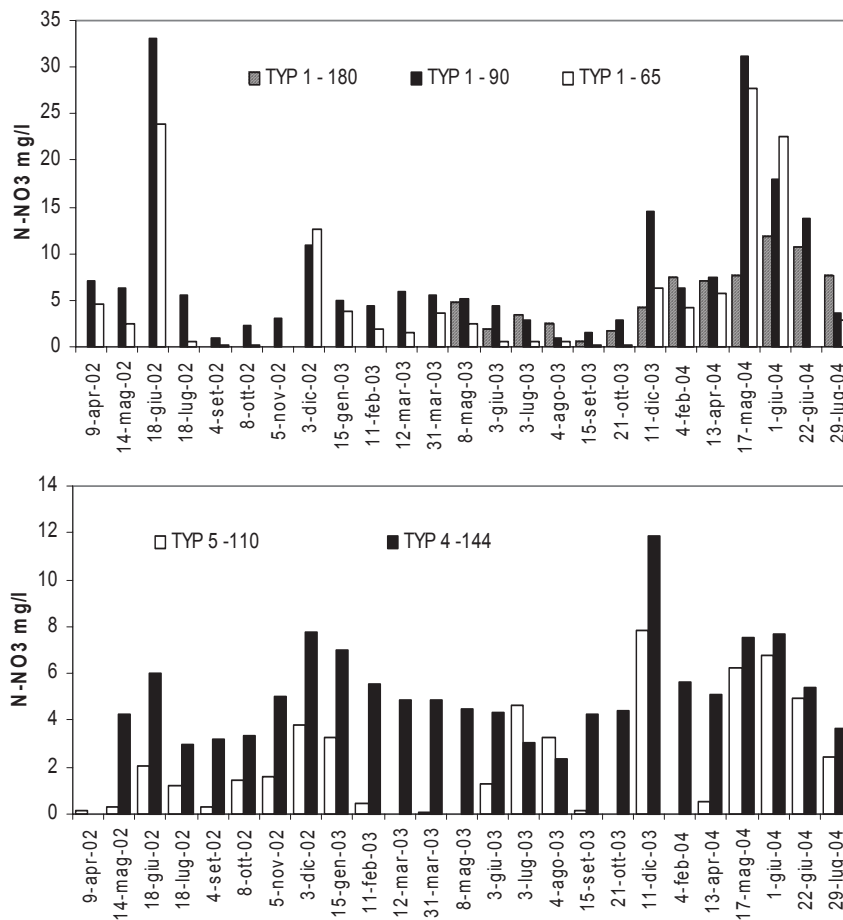


Fig. 4.4.2.1 Andamento delle concentrazioni di N-NO₃, dall'aprile 2002 al luglio 2004, misurate nel gruppo di piezometri TYP1, a 1 m dal campo, alla profondità di 180, 90 e 60 cm di profondità, nel TYP4, a 16 m dal campo e a 144 cm di profondità e nel TYP5, a 22 m dal campo e a 110 cm di profondità

L'evoluzione temporale dei cloruri nei piezometri più vicini al campo segue abbastanza regolarmente quella dei nitrati e si caratterizza per dei picchi massimi a giugno 2002 e maggio-giugno 2004. In queste date le concentrazioni misurate nei piezometri del gruppo 1, a 90 cm di profondità, superavano i 60 mg/l nel 2002 e i 30 mg/l nel 2004 (Fig. 4.4.2.2). Invece, per quanto riguarda dicembre, solo nel 2003 si è riscontrato un leggero innalzamento del livello, fino a 15-16 mg/l.

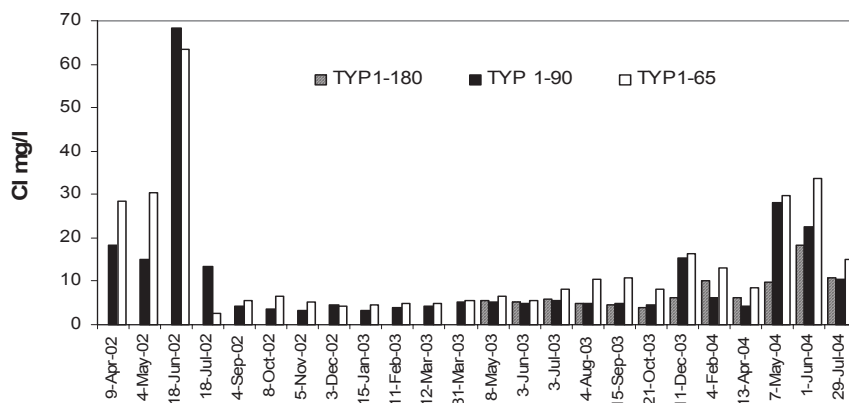


Fig. 4.4.2.2 Andamento delle concentrazioni di Cl, dall'aprile 2002 al luglio 2004, misurate nel gruppo di piezometri TYP1, a 1 m dal campo, alla profondità di 180, 90 e 60 cm di profondità

La concentrazione dei solfati nell'acqua sotterranea presenta rilevanti variazioni temporali molto evidenti negli orizzonti più superficiali, nei quali si può osservare una diminuzione delle concentrazioni nel periodo compreso generalmente tra fine estate e fine autunno. Ad esempio, a fine luglio 2004 nei piezometri TYP4-42 e TYP5-40 le concentrazioni sono crollate a valori intorno a 3-4 mg/l (Fig. 4.4.2.3). Inoltre, in molti piezometri si è registrata una rapida risalita dei livelli di SO₄ nel gennaio 2003, cioè circa un mese dopo l'alluvione di fine novembre 2002. In particolare, da novembre 2002 a gennaio 2003, nel gruppo dei piezometri a 14 m dal fontanile i valori sono aumentati di circa 25 mg/l nel TYP5-70 e di 97 mg/l nel TYP5-40. E' ipotizzabile che tali variazioni siano dovute a processi batterici che in condizioni anaerobiche e molto riducenti operano la "riduzione assimilatoria del solfato" e, al contrario, in presenza di ossigeno e di alcune specie di *Thiobacillus*, portano all'ossidazione dei solfuri a solfati. Nell'area sperimentale, oggetto di quest'indagine, le condizioni ideali per la trasformazione del solfato a solfuro si verificano sia quando la temperatura è

elevata sia nei mesi autunnali quando la degradazione della biomassa vegetale consuma l'ossigeno già scarsamente presente e libera carbonio organico, principale sorgente di energia per le popolazioni batteriche.

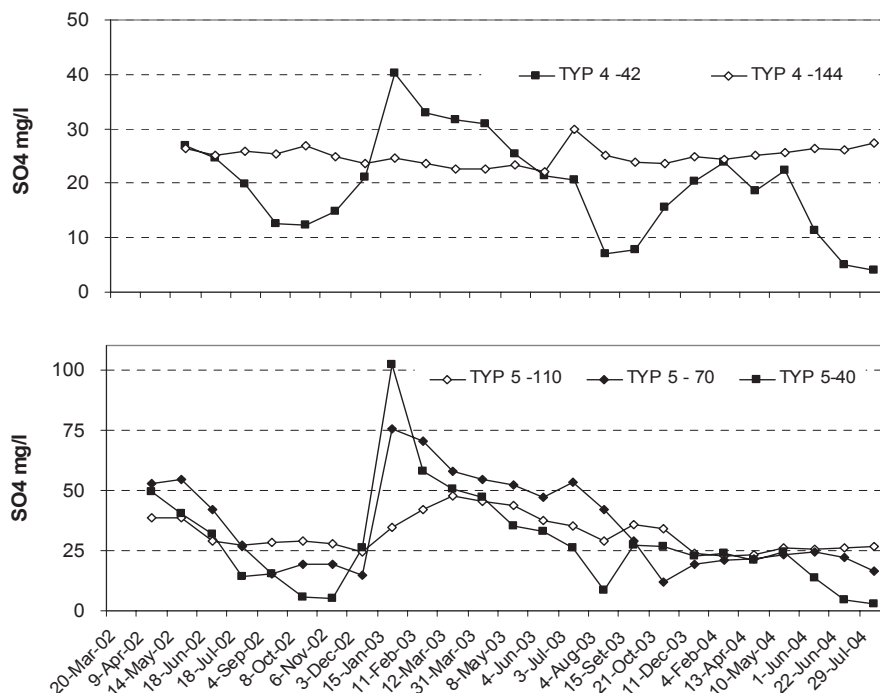


Fig. 4.4.2.3 Andamento delle concentrazioni di SO₄, dall'aprile 2002 al luglio 2004, misurate nel gruppo di piezometri TYP4, a 20 m dal fontanile, alla profondità di 42 e 144 cm e nel gruppo TYP5, a 14 m dal fontanile alla profondità di 110, 70 e 40 cm

4.5 Rimozione dei nutrienti

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 verso il fontanile.

E' evidente, negli orizzonti più superficiali, una diminuzione progressiva delle concentrazioni di azoto nitrico dal campo verso il fontanile, di dimensioni

variabili con le date di prelievo, all'interno del periodo di studio considerato: aprile 2002 – luglio 2004.

