

IL SITO SPERIMENTALE “NICOLAS”

MONITORAGGIO DELL'EFFICACIA DI UN'AREA TAMPONE ARBOREA PRESSO L'AZIENDA DIANA
DI VENETO AGRICOLTURA PER IL DISINQUINAMENTO DELLA LAGUNA DI VENEZIA



Bruna Gumiero e Bruno Boz

Relazione finale

2012

© Consorzio di Bonifica Acque Risorgive - 2012
Tutti i diritti riservati

IL SITO SPERIMENTALE NICOLAS

MONITORAGGIO DELL'EFFICACIA DI UN'AREA TAMPONE ARBOREA PRESSO L'AZIENDA DIANA DI VENETO AGRICOLTURA PER IL DISINQUINAMENTO DELLA LAGUNA DI VENEZIA

Autori: Bruna Gumiero e Bruno Boz (responsabili scientifici del progetto)

Con i contributi di:

Paolo Cornelio (*coordinamento operativo, aspetti forestali, idrologia e chimica delle acque*)

Sergio Casella, Marina Basaglia, Elena Vendramini, Federico Fontana e Mizanur Rahman (*Cap. 4.8 e 4.9 - microbiologia dei suoli e delle acque, azotofissazione*)

Paolo Giandon, Francesca Ragazzi, Adriano Garlato e Luca Rigato (*Cap. 2.4 - profilo suoli e analisi pedologiche*)

Raffaella Scaggiante, Paola Baldan, Valentina Catto, Alessandro Pozzobon, Alessandro Migatta, Valentino Guzzo e Marina Raris (*analisi chimiche di acque e suoli*)

Anna Polazzo, Richard Lowrance e Randy Williams (*Cap. 5.2 - taratura e validazione modello REMM*)

Alessandro Pistolato (*supporto alle analisi di denitrificazione*)

Matteo Perini (*Cap. 4.5.5 - analisi isotopiche di $\delta^{15}N$*)

Diego Albanese (*Cap. 4.1.3 - rilievi e analisi geoelettriche*)

Giovanni Marco Carrer, Luca Palmeri, Marco Bonato, Giovanni Mescoli, Carla Comis (*Cap. 4.1.4 - stima dei tempi di residenza delle acque e misura portate in uscita*)

Cristina Dalla Valle, Andrea Rizzi, Elisabetta Tomé (*gestione tecnica degli impianti arborei*)

Paolo Giacobbi (*Cap. 2.3 - modalità di manutenzione del sito sperimentale*)

Comitato Tecnico Scientifico:

Ing. Carlo Bendoricchio (*Direttore del Consorzio di Bonifica Acque Risorgive*)

Dott.ssa Bruna Gumiero (*Professore a contratto presso l'Università di Bologna - Ecologia delle acque interne, Biomonitoraggio e Valutazione di impatto ambientale*)

Prof. Pier Francesco Ghetti (*Professore presso l'Università Ca' Foscari di Venezia - Idrogeologia, Idrologia ed Ecologia delle acque dolci*)

Prof. Sergio Casella (*Presidente del Corso di Laurea in Biotecnologie agrarie presso l'Università di Padova - Dipartimento di Biotecnologie Agrarie*)

Dott. Federico Correale Santacroce (*in rappresentanza di Veneto Agricoltura - Settore Bioenergie e Cambiamento climatico*)

Dott. Paolo Parati (*in rappresentanza di A.R.P.A.V. - Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione dell'Ambiente del Veneto*)

Dott. Roberto Corsino (*in rappresentanza della Regione Veneto - Direzione Progetto Venezia*)

Si ringrazia Veneto Agricoltura per l'apporto tecnico al progetto.

Per aggiornamenti consultare il sito del Consorzio Acque Risorgive www.acquerisorgive.it sotto la sezione Ambiente.

Coordinamento del progetto di pubblicazione:
Centro Internazionale Civiltà dell'Acqua Onlus.

Grafica: Fabio Boem.

Hanno collaborato: Lucio Bonato, Paolo Lesti, Giorgio Algeo.