A breve distanza dal campo e ad una profondità intermedia (70 cm) si misurano le concentrazioni più alte di N-NO₃, da 1 a 33 mg/l, che indicano nel campo coltivato a mais la maggiore sorgente di azoto inorganico (Fig. 4.5.1). Il fertilizzante utilizzato in quest'area contiene 5% di N, 10% di P, 20% di K e 37% di calce e viene somministrato in quantità di 60 Kg/pertica che corrisponde a circa 900 kg / ettaro. Il fertilizzante viene somministrato in aprile, insieme a due erbicidi (Valiant e Erbafogold) e a maggio in quantitativi e forma non resi noti dal proprietario del campo. Oltre ai fertilizzanti vengono applicate anche considerevoli quantità di potassio sottoforma di KCl che spiegano le elevate concentrazioni di cloruri che sono state misurate in alcune occasioni durante la presente indagine. L'analisi delle variazioni temporali ha evidenziato la presenza di picchi massimi di nitrati in prossimità del campo di mais nel periodo aprile-giugno 2002 e 2004 e durante i mesi di novembre e dicembre 2002 e 2003. Si può quindi ipotizzare che gli incrementi primaverili siano imputabili alle fertilizzazioni, mentre quelli invernali alle abbondanti piogge che dilavando le superfici coltivate hanno favorito il passaggio del nitrato dai suoli alle acque di scorrimento e a quelle sotterranee.

L'influenza del regime pluviometrico sulla circolazione dei nitrati è quindi evidente anche in un sistema come quello dei fontanili nel quale la regolazione operata dall'uomo, attraverso l'apertura e la chiusura dei canali irrigui, rende meno variabile i flussi sotterranei. A tal proposito è utile sottolineare che la fertilizzazione dell'aprile 2003 non ha originato alcun picco di concentrazione di nitrati e cloruri. Ciò è dovuto alla estrema scarsità di piogge verificatesi nella primavera-estate 2003 e in particolare nel periodo seguente la fertilizzazione che non ha permesso il trasporto e la percolazione dei fertilizzanti nell'acqua sotterranea.

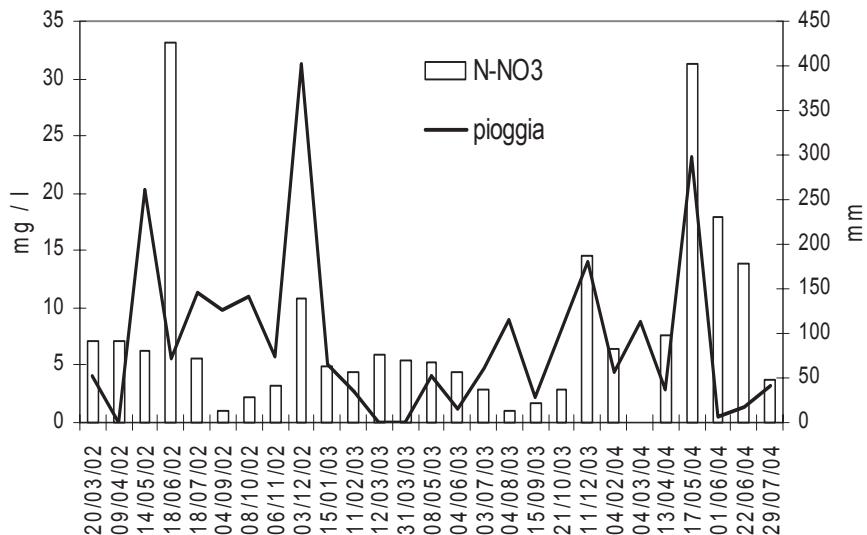


Fig. 4.5.1 Concentrazioni di N-NO₃ misurate nel TYP1-90 e millimetri di pioggia relativi ai periodi intercorsi tra i campionamenti dell'acqua sotterranea nel periodo di studio (marzo 2002 - luglio 2004)

Allo scopo di visualizzare le variazioni delle concentrazioni di nitrato su una scala bidimensionale, che tenesse conto sia della distanza dal campo che della profondità a cui sono stati effettuati i campionamenti, è stato utilizzato il software *Surfer*. In Fig. 4.5.2 viene ad esempio riportata la sezione verticale del transetto studiato con le isolinee di concentrazione del N-NO₃ relative al 17 maggio 2004, cioè successivamente alla fertilizzazione.

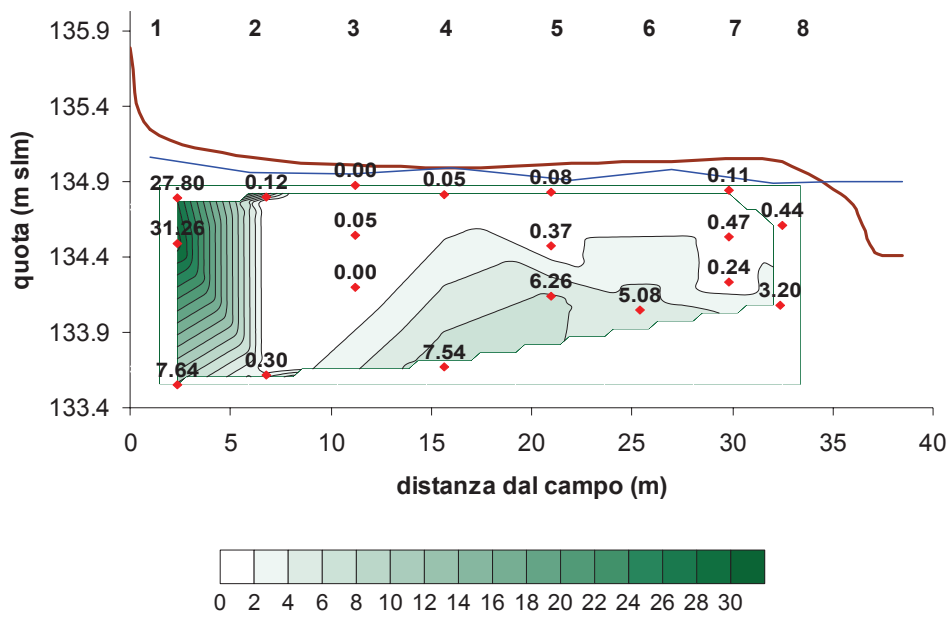


Fig. 4.5.2 Variazione dell'azoto nitrico lungo il transetto dei Typ nel maggio 2004 (evento di fertilizzazione)

La concentrazione dell'azoto nitrico ha raggiunto i 28-31 mg/l nei piezometri del gruppo 1 alle profondità di 65 e 90 cm, ma a soli 5 m di distanza i valori si sono drasticamente ridotti di due ordini di grandezza scendendo a circa 0,1–0,3 mg/l sia a 40 cm, che a 150 cm di profondità. A circa 10 m dal campo, le concentrazioni sono diminuite di un altro ordine di grandezza, fino a raggiungere, in alcuni punti il limite di rilevabilità (0,02 mg/l). Tali livelli si mantengono anche alle distanze successive nei piezometri superficiali fino a 4 m dal fontanile. In corrispondenza dei piezometri del gruppo 7 e 8 le concentrazioni aumentano leggermente fino a 0,4–0,5 mg/l. Nell'acqua sotterranea prelevata più in profondità e, in particolare, a partire dal piezometro 4 a 145 cm di profondità, si sono osservati livelli di nitrati intorno a 7,5 mg/l che diminuiscono leggermente risalendo a circa 100 cm di profondità e procedendo verso il fontanile. Dai nostri risultati è inoltre evidente che l'azoto nitrico non viene trasformato in azoto ammoniacale poiché la concentrazione di quest'ultima non aumenta in modo significativo in corrispondenza di una diminuzione di azoto nitrico.

Durante l'evento del 18 giugno 2002, a seguito dell'applicazione di fertilizzanti, si è verificata una situazione quasi identica a quella descritta per il maggio 2004, come si può osservare dalla Fig. 4.5.3.

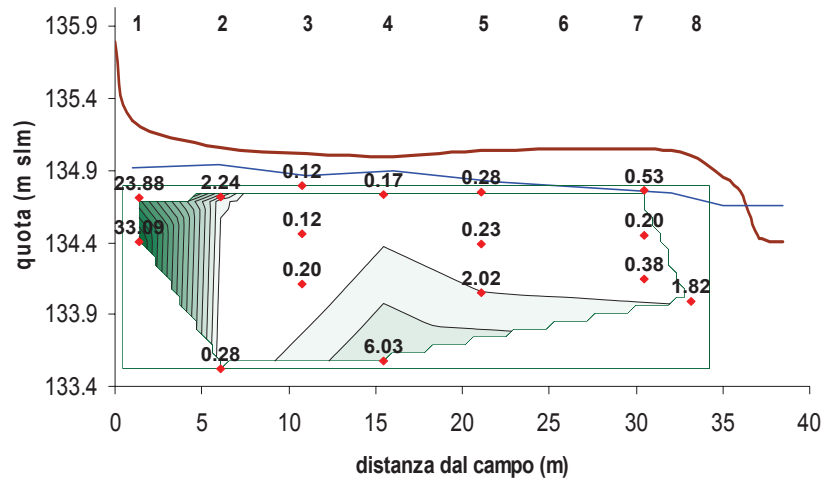


Fig. 4.5.3 Variazione dell'azoto nitrico lungo il transetto dei Typ nel giugno 2002 (evento di fertilizzazione).

Allo scopo di valutare l'importanza dei processi abiotici, come diluizione e dispersione, nella riduzione dell'azoto nitrico si è confrontata la dinamica del nitrato con quello del cloruro che, essendo una specie conservativa, non è soggetta a trasformazioni biologiche.

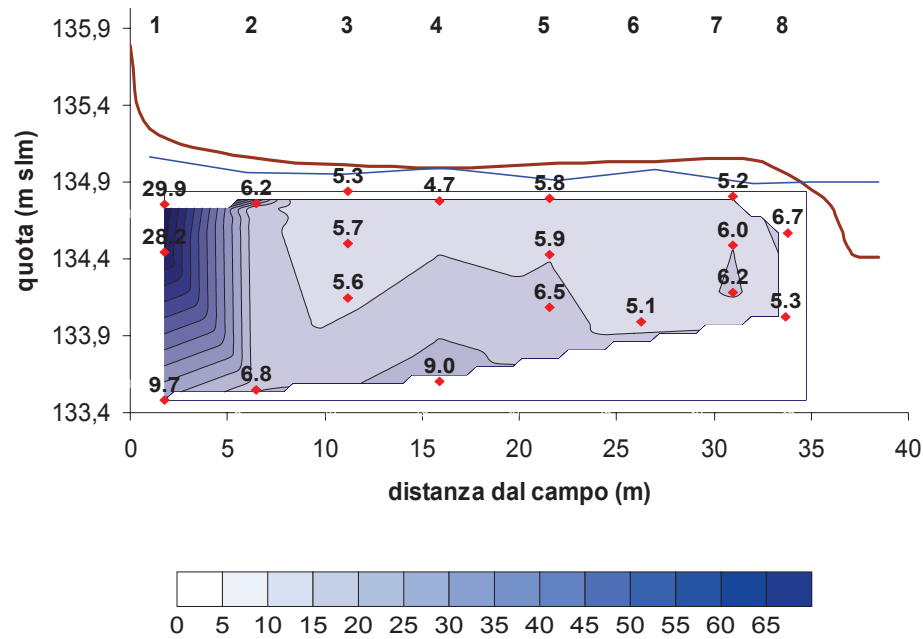


Fig. 4.5.4 Variazione dei cloruri lungo il transetto dei Typ nel maggio 2004 (evento di fertilizzazione).

Come si può osservare dalla Fig. 4.5.4 anche i livelli di cloruri all'ingresso della fascia riparia, nel campionamento del maggio 2004, mostravano valori massimi di 28-30 mg/l. A 5 m di distanza tali valori scendono a 6-7 mg/l e non subiscono ulteriori variazioni di rilievo lungo il restante transetto. Solo a 15 m dal campo in profondità la concentrazione di cloruro è leggermente più alta (9 mg/l). Quindi, in uscita dalla fascia riparia i cloruri si sono ridotti di un solo ordine di grandezza e, tale riduzione può essere attribuita all'effetto diluizione nello scorrimento dell'acqua sotterranea dal campo verso il fontanile. Utilizzando il rapporto tra nitrato e cloruro è stato quindi possibile dedurre che il contributo della diluizione nella riduzione del nitrato nei primi 5 m è inferiore al 5%.

Nell'evento di fertilizzazione del giugno 2002 i cloruri nei piezometri del gruppo 1 presentavano concentrazioni ancora più alte, superiori a 60 mg/l (Fig. 4.5.5). In quell'evento il contributo della diluizione era leggermente più alto, circa 16%, nei primi 5 m e 2% nei successivi 5 m (tra i piezometri del gruppo 2 e 3).

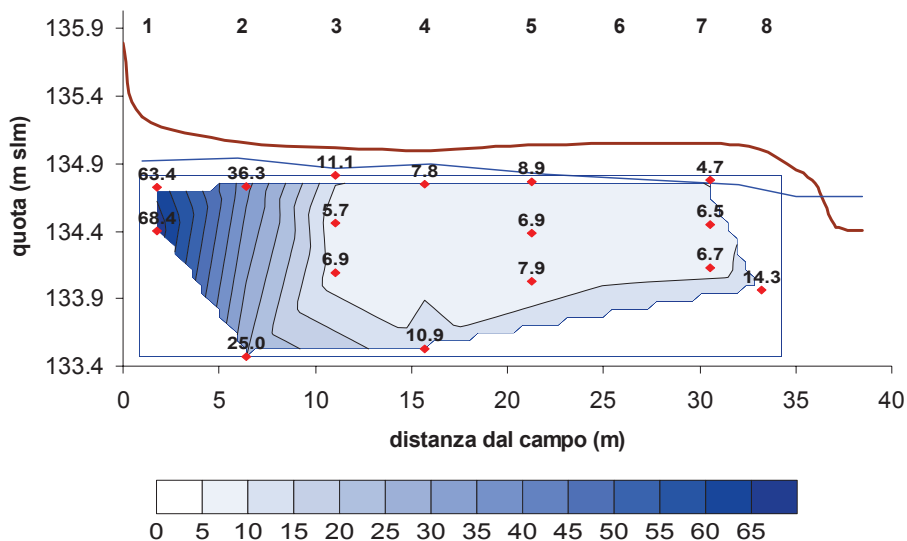


Fig. 4.5.5 Variazione dei cloruri lungo il transetto dei Typ nel giugno 2002 (evento di fertilizzazione).

Questo risultati indicano che la maggiore riduzione osservata per i nitrati è attribuibile ai processi biologici quali denitrificazione e uptake vegetale attivi all'interno della fascia riparia.

I dati relativi ad altri eventi di campionamento rappresentativi di periodi di stabilità, come quello mostrato ad esempio in Fig. 4.5.6, relativo alle concentrazioni mediate da gennaio a maggio 2003, confermano le considerazioni sopra esposte.

Quindi anche in condizioni in cui l'azoto nitrico in ingresso era decisamente più basse (3-5 mg/l), si registra una netta diminuzione a 10 m di distanza dal campo, dove si misurano concentrazioni inferiori di un ordine di grandezza (0,1-0,4 mg/l) e che spesso raggiungono il limite di rivelabilità strumentale allontanandosi ulteriormente dal campo, negli orizzonti più superficiali. Permane invece nella porzione centrale del transetto una zona profonda con concentrazioni di azoto nitrico relativamente elevate. Osservando l'analogo grafico per i cloruri (Fig. 4.5.7), si può osservare come le concentrazioni si sono mantenute relativamente costanti in un intervallo di valori compreso tra 4 e 7 mg/l. Ciò dimostra che in assenza di un input di cloruri attraverso la fertilizzazione, tali composti non vanno incontro a variazioni di

nessun genere e suggerisce inoltre che l'acqua sotterranea che scorre lungo il transetto non riceve apporti laterali con caratteristiche chimiche differenti.

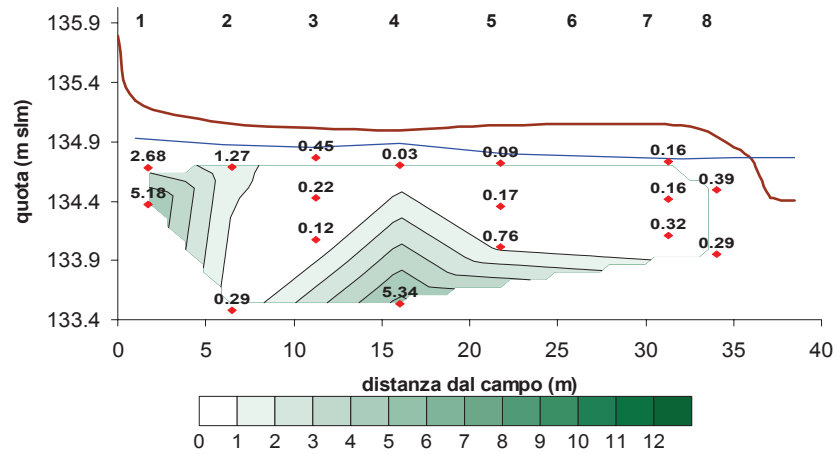


Fig. 4.5.6 Variazione dell'azoto nitrico lungo il transetto dei Typ nel periodo gennaio – maggio 2003.

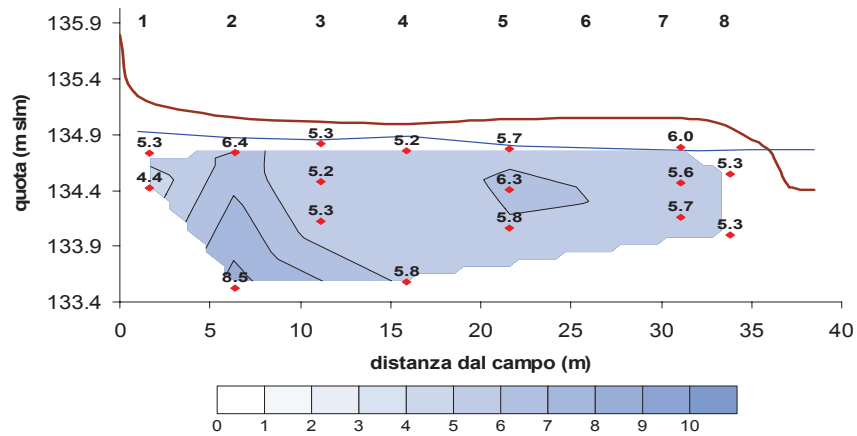


Fig. 4.5.7 Variazione del cloruro lungo il transetto dei Typ nel periodo gennaio – maggio 2003.