Fotografie: Archivio Consorzio di Bonifica Acque Risorgive.

Pubblicazione da citarsi come segue: Gumiero B. e Boz B. (2012). *Il sito sperimentale NICOLAS, Monitoraggio dell'efficacia di un'area tampone arborea presso l'azienda Diana di Veneto Agricoltura per il disinquinamento della Laguna di Venezia*, Report finale, Consorzio di Bonifica Acque Risorgive - Regione del Veneto, edizioni Centro Internazionale Civiltà dell'Acqua.

L'idea progettuale del sito Nicolas si deve a Nick Haycock, Giuseppe Baldo e Giustino Mezzalira.

INDICE

1 INTRODUZIONE	7
1.1 La strategia di riduzione dei nitrati nel Bacino scolante e il progetto Zero	8
1.1.1 Il Bacino della Laguna di Venezia	8
1.1.2 L'eutrofizzazione della Laguna	8
1.1.3 Il "Progetto Zero"	9
1.1.3.1 Obiettivi	9
1.1.3.2 Azioni	9
1.1.3.3 Effetti in termini di riduzione dei nutrienti	10
1.2 Sito "Nicolas": obiettivi e risultati conseguiti dall'attività di monitoraggio pregressa	12
1.3 Sito "Nicolas": obiettivi ed attività previste dalla nuova attività di monitoraggio	13
2 IL SITO SPERIMENTALE	14
2.1 L'area di studio	14
2.2 La struttura	18
2.3 Operazioni di manutenzione ordinaria	21
2.4 I suoli	22
2.4.1 Caratteristiche pedologiche	22
2.5 Il Clima	27
2.5.1 Precipitazioni e temperature	27
3 IL PIANO DI MONITORAGGIO	30
3.1 Dati metereologici	30
3.2 Dati idrologici	30
3.3 Chimiche delle acque	31
3.3.1 Parametri chimici	31
3.3.2 Parametri fisici	34
3.3.3 Bilanci di massa	34
3.3.4 Analisi isotopiche	34
3.3.4.1 Procedura di estrazione nitrati	34
3.3.4.2 Analisi IRMS	34
3.4 Chimiche dei suoli (solo appezzamenti A e B)	35
3.5 Processo di denitrificazione ed emissioni naturali di N ₂ O	39
3.6 Azoto batterico	40
3.7 Mineralizzazione	40
3.8 Vegetazione erbacea e lettiera	40
3.9 Vegetazione arborea	41
3.10 Microbiologia dei suoli e delle acque	42
3.10.1 Analisi delle comunità microbiche del suolo	42
3.10.1.1 Piano sperimentale	43
3.10.2 Analisi comunità microbiche delle acque	45
3.10.3 Analisi di comunità microbiche specifiche	45
3.11 Determinazione dell'attività azotofissatrice in <i>Alnus glutinosa</i>	46
3.12 Prova con tracciante	47
3.13 Indagini di dettaglio sui livelli di falda	48
3.14 Aggiunta Azoto	50
3.14.1 Tempistica	50
3.14.2 Modalità di immissione	50
3.14.3 Quantitativi immessi	52