Il principale processo di rimozione dell'azoto nelle fasce riparie è la denitrificazione che avviene in condizioni anaerobiche. La misura dell'ossigeno disciolto nell'acqua sotterranea può fornire quindi utili indicazioni per verificare se, all'interno del transetto di studio, vi fossero le condizioni adatte per la

riduzione batterica del nitrato. In Fig. 4.5.8 le isolinee di concentrazione dell'O₂ misurate a seguito della fertilizzazione nel maggio 2004 mostrano una scarsa disponibilità di ossigeno, da 0.6 a 2 mg/l, negli orizzonti superficiali e intermedi. Mentre negli orizzonti più profondi ed, in particolare, nella porzione centrale del transetto le concentrazioni sono decisamente più elevate raggiungendo i 10 mg/l in corrispondenza del TYP4-144. All'ingresso della fascia riparia si osserva inoltre l'ingresso di acqua con un livello di O₂ da 2 a 4.6 mg/l che viene però consumato nell'arco di 5 m, in corrispondenza dei piezometri del gruppo 2, dove si misurano concentrazioni minime (0,5 mg/l) anche alla profondità di 150 cm.

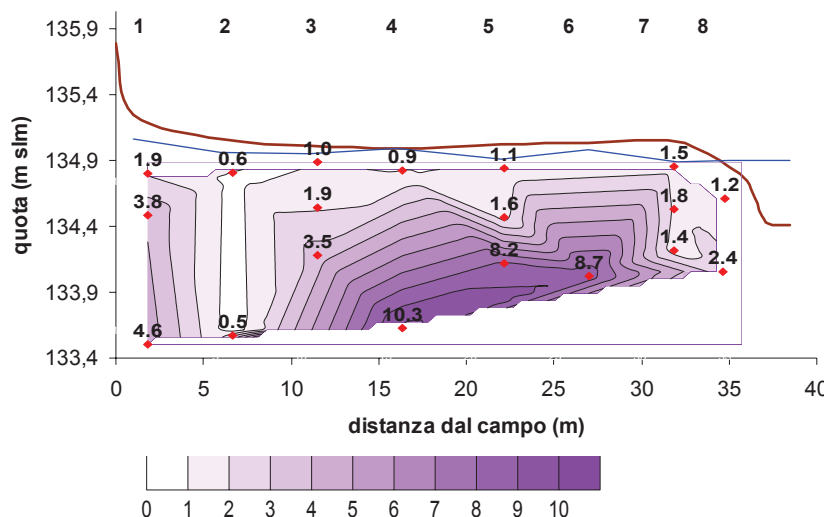


Fig. 4.5.8 Variazione dell'O₂ lungo il transetto dei Typ nel maggio 2004

La distribuzione dell'ossigeno all'interno dell'area di studio presentata in Fig. è in realtà rappresentativa dell'intero periodo di studio come si può dedurre dalla Fig.4.5.9 in cui sono riportati i box&wisker costruiti usando l'intera serie di dati relativi all'ossigeno. Nel piezometro TYP4-144 le concentrazioni di O₂ sono sempre elevate e non scendono mai al di sotto di 6 mg/l, mentre nel TYP7-105 e, soprattutto, nel TYP5-110, i valori sono più variabili. Nei piezometri superficiali ed intermedi, ad eccezione di quelli del gruppo 1, le concentrazioni non raggiungono mai valori superiori a 2 mg/l.

E' quindi molto evidente la relazione esistente tra ossigeno e nitrato che indica chiaramente che la diminuzione del nitrato osservata nel transetto è da attribuire ai processi denitrificanti.

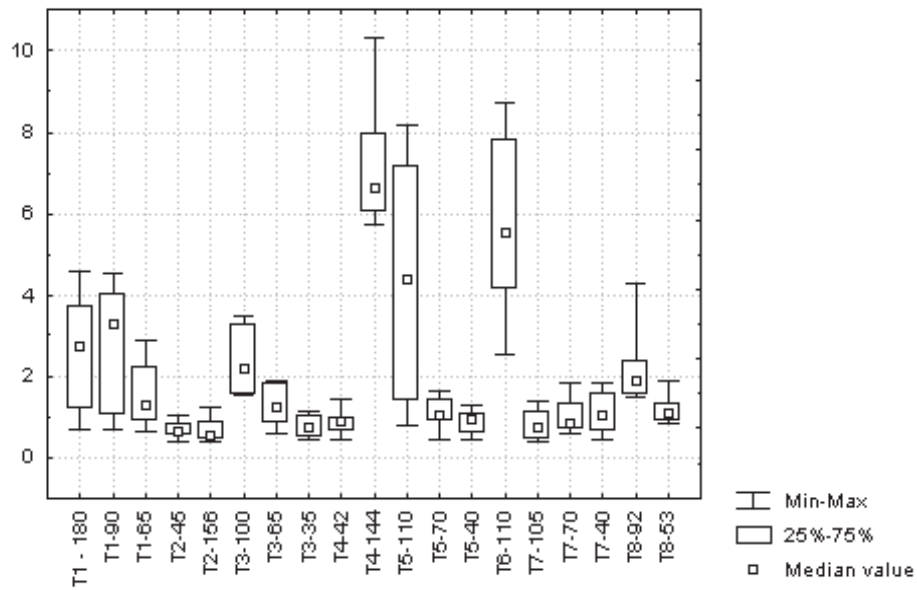
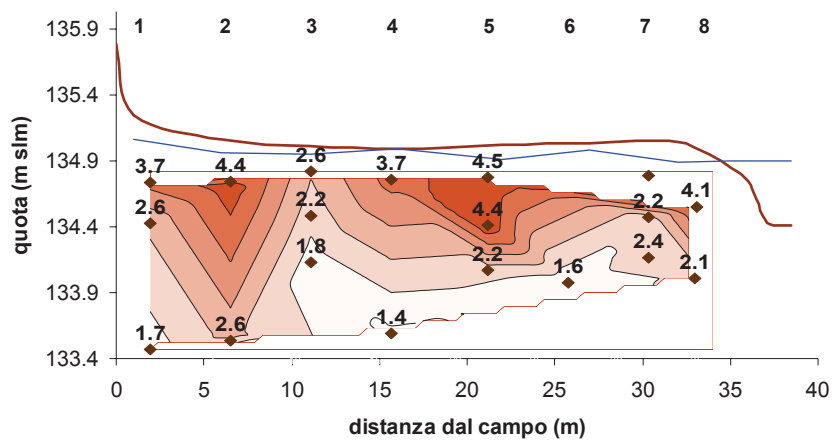


Fig. 4.5.9 Box&Whisker relativi alla distribuzione dell'ossigeno disciolto.

Oltre all'ossigeno molto importante nel condizionare l'attività batterica è la disponibilità di carbonio organico che rappresenta la principale fonte di energia per i batteri denitrificanti. I risultati relativi al DOC indicano concentrazioni mediamente più elevate negli orizzonti più superficiali e valori minimi a profondità superiori a 100 cm nella porzione centrale del transetto coincidente con l'area dove si sono osservate le concentrazioni più alte di ossigeno e nitrato (Fig.4.5.10).



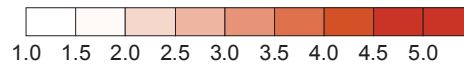


Fig. 4.5.10 Variazione del DOC (mg/l) lungo il transetto dei Typ.

4.5.1 Influenza del regime idrologico, del suolo e della vegetazione

Il quadro emerso dall'analisi delle trasformazioni delle specie chimiche mostra una rilevante 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 si mantengono relativamente elevati durante il corso dell'anno. Tale variabilità spaziale può essere interpretata considerando le interazioni tra i processi biologici e le caratteristiche idrologiche e pedologiche dell'area.

Una condizione fondamentale nel determinare la riduzione batterica del nitrato ad azoto elementare è la saturazione dei suoli che può favorire l'instaurarsi di condizioni anossiche indispensabili per l'attivarsi dei processi di denitrificazione. Dalla letteratura emerge come tale processo sia più efficiente in presenza di una falda prossima al piano campagna che garantisca la saturazione degli orizzonti superficiali generalmente caratterizzati da una maggior presenza di sostanza organica (Burt et al., 2002). Nell'area considerata la falda mantiene mediamente una soggiacenza di 30 cm rispetto al piano campagna con oscillazioni durante il periodo considerato inferiori ai 40 cm. Appare quindi evidente come, in particolare nelle porzioni più superficiali del suolo siano presenti durante tutto l'anno le condizioni ottimali per l'innescarsi della denitrificazione batterica. Anche il contenuto di carbonio organico nel suolo misurato in alcuni campioni prelevati lungo il transetto a differenti profondità

conferma tale ipotesi. L'orizzonte superficiale presenta mediamente concentrazioni di circa 5 mg/l, mentre negli orizzonti più profondi, sabbiosi o scheletrico sabbiosi, i livelli sono inferiori a 0.7 mg/l (Fig. 4.5.1.1). L'analisi dettagliata dell'idrologia a livello di microscala mostra inoltre come gli orizzonti sabbiosi intermedi vengano ricaricati dall'acqua proveniente dagli orizzonti più superficiali che quindi può arricchire di carbonio organico questa porzione di suolo favorendo i processi batterici. I bassi valori di conducibilità idraulica misurati in questi orizzonti suggeriscono un elevato tempo di residenza dell'acqua che promuove ulteriormente l'interazione tra componenti biologiche e elementi del suolo.

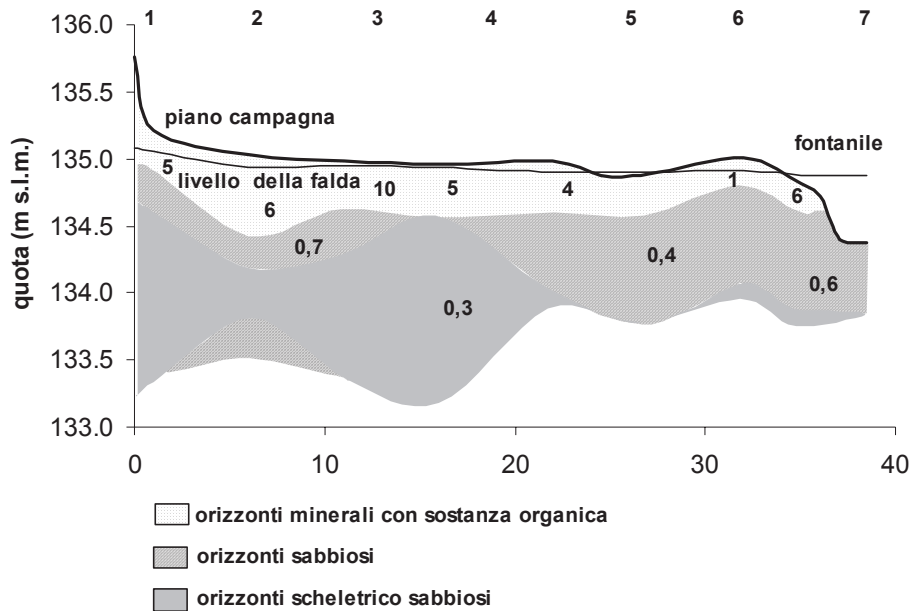


Fig. 4.5.1.1 Variazione del carbonio organico nel suolo (mg/l) e litologia.

Le apprezzabili concentrazioni di nitrato misurate in profondità a partire da 15 m dal campo, sono invece legate alla presenza di una zona di alto piezometrico in corrispondenza di un'area caratterizzata dalla presenza di sedimenti con granulometria scheletrico sabbiosa poveri di carbonio organico e da un'elevata conducibilità idraulica. Questo flusso d'acqua che ha probabilmente origine a elevate profondità è caratterizzato da elevate concentrazioni di ossigeno e da un contenuto di DOC che si mantiene sempre sotto i 2 mg/l. E' perciò plausibile che in questa zona i processi di

denitrificazione siano sfavoriti per la presenza di ossigeno, per la scarsità di sostanza organica e per un ristretto tempo di residenza dell'acqua. Diversi studi riportano un'effettiva rimozione di nitrati tramite denitrificazione in condizioni riducenti in corrispondenza di depositi ricchi di materia organica (Devito et al. 2000; Cooper, 1990; Ambus e Lowrance, 1991). Al contrario orizzonti con prevalenza di sabbia grossolana e ghiaia, con valori di conducibilità elevati (200-750 cm/d), erano invece associati alla presenza di acqua sotterranea ricca in nitrati.

Da quanto esposto emerge indirettamente l'importanza della granulometria del suolo nell'influenzare i processi microbiologici coinvolti nel ciclo dell'azoto poiché essa è correlata alla capacità del suolo di trattenere l'acqua. 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).

Come ampiamente descritto nell'introduzione, il ruolo della vegetazione nella trasformazione dei nutrienti all'interno delle fasce riparie è duplice. Le piante intervengono assimilando azoto e fosforo, quindi rimuovendo temporaneamente tali nutrienti dal suolo, e soprattutto hanno un ruolo importante nel sostenere le popolazioni microbiche attraverso il rilascio di molecole organiche. Alcune indagini hanno inoltre mostrato che la decomposizione della lettiera in alcuni casi è talmente lenta da ritardare la mineralizzazione fino alla primavera successiva quando l'uptake torna ad essere predominante (Burt et al., 2002). Negli ecotoni ripari delle regioni a clima temperato, è spesso possibile distinguere tra i processi di denitrificazione e quelli di uptake, dal momento che il primo domina nella stagione invernale e il secondo durante la stagione vegetativa (primavera-estate). Nel nostro studio il mantenimento costante di un elevato livello della falda per l'intero corso dell'anno, ha creato le condizioni ottimali per lo sviluppo dei processi microbiologici in tutte le stagioni. Non si riscontrano quindi importanti variazioni stagionali nella rimozione dell'azoto nel transetto oggetto di studio. Sicuramente la rimozione dell'azoto nelle porzioni radicali del suolo (40-60 cm di profondità) è attribuibile anche all'uptake della vegetazione ed è probabilmente il sommarsi dei due processi che porta ad una riduzione pressoché totale del nitrato osservata in particolare nei mesi estivi.

4.6 Origine dei nitrati nel fontanile Fontanin

Nonostante la riduzione pressoché totale del nitrato nella fascia riparia, il fontanile, in prossimità del transetto, presenta concentrazioni medie di circa 3 mg/l. Questi livelli sono piuttosto alti se confrontati con quelli indicati nella recente normativa in materia di tutela delle acque dall'inquinamento (Dlgs 152/99 e 258/2000) che prevede concentrazioni di azoto nitrico inferiori a 0,3 mg/l per corsi d'acqua superficiale nelle condizioni ottimali. Il fontanile, infatti, verrebbe classificato in un terzo livello secondo quanto riportato in tabella 7 dell'Allegato 1 Dlgs 258/2000. I livelli misurati possono essere attribuiti alle diverse fonti che alimentano il fontanile. Il Fontanin, nasce da una sorgente affiorante circa 1 km a monte dell'area di studio ed è alimentato completamente dall'acqua sotterranea. Analisi effettuate su campioni raccolti alla sorgente indicano livelli superiori ai 2 mg/l, facendo ipotizzare che le fonti sotterranee che alimentano questo corso d'acqua contengano di per sé discrete concentrazioni di nitrato. Altre misure effettuate prelevando acqua da un piezometro collocato a 90 cm di profondità all'interno del fontanile, frontalmente al transetto (TYP6), confermano la presenza di contributi provenienti da un acquifero profondo con concentrazioni medie di circa 5 mg/l.

Inoltre durante il suo corso, prima di raggiungere il tratto dove è collocato il campo sperimentale il fontanile riceve due apporti significativi provenienti da canali scavati dall'agricoltore per drenare i campi coltivati. Le analisi effettuate su campioni prelevati in uno di questi canali evidenziano notevoli fluttuazioni dei livelli di azoto nitrico raggiungendo livelli superiori ai 28 mg/l in occasione di eventi di fertilizzazione (Fig. 4.6.1).

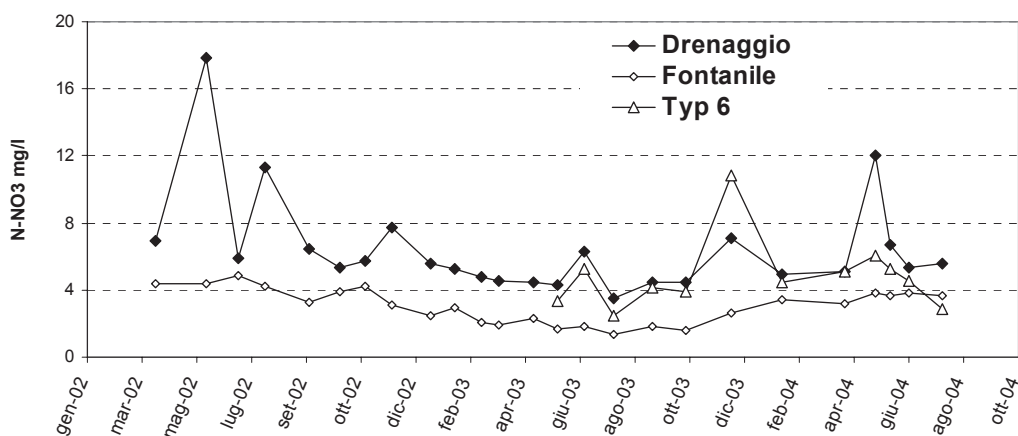


Fig 4.6.1 Andamento dei nitrati nel fontanile, in un canale di drenaggio e nel piezometro posto nell'alveo del fontanile (TYP6)

5. RIFLESSIONI CONCLUSIVE SULLA RIMOZIONE DEI NUTRIENTI NELLE FASCE RIPARIE

L'attività svolta nelle due aree sperimentali ha permesso di verificare l'efficienza delle fasce riparie nella rimozione dei nutrienti in tipologie di corpi idrici tipici del territorio nazionale e di attribuire ai processi biologici il ruolo preponderante nella riduzione del nitrato.