4 RISULTATI	53
4.1 Idrologia	53
4.1.1 Modello concettuale relativo all'idrologia dei suoli	53
4.1.2 Volumi di irrigazione	54
4.1.3 Profondità del deflusso ipodermico e della falda naturale	55
4.1.4 Tempi di residenza	60
4.1.5 Bilancio idrico	63
4.2 Analisi del suolo	64
4.2.1 Temperatura e umidità del suolo	64
4.2.2 Contenuto di sostanza organica	65
4.2.3 Contenuto di azoto nei suoli	66
4.3 Immobilizzazione batterica	68
4.4 Mineralizzazione netta e nitrificazione	70
4.5 Chimica delle acque	72
4.5.1 Andamento della ritenzione dell'Azoto nel corso della fase 1	72
4.5.2 Andamento della ritenzione dell'Azoto nel corso della fase 2	75
4.5.3 Andamento della ritenzione dell'Azoto nel corso della fase 3	76
4.5.4 Estensione del dato sperimentale all'intera area tampone	78
4.5.5 Analisi isotopiche	79
4.6 Processo di denitrificazione	82
4.6.1 DNT - Denitrificazione in situ	82
4.6.1.1 DNT: differenze stagionali	82
4.6.1.2 Differenze fra anni	85
4.6.1.3 Differenze fra strati di suolo	86
4.6.1.4 Differenza fra zone	89
4.6.1.5 Contributo del processo di denitrificazione nel processo depurativo	91
4.6.2 DEA - Attività enzimatica di denitrificazione	92
4.6.2.1 Confronto fra DNT e DEA	92
4.6.2.2 Differenze fra zone	99
4.6.2.3 Differenze fra stagioni	101
4.6.2.4 Confronto con i suoli di un'area agricola	101
4.6.3 Considerazioni finali	104
4.6.4 Emissioni naturali di N ₂ O	106
4.7 Sviluppo vegetazionale nel tempo	108
4.7.1 Vegetazione erbacea e lettiera	108
4.7.2 Vegetazione arborea	110
4.8 Caratterizzazione microbiologica dei suoli e delle acque	111
4.8.1 Suoli	111
4.8.2 Analisi di comunità microbiche specifiche	117
4.8.3 Acque	120
4.9 Analisi dell'attività azotofissatrice in <i>Alnus glutinosa</i>	121
4.10 Dinamiche dell'Azoto nel sito sperimentale	123
5 APPLICAZIONE DEL MODELLO REMM	125
5.1 Il modello REMM (<i>Riparian Ecosystem Management Model</i>)	125
5.1.1 Introduzione	125
5.1.2 Situazioni in cui il modello è applicabile	125
5.1.3 Schematizzazione della fascia riparia in REMM	125
5.1.4 Le componenti del modello	126
5.1.5 Aspetti computazionali e file di dati	128
5.1.6 Dati in ingresso	129
5.1.7 Dati in uscita	131

5.2 Applicazione di REMM al sito sperimentale NICOLAS dell’Azienda “Diana”	131
5.2.1 Introduzione	131
5.2.2 Peculiarità e idoneità del sito sperimentale all’applicazione di REMM	131
5.2.3 Schematizzazione della fascia riparia nel sito sperimentale	132
5.2.4 Calibrazione e validazione	135
5.2.5 Considerazioni finali	140
6 CONCLUSIONI GENERALI	141
7 ATTIVITÀ DI DIVULGAZIONE DEL PROGETTO	144
7.1 Presentazioni a convegni/seminari	144
7.2 Presentazioni a convegni/seminari effettuati durante la terza fase di monitoraggio	146
7.3 Pubblicazioni	149
7.4 Altre attività	151
BIBLIOGRAFIA	152
APPENDICE	162
<i>Documenti estratti dal convegno “Direttiva Nitrati e Bacino scolante della Laguna di Venezia”</i>	162
L. Samarelli Lo stato dell’arte sulla Direttiva Nitrati: aggiornamento sull’Europa	166
P. Parati, P. Giandon La conoscenza del territorio e le misure di prevenzione dei nitrati nelle acque	172
P. Cornelio Interventi di riqualificazione di canali e zone umide per la riduzione degli apporti di azoto nella Laguna di Venezia	179
R. Corsino Il progetto NICOLAS nell’ambito delle funzioni della Regione del Veneto per il disinquinamento del Bacino scolante nella Laguna di Venezia	182



1 INTRODUZIONE

Il sito sperimentale “Nicolas”, posto all’interno dell’Azienda Pilota e Dimostrativa “Diana”, situata nel Comune di Mogliano Veneto (TV) e gestita da Veneto Agricoltura, è stato realizzato nell’ambito del progetto promosso e attuato dal Consorzio di Bonifica Dese Sile (oggi divenuto Consorzio di Bonifica Acque Risorgive) “Interventi di riqualificazione ambientale lungo il basso corso del Fiume Zero per il controllo e la riduzione dei nutrienti sversati nella Laguna di Venezia”. Il progetto è finanziato dalla Regione Veneto attraverso il “Piano per la prevenzione dell’inquinamento delle acque del bacino idrografico immediatamente sversante nella Laguna di Venezia”.

Il sito pilota viene comunemente denominato “Nicolas” in relazione al fatto che l’intero disegno sperimentale, sia in termini di metodiche analitiche utilizzate, che di scelta, disposizione e frequenza dei campionamenti, ha ricalcato quello adottato da tutti gli importanti e referenziati Istituti coinvolti nel Progetto di Ricerca Europeo NICOLAS (“Nitrogen Control by Landscape Structures in Agricultural Environment-European project by DGXII Environment & Climate: ENV4-CT97-039”). L’idea progettuale del sito Nicolas si deve a Nick Haycock, Giuseppe Baldo e Giustino Mezzalana.

Visto il numero elevato e il forte grado di eterogeneità dei parametri da misurare (dati idrologici, pedologici, meteorologici, chimici, forestali ecc.), oltre ai tecnici del Consorzio di Bonifica Acque Risorgive, che hanno partecipato alle attività di sperimentazione provvedendo in particolare all’allestimento e alla manutenzione del sito, nel progetto di monitoraggio sono stati coinvolti numerosi altri soggetti:

- ARPAV, Dipartimento Provinciale di Treviso, Servizio osservatorio suoli;
- ARPAV, Dipartimento Regionale Laboratori, Servizio Laboratori Treviso;
- ARPAV di Teolo (PD), Centro Meteorologico;
- Haycock Associates St.Albans, Hertfordshire UK;
- IASMA, Istituto Agrario San Michele all’Adige;
- Università di Bologna, Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Sperimentale;
- Università di Padova, Dipartimento di Biotecnologie Agrarie;
- Università di Padova, Dipartimento dei Processi Chimici dell’Ingegneria, Laboratorio di Analisi dei Sistemi Ambientali;
- Università di Rennes, Francia;
- Veneto Agricoltura, Settore Agroenergie e Fuori Foresta.

Per quanto concerne l’attività di monitoraggio si distinguono tre periodi di analisi:

- 1999-2002: fase iniziale del monitoraggio con rilievi continui e frequenti;
- 2003-2005: monitoraggio speditivo con riduzione della frequenza e dei parametri rilevati;
- 2007-2011: nuova attività di monitoraggio con l’inserimento di alcune variabili gestionali (aggiunta di azoto e taglio della copertura arborea), di alcune nuove attività analitiche (microbiologia dei suoli, analisi del processo di azoto fissazione, analisi isotopiche per la determinazione del $\delta^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, prove con traccianti per la stima dei tempi di residenza e dei deflussi, analisi litologiche e geoelettriche) e funzionale al completamento del quadro conoscitivo, alla revisione critica di tutti i dati raccolti e all’utilizzo dei dati disponibili anche ai fini della taratura di un modello di previsione degli effetti delle aree tampone applicabile in altri contesti.

1.1 La strategia di riduzione dei nitrati nel Bacino scolante e il progetto Zero

1.1.1 Il Bacino della laguna di Venezia

Il Bacino scolante della laguna di Venezia ha una superficie di circa 2038 Km² e comprende tutti quei territori la cui rete idrica superficiale scarica all'interno della laguna di Venezia. La rete idrografica superficiale è costituita da corsi idrici naturali e da canali di bonifica controllati dai vari Consorzi di bonifica. Le acque giungono in laguna attraverso 27 punti di immissione, il volume medio annuo scaricato in laguna è di 1.000 milioni di m³ d'acqua e la portata media annua è di circa 30 m³/sec.

I suoli nell'area settentrionale del Bacino scolante sono di tipo ghiaioso-sabbioso, quindi presentano una granulometria grossolana e buone condizioni di drenaggio. Nell'area centrale del Bacino sono presenti suoli di tipo limoso, con tessitura grossolana nelle aree più rilevate e fine nelle zone pianeggianti. Infine, in prossimità della laguna, sono presenti suoli di tipo argilloso con gravi problemi di drenaggio delle acque. Il territorio del Bacino scolante è soggetto prevalentemente ad uso agricolo (77%), e in minore entità ad uso urbano, industriale e turistico.