L'applicazione di un approccio sperimentale comparabile ha reso possibile il confronto dei risultati dal quale è emerso come due tipologie di ambiente differenti dal punto di vista geomorfologico, idrologico e vegetazionale rispondano diversamente ad input di nutrienti provenienti da fonti diffuse.

Nonostante in entrambe le aree riparie studiate sia evidente un gradiente di azoto inorganico dall'ingresso della fascia riparia fino al corpo idrico, è risultata significativamente diversa l'ampiezza della superficie entro la quale si è verificata una sostanziale riduzione di questo nutriente.

Una stima della percentuale di rimozione del nitrato può essere ottenuta attraverso una semplice formula basata sulla differenza di concentrazione in ingresso e in uscita dalla fascia riparia, rapportata alla distanza tra questi due punti (Sabater et al., 2003):

$$\eta_{\text{NO}_3} = (N_{\text{entrante}} - N_{\text{uscite}}) N_{\text{entrante}}^{-1} \Delta h^{-1} 100 [\text{m}^{-1}]$$

dove:

η_{NO_3} = percentuale di nitrato rimosso su metro lineare di fascia riparia

N_{entrante} = concentrazione di nitrato all'inizio della fascia riparia

N_{uscite} = concentrazione di nitrato alla fine della fascia riparia

Δh = distanza lineare tra il piezometro più vicino al campo coltivato e quello più lontano

Se η_{NO_3} è maggiore di zero, si ha effettiva rimozione del nitrato, viceversa se η_{NO_3} è minore di zero il rilascio di nitrato predomina sui processi di rimozione. Sono state considerate come N_{entrante} le concentrazioni di nitrato misurate nel piezometro più vicino al campo, mentre come N_{uscite} quelle nel punto in cui è stata riscontrata una riduzione della concentrazione di nitrato superiore al 90%.

Nel caso dell'area presso il fontanile Fontanin, tale rimozione si ha già nei primi 10 m di fascia riparia. L'efficienza percentuale calcolata è pari al 9-10% al

metro sia in occasione di eventi di fertilizzazione, dove le concentrazioni in ingresso sono pari a 30 mg/l circa, sia in periodi in cui le concentrazioni raggiungono i livelli minimi (3-5 mg/l). Risultati analoghi sono stati riscontrati anche in alcune fasce riparie erbacee in Romania, Paesi Bassi e Francia, e in un'area forestata in Spagna (Sabater et al., 2003).

Nell'area installata presso il lago di Candia, invece, una rimozione consistente del nitrato si ha in circa 60 m di fascia riparia. In questo caso l'efficienza di rimozione percentuale calcolata in questo tratto è pari a 1,5-1,7% al metro.

Nel caso di Cameri, la presenza di una falda che si mantiene costantemente elevata anche durante i mesi estivi poco piovosi, favorisce l'instaurarsi di condizioni ideali per la denitrificazione, cioè condizioni anossiche anche negli orizzonti più superficiali ricchi di sostanza organica, durante tutte le stagioni.

L'idrologia dell'area di Candia si caratterizza invece per una significativa stagionalità dipendente dal regime pluviometrico: nei periodi siccitosi, corrispondenti alla stagione estiva, l'acqua sotterranea scende anche al di sotto di 300 cm rispetto al piano campagna e durante i mesi invernali sale repentinamente.

A circa 60 m dal campo (e 40 m dal lago), dove si osservano le maggiori riduzioni di nitrato, il livello dell'acqua sotterranea subisce variazioni relativamente contenute.

Durante il periodo di studio, non è mai sceso al di sotto di 1,5 m e in alcune occasioni l'acqua è affiorata sopra il piano campagna. Inoltre in questa zona, la conducibilità idraulica è inferiore di un ordine di grandezza rispetto alla zona a monte e questo rallentamento dell'acqua sotterranea favorisce l'interazione con le componenti biotiche e quindi promuove il processo di denitrificazione.

L'importanza del regime idrologico nel condizionare la disponibilità di accettori e donatori di elettroni per le comunità microbiologiche è risultata particolarmente evidente nel canneto, dove la notevole disponibilità di carbonio organico si associa ad un alternarsi relativamente rapido di condizioni riducenti e ossidanti. Quando il canneto rimane sommerso per lunghi periodi, l'ambiente anossico, soprattutto in profondità, promuove la riduzione dei solfati dopo che anche tutto il nitrato è stato consumato.

I risultati ottenuti concordano con quelli pubblicati recentemente, relativi al progetto europeo NICOLAS, che dimostrano come l'efficienza di rimozione del nitrato dipenda essenzialmente dalle caratteristiche idrologiche e non dall'ampiezza della fascia riparia. Infatti dove sono presenti le condizioni ottimali per la denitrificazione, anche pochi di metri di fascia riparia sono sufficienti per rimuovere la maggior parte del nitrato (Burt et al., 2002).

Tra le caratteristiche ambientali, rilevanti nel determinare la soggiacenza della falda, sono da annoverare quelle topografiche, come la pendenza e più in generale la morfologia del declivio. Alcuni studi riportano una maggiore efficienza di rimozione in ambienti dove la fascia riparia presenta una zona pianeggiante nelle immediate vicinanze del corpo idrico connesso. Se tale area è troppo stretta o assente, come ad esempio nei fiumi di prim'ordine caratterizzati da pendenze elevate, la falda può non essere sufficientemente alta da consentire la denitrificazione (Burt et al., 2002).

Le due aree studiate sono profondamente diverse dal punto di vista morfologico: nel caso di Cameri, la fascia riparia è collocata in un'ampia zona pianeggiante adiacente al corso d'acqua che determina bassi gradienti idraulici durante tutto l'anno. Nel secondo caso il versante che include l'area sperimentale ha una pendenza, dal campo verso il lago, di circa il 4% che mantiene l'acqua sotterranea ad una certa profondità soprattutto in assenza di pioggia (Fig. 5.1).

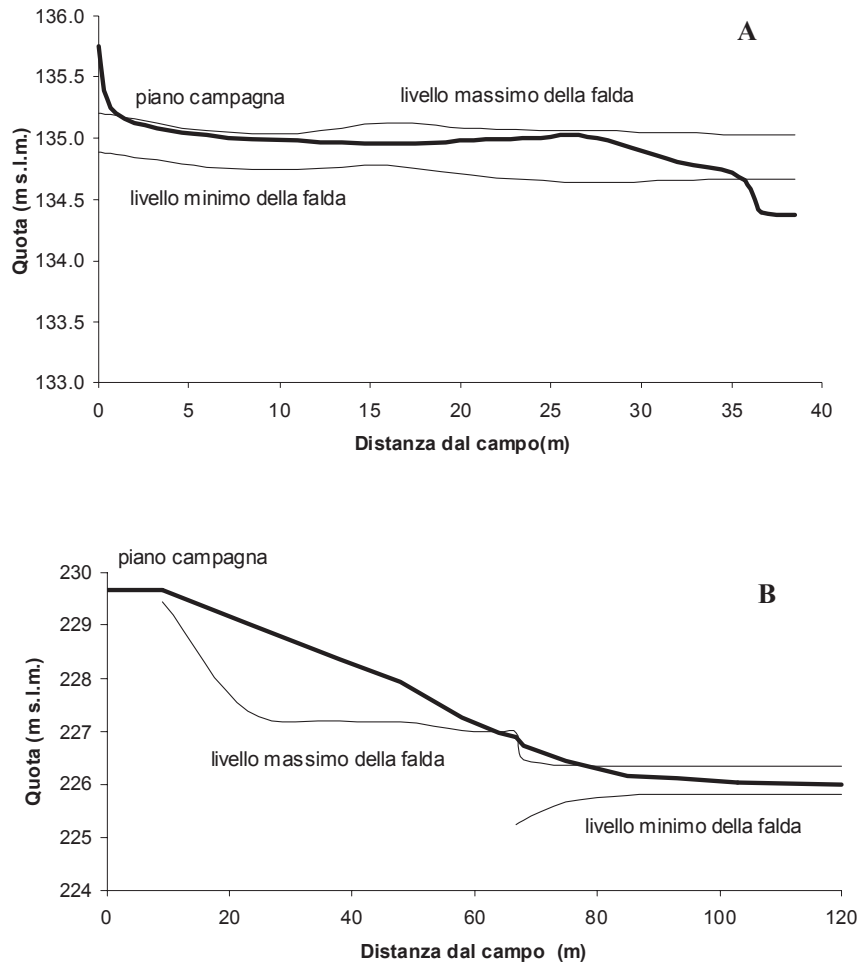


Fig 5.1 Profili morfologici dei declivi delle due aree sperimentali presso il Fontanin (A) e il lago di Candia (B). Sono indicati (linea sottile) i livelli minimi e massimi raggiunti dall'acqua sotterranea durante il periodo di studio.

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).