1.1.2 L'eutrofizzazione della Laguna

La laguna di Venezia è costituita da un ampio bacino costiero poco profondo che si estende per circa 50 km lungo la costa nord ovest del Mare Adriatico. La laguna nel corso dell'ultimo secolo è stata modificata sostanzialmente dalle azioni antropiche attraverso il controllo artificiale delle dinamiche idrauliche, inclusa la costruzione di canali per facilitare la navigazione.

Nelle decadi passate hanno provocato considerevoli preoccupazioni i carichi di nutrienti scaricati in laguna. La Regione Veneto, a partire dal 1979 e attraverso i vari "Piani Direttori per la prevenzione dell'inquinamento e il risanamento delle acque del bacino idrografico immediatamente sversante nella Laguna di Venezia" ha stabilito una serie di obiettivi e azioni per ridurre il livello di azoto e fosforo in laguna (Figura 1).

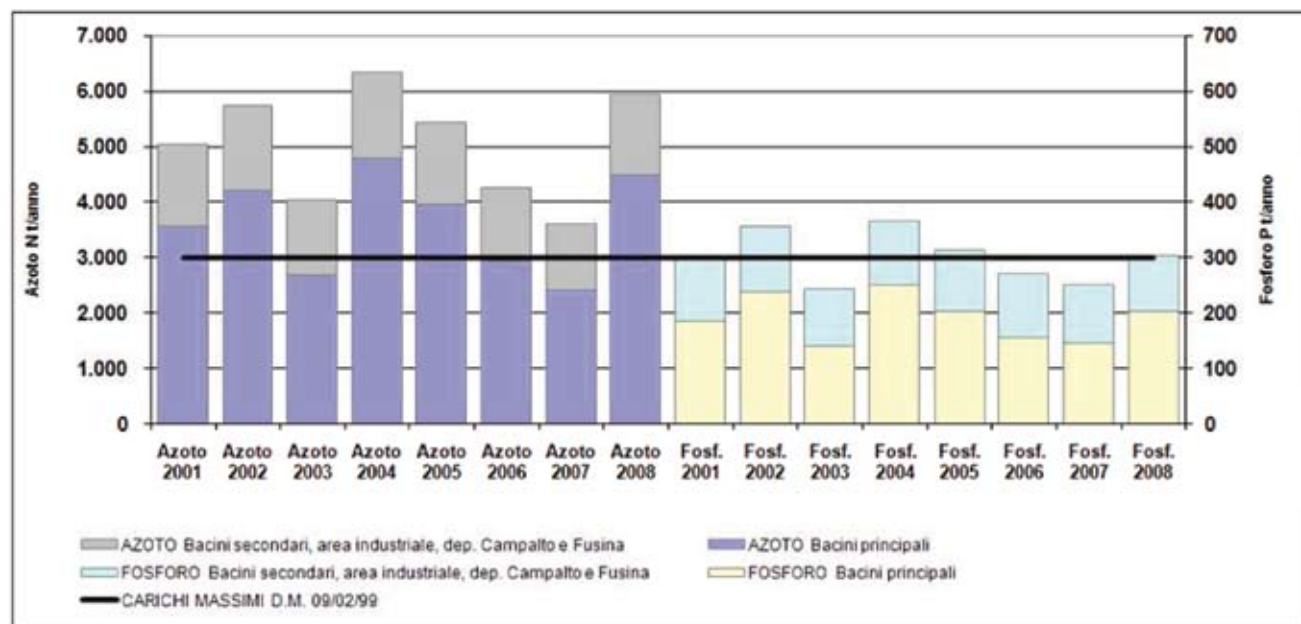


Figura 1: carichi massimi ammissibili (linea orizzontale nera) e carichi misurati veicolati in Laguna (istogrammi) nel periodo 2001 e 2008. Fonte ARPAV.