Se la circolazione dell'azoto nitrico in alcuni tipologie di aree riparie è ampiamente documentata, relativamente modesta è la letteratura riguardante la rimozione del fosforo. Nel presente studio sono emerse delle difficoltà nell'interpretazione dei dati relativi al fosforo, legate soprattutto all'estrema variabilità di questa specie chimica quando veniva determinata come fosforo totale. D'altra parte i dati disponibili relativi alla frazione disciolta erano insufficienti per poter indicare dei trend significativi. Solo nella fascia perilacuale di Candia i risultati ottenuti suggeriscono un gradiente in diminuzione, dal pioppeto verso il canneto, evidente durante gli eventi di pioggia intensa e dopo l'applicazione di fertilizzanti. All'interno del canneto la situazione è risultata sostanzialmente diversa: aumentano sensibilmente le concentrazioni del fosforo totale (fino a 850 µg/l) e fosforo totale disciolto (fino a 100 µg/l). Le condizioni riducenti, che rendono maggiormente disponibile il fosforo, e la velocità di decomposizione della sostanza organica maggiore di quella di assimilazione da parte della componente vegetale, promuovono un accumulo di questo nutriente.

Relativamente alla metodologia sperimentale adottata, è da sottolineare come nelle due aree si siano scelte strategie leggermente differenti nell'allestire il campo sperimentale, che si sono rivelate proficue. Nel caso di Cameri la disomogeneità dei suoli ha reso necessaria l'installazione di gruppi di piezometri posti alla medesima distanza dal fontanile, ma a differenti profondità. Anche per questo l'iniziale distanza di 10 metri tra un gruppo di piezometri e l'altro è stata ridotta a 3-5 m dopo aver effettuato alcune analisi preliminari. Tutto ciò ha permesso di studiare più nel dettaglio la dinamica dell'acqua sotterranea e di verificare la presenza di una risalita d'acqua sotterranea a 15 m dal campo. Sono stati inoltre messe in evidenza le differenze tra gli orizzonti superficiali dove i processi biologici di rimozione raggiungono un'efficienza nettamente superiore rispetto a quelli più profondi.

Nell'area perilacuale del lago di Candia, invece, la relativa omogeneità dei suoli e le elevate fluttuazioni dell'acquifero nella zona del pioppeto, hanno resa prioritaria l'installazione di piezometri alla massima profondità raggiungibile con i mezzi a disposizione. In prossimità del lago, dove le fluttuazioni si sono rivelate più contenute, ma dove l'influenza del lago può essere importante è stato nuovamente applicato il sistema di griglia con piezometri alla medesima distanza, ma a differenti profondità. Questo ha permesso di seguire più approfonditamente il destino dei nutrienti e di verificare l'importanza delle condizioni ossidoriduttive nelle trasformazioni biochimiche.

La comprensione dei processi che controllano l'entità e la dinamica dei flussi di nutrienti provenienti da sorgenti diffuse negli ecosistemi ripari è fondamentale per prevedere e controllare gli effetti delle attività antropiche sull'ambiente e per progettare interventi di recupero e gestione di queste aree.

Le conoscenze acquisite attraverso le indagini descritte nel presente Quaderno offrono un contributo per indirizzare la gestione del territorio e delle risorse idriche, ad esempio per individuare le aree potenzialmente più sensibili all'apporto di nutrienti e quelle invece più efficienti nella protezione delle risorse idriche. Nella Pianura Padana, dove sono presenti gli ambienti di risorgiva, le condizioni geomorfologiche descritte per il fontanile Fontanin si ritrovano abbastanza frequentemente, ma, al contrario, la vegetazione riparia è spesso ridotta ad un monofilare di pioppi. In questa tipologia ambientale la rinaturalizzazione di fasce con ampiezza minima di 15 -20 m, potrebbe essere sufficiente per garantire una buona protezione dell'ambiente acquatico dai nutrienti derivanti dall'attività agricola e trasportati da un flusso sub-superficiale. L'area umida considerata nella presente indagine, situata all'interno di un parco regionale, è di notevole importanza anche a livello ecologico per la presenza di numerose specie animali e vegetali di particolare pregio naturalistico, quindi, in questo caso, è auspicabile il mantenimento di una fascia riparia di ampiezza maggiore.

Un'ulteriore osservazione riguarda l'abitudine molto diffusa in queste aree di scavare al limite dei campi agricoli canali di drenaggio per facilitare il prosciugamento dei terreni coltivati, che altrimenti risulterebbero totalmente saturi d'acqua e inutilizzabili per la maggior parte delle attività agricole. Questo tipo di intervento, però, se da un lato si rende necessario per l'agricoltore, dall'altro contribuisce a creare una rete di piccoli canali che scaricano acqua drenata dai campi e ricca di nutrienti, direttamente nel fontanile, eliminando il passaggio attraverso la fascia riparia. Sarebbe quindi necessario studiare una soluzione che non comprometta le attività agricole, ma che allo stesso tempo permetta di sfruttare l'area riparia per abbattere i nutrienti derivanti da queste attività. Una possibile strategia, potrebbe concretizzarsi attraverso la realizzazione di una rete di canali che indirizzi il flusso di drenaggio all'interno dell'area riparia, o creando un dislivello tra i campi e l'area riparia, in modo da facilitare il decorso dell'acqua dal coltivo verso la zona riparia.

Nel bacino del lago di Candia si evidenzia la necessità di conservare una fascia perilacuale di almeno 100 m di ampiezza nella quale siano ridotte le unità agricole produttive. In particolare diventa cruciale il mantenimento o la creazione di aree ad elevata diversità naturale nelle zone a minore pendenza dove è favorita la saturazione dei suoli e conseguentemente l'attivazione dei processi batterici.

Nel canneto invece, dove la lettiera vegetale sembra rappresentare una sorgente di fosforo, lo sfalcio periodico, al termine della stagione di crescita potrebbe costituire un'utile strategia per ridurre gli apporti al lago.

Bibliografia

- A.P.H.A., A.W.W.A., W.E.F. (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Amer.Publ. Health. Ass., Washington.
- Alexander, R.B., Smith R.A., Schwarz G.E. (2000). "Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico". *Nature*, **403**: 758-761.
- Ambus A. e Lowrance R. (1991). "Comparison of denitrification in two riparian soils". *Soil Sci. Soc. Am. J.* **55**: 994-997.
- Anderson E.W. (1987): "Riparian area definition-- a viewpoint". *Rangelands*, **9**,70.
- Benson L.J. e Pearson R.G. (1993). "Litter inputs to a tropical Australian rainforest stream". *Aust. J. Ecol.* **18**: 377-383.
- Blicher-Mathiesen G. e Hoffmann C.C. (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.
- Borin M. e Bigon E., 2001. "Abatement of NO₃-N concentration in agricultural waters by narrow buffer strips". *Environmental Pollution* **117**: 165-168.
- Braskerud B.C. (2002). "Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution". *Ecological Engineering* **19**: 41-61.
- Brix H. (1994). "*Functions of macrophytes in constructed wetlands*". *Wat.Sci.Tech.* **29** (4): 71-78.
- Burt T.P., Pinay G., Matheson F.E., Haycock N.E., Butturini A., Clement J.C., Danielescu 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.

- Camusso M. e Polesello S. (2000). "Determinazione di cationi (sodio, ammonio, potassio, magnesio e calcio) mediante cromatografia ionica". *Notiziario dei metodi analitici IRSA-CNR*, 2: 8-14.
- Camusso, M. e Polesello S. (2000). "Determinazione di anioni (cloruro, nitrato, solfato, bromuro, fluoruro, fosfato e nitrito) mediante cromatografia ionica". *Notiziario dei metodi analitici IRSA-CNR*, febbraio 2000a: 1-8.
- Casati P., Pace F. (1996). *Scienze della Terra. L'atmosfera, l'acqua, i climi, i suoli*. Città Studi Eds., Milano, pp. 689.
- Cey E.E., Rudolph D.L., Aravena R., 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.
- Cirno C.P. e McDonnell J.J. (1997). "Linking the hydrologic and biogeochemical controls of nitrogen transport in near-stream zones of temperate-forested catchments: a review". *J. Hydrol.* **199**: 88-120.
- Connors M.E. e Naiman R.J. (1984). "Particulate allochthonous inputs: relationship with stream size in an undisturbed watershed". *Canad. J. Fish. Aquat. Sci.* **41**: 1473-1488.
- Cooper A.B. (1990). "Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment". *Hydrobiologia* **202**: 13-26.
- Cooper J.R. e Gilliam J.W. (1987). "Phosphorus redistribution from cultivated fields into riparian areas". *Soil Sci. Soc. Am. J.* **51**: 1600-1604.
- Correl D.L. (1997). "Buffer zones and water quality protection: general principles". In *Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection*. The Proceedings of the International Conference on Buffer Zones. Quest Environmental. Harpenden, Hertfordshire, UK, pp. 7-20.
- Cuffney T.F. (1988). "Input, movement and exchange of organic matter within a subtropical coastal blackwater riverfloodplain system". *Freshwater Biol.* **19**: 305-320.
- Davis M.M., Mitchell W.A., Wakeley J.S., Craig Fischenich J., Craft M.M. (1996). *Environmental Value of Riparian Vegetation*. Technical Report EL-96-16, US Army Corps of Engineers, Washington, DC., pp. 147.
- Devito K.J., Dillon P.J., Lazerte B.D. (1989). "Phosphorus and nitrogen retention in five Precambrian shield wetlands". *Biogeochemistry* **8**: 185-204.
- 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). *Applied hydrogeology*. Fourth Edition, Prentice-Hall, Inc., Upper Saddle River, New Jersey, USA, pp. 598.
- Fischer R.A., Martin C.O, Ratti J.T., Guidice J. (2001). "Riparian Terminology: Confusion and Clarification". (ERDC TN-EMRRP-SR-25), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS. www.wes.army.mil/el/emrrp
- Freeze A.R. e Cherry J.A. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall International, Inc., Englewood Cliffs, pp.604.
- Fresenius W. e Quentin K.E. (1988). "*Water Analysis*". Schneider W. (Eds.), Springer-Verlag Berlin, pp. 804.
- Galanti G., Guilizzoni P., Libera V. (1990). "Biomaniplulation of Lago di Candia (Northern Italy): a three year experience of aquatic macrophyte management". *Hydrobiologia* **200/201**: 409-417.
- Gaudette, H.E., Flight W.R., Toner L., Folger D.W. (1974). "An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments". *Journal of Sedimentary Petrology* **44** (1): 249-253.
- Gilliam J.W., Parsons J.E., Mikkelsen R.L. (1997). "Nitrogen dynamics and buffer zones". In *Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection*. The Proceedings of the International Conference on Buffer Zones. Quest Environmental. Harpenden, Hertfordshire, UK, pp. 54-61.
- Groffman P.M., Gold A.J., Simmons R.C. (1992). "Nitrate dynamics in riparian forest: Microbial studies". *J. Environ Qual.* **21**: 666-671.
- Haycock N. E. e Pinay G. (1993). "Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter". *J. Environ. Qual.* **22**: 273-278.
- Haycock N.E., Pinay G., Walker C. (1993). "Nitrogen retention in river corridors: European perspective". *Ambio* **22** (6): 340-346.
- Hill A.R. (1990). "Groundwater flow paths in relation to nitrogen chemistry in the near-stream zone". *Hydrobiologia* **206**: 39-52.
- Hill A.R. (1996). "Nitrate removal in stream riparian zones". *J. Environ. Qual.* **25**: 743-755.
- 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.
- Howard-Williams, C. (1985). Cycling and retention of nitrogen and phosphorous in wetlands: a theoretical and applied perspective. *Freshwater Biol.* **15**: 391-431.

- Jordan T.E., Correl D.L., Weller D.E. (1993). "Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland". *J. Environ. Qual.* **22**: 467-473.
- Kelly C.A. e Rudd J.W. (1984). "Epilimnetic sulphate reduction and its relationship to lake acidification". *Biogeochemistry* **1**:63-77.
- Komor S.C. e Magner J.A. (1996). "Nitrate in groundwater and water sources used by riparian trees in an agricultural watershed: A chemical and isotopic investigation in southern Minnesota". *Water Resour. Res.* **32**: 1039-1050.
- Krauze K., Wagner-Lotkowska I., Kiedrzyńska E., Sumorok B., Bocian J., (2004). "Constructed wetlands: how to combine sewage treatment with phytotechnology". In: *Integrated watershed management—ecohydrology et phytotechnology-Manual*, UNESCO, Zalewski M., Wagner-Lotkowska I. Eds., pp. 154-168.
- Lami A., Marchetto A., Lo Bianco R., Appleby P.G., Guilizzoni P. (2000). "The last ca 2000 years paleolimnology of Lake Candia (N. Italy): inorganic geochemistry, fossil pigments and temperature time-series analyses". *J. Limnol.* **59** (1): 31-46.
- Lovett S. e Price P. (eds) (1999). *Riparian Land Management Technical Guidelines*, LWRRDC, Canberra, pp. 331.
- Lowrance R.R., Leonard R.A., Asmussen L.E., Todd R.L. (1985). "Nutrient budgets for agricultural watersheds in the southeastern coastal plain". *Ecology* **66**: 287-296.
- Lowrance R.R., Todd R.L., Asmussen L.E. (1984). "Nutrient Cycling in an Agricultural Watershed: I. Phreatic Movement". *J. Environ. Qual.* **13** (1):22-27
- Maitre V., Cosandey A.C., Desagher E., Parriaux A. (2003). "Effectiveness of groundwater nitrate removal in a river riparian area: the importance of hydrogeological conditions". *Journal of Hydrology* **278**: 76-93.
- Mander Ü., Lõhmus K., Kuusemets V., Ivask M. (1997). "The potential role of wet meadows and grey alder forests as buffer zones". In *Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection*. The Proceedings of the International Conference on Buffer Zones. Quest Environmental. Harpenden, Hertfordshire, UK, pp. 147-154.
- Mitsch W.J. e Gosselink J.G., (2000). *Wetlands*, Third Edition. John Wiley & Sons, Canada, Ltd. pp.750.
- Mitsch W.J., Mitsch R.H., Turner R.E. (1994). "Wetlands of the old and new worlds: ecology and management". In: *Global wetlands: old world and new*. Mitsch, W.J. (ed.) Elsevier., Amsterdam, pp. 3-56.
- Mosello R., Tartari G.A., Marchetto A. (1987). "Alterazioni delle deposizioni atmosferiche ed effetti sulle acque superficiali: la situazione dell'Italia Nord-occidentale". *Documenta Ist. Ital. Idrobiol.* **14**: 1-18.

- Naiman R.J. e Decamps H. (1990). *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. eds. Unesco, Paris & The Parthenon Publishing Group, Carnforth.
- Naiman, R.J., Decamps H., Pastor J., Johnston C.A. (1988). "The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems". *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **7**: 289-306.
- 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.
- Osborne L. e Kovacic D.A. (1993). "Riparian vegetated buffer strip in water-quality restoration and stream management". *Freshwater Biology* **29**: 243-258.
- Parkyn S. (2004). *Review of riparian buffer zone effectiveness*. MAF Technical Paper No. 2004/05, Wellington (New Zeland), pp.31.
- Patrick W.H. e Tusneem M.E. (1972). "Nitrogen loss from flooded soil". *Ecology* **53** (4): 735-737.
- Patrolecco L., Pettine M., Capri S., (2000). "Determinazione del carbonio organico disciolto in acque naturali e di scarico". *Notiziario dei metodi analitici IRSA-CNR*, febbraio: 14-20.
- Peterjohn W.T., Correll D.L. (1984). "Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observations on the role of a riparian forest". *Ecology* **65** (5): 1466-1475.
- Pinay G., Roques L., Fabre A. (1993). "Spatial e temporal patterns of denitrification in riparian forest". *J. Appl. Ecol.*, **30**: 581-591.
- Pinay G., Ruffinoni C., Fabre A. (1995). "Nitrogen cycling in two riparian forest soils under different geomorphic conditions". *Biogeochemistry* **30**: 9-29.
- Pinay, G. e Dècamps H. (1988). "The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: A conceptual model". *Regulated Rivers: Research and Management* **2**: 507-516.
- Reddy K.R., Kadlec R.H., Flaig E., Gale P.M. (1999). "Phosphorous retention in streams and wetlands: A review". *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **29**: 83-146.
- Reddy K.R., Patrick W.H. (1984). "Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments", *CRC Crit. Rev. Envir. Control* **13** (4): 272-309.
- Richardson C.J (1985). "Mechanism controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands", *Science* **228**: 1424-1427.
- Rodier J. (1984). *L'analyse de l'eau*. Dunod, Paris, pp. 1365.

- Sabater S., Butturini A., Clement J.-C., Burt T., Dowrick D., Hetfing M., Maitre V., Pinay G., Postolache C., Rzepecki M., Sabater F. (2003). "Nitrogen removal by riparian buffers along a european climatic gradient: patterns and factors of variation". *Ecosystems* **6**: 20-30.
- Saunders D.L. e Kalff J. (2001). "Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers". *Hydrobiologia* **443**: 205-212.
- Simmons R.C., Gold A.J., Goffman P.M. (1992). "Nitrate dynamics in riparian forests. Groundwater studies". *J. Environ.* **21**: 659-665.
- Starr R.C. e Gillham R.W. (1993). "Denitrification and organic carbon availability in two aquifers". *Groundwater* **31**: 934-947.
- Sweeney B.W. (1993). "Effects of streamside vegetation on macroinvertebrate communities of White Clay Creek in Eastern North America". *Proc. Acad. Natural Sci. Phil.* **144**: 291-340.
- Tansley A.G. (1911). *Types of British Vegetation*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Thorne C.R. (1990). "Effects of vegetation on riverbank erosion and stability". *Vegetation and erosion*, John Wiley and Sons, New York, pp. 25-44.
- Valderrama, J.C. (1981). "The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters". *Marine Chemistry*, **10**: 109-122
- Vanek V. (1991). "Riparian zone as a source of phosphorus for a groundwater-dominated lake". *Wat. Res.* **25** (4): 409-418.
- Vought L.B.-M., Pinay G., Fuglsang A., Ruffinoni C. (1995). "Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes". *Landscape and Urban Planning* **31**: 323-331.