L'allora Consorzio Dese Sile (oggi "Acque Risorgive"), che gestisce i tre fiumi chiave (Dese, Sile e Marzenego) che contribuiscono per il 40% dell'acqua dolce che arriva in laguna, è stato coinvolto in vari progetti finalizzati a sviluppare una strategia per ridurre il carico degli inquinanti che entrano in laguna.

Coerentemente con gli obiettivi generali del Piano, per i fiumi Dese e Zero (suo affluente) sono stati stabiliti i seguenti valori di abbattimento dei carichi:

Bacino	Riduzione di Ntot (t/a)	Riduzione di Ptot (t/a)
Fiumi Dese e Zero	150	40

Le 150 t/a di azoto rappresentano un abbattimento del 12% rispetto al carico totale veicolato da Zero e Dese (1271,4 t/a) mentre per il fosforo l'abbattimento previsto è del 17% (229,1 t/a).

Per raggiungere gli obiettivi preposti il Consorzio ha sviluppato un complesso progetto di riqualificazione fluviale lungo il fiume Zero, denominato "Progetto Zero: interventi di Riqualificazione ambientale lungo il basso corso del Fiume Zero per il controllo e la riduzione dei nutrienti sversati nella Laguna di Venezia" che ha dato il via a numerosi interventi in tutto il territorio e di cui la realizzazione dell'area tampone nell'Azienda Diana costituisce una sottoazione.

1.1.3 Il "Progetto Zero"

1.1.3.1 Obiettivi

La volontà di realizzare degli interventi strutturali negli 11 km del basso corso del fiume Zero (figura 2), prima della sua immissione nel Dese, erano stati presi in considerazione dal Consorzio principalmente in relazione alla forte criticità idraulica presente. Nel momento in cui si è avviata la progettazione è emersa subito chiara la volontà di prevedere interventi che permettessero di ridurre tale criticità ma che nel contempo garantissero un miglioramento ecologico complessivo del corso d'acqua e soprattutto che fossero in grado di fornire un contributo sostanziale alla riduzione dell'apporto di nutrienti che il fiume veicola in laguna di Venezia. Un altro obiettivo significativo del progetto era quello di ridurre la risalita del cuneo salino per salvaguardare gli usi della risorsa idrica.

1.1.3.2 Azioni

Per il conseguimento degli obiettivi preposti le scelte progettuali si sono orientate verso la realizzazione di una serie di ecosistemi (Figura 2) in grado di esercitare un'azione filtro nei confronti dei nutrienti:

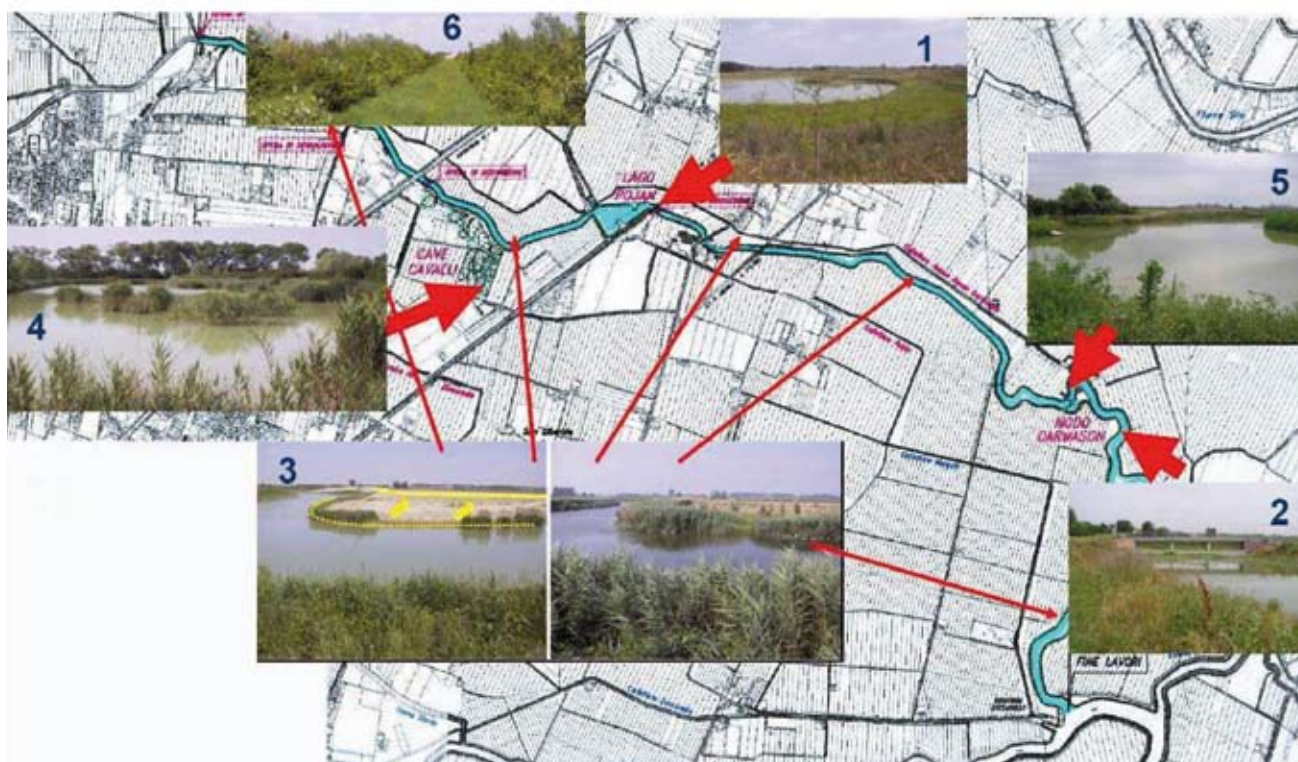


Figura 2: la localizzazione degli ecosistemi tampone realizzati con il progetto Zero: 1) la zona umida in alveo "Lago Pojan"; 2) il bacino a monte del "Nodo Carmason"; 3) corridoi golenali vegetati derivanti dall'arretramento degli argini; 4) zone umide periferiali in bacini di ex cave ("Cave Cavalli"); 5) zona umida ecotonale limitrofa al manufatto idraulico del "nodo Carmason"; 6) Fascia filtro forestale riparia; 7) "Zona umida" con acque salate.

- **la zona umida in alveo “Lago Pojan”**: si tratta di un’area umida in alveo avente una superficie complessiva di circa 2 ha ed una profondità di circa 4m;
- **il bacino a monte del “Nodo Carmason”**: come detto, uno degli obiettivi del progetto era quello di ridurre la risalita del cuneo salino per favorire i processi di fitodepurazione e salvaguardare gli utilizzi irrigui della risorsa idrica; per conseguire questo obiettivo è stato realizzato un manufatto idraulico sul fiume Zero, circa 3,2 km a monte della sua confluenza con il Dese. La regolazione di questo sbarramento impedisce la risalita controcorrente delle acque durante le alte maree ma nello stesso tempo permette lo scarico a valle delle acque del fiume;
- **corridoi golenali vegetati derivanti dall’arretramento degli argini**: la sezione del corso d’acqua è stata ampliata in modo significativo in molti tratti permettendo la formazione di fasce golenali ricoperte da canneto lungo le sponde. Questo intervento può avere un ruolo marginale nella ritenzione dei nutrienti ma diviene determinante in termini di riduzione dell’erosione spondale e della creazione di habitat per gli organismi acquatici e l’avifauna;
- **zone umide perifluviali in bacini di ex cave (“Cave Cavalli”)**: questi ecosistemi sono stati creati in aree di ex cave di argilla. La profondità dei laghi varia da 1 a 4 metri, mentre la superficie “bagnata” complessiva è di circa 30 ha. Nell’idea progettuale iniziale una quota parte delle acque del fiume Zero, prima che raggiungano il Dese, vengono immesse in alcuni dei bacini per sfruttare la potenziale capacità filtro di questi sistemi;
- **zona umida ecotonale limitrofa al manufatto idraulico del “nodo Carmason”**: nell’ambito del progetto è stata prevista la realizzazione di un’area umida nei pressi della diga del “nodo Carmason” con funzioni di ecotono e di collegamento ecologico fra l’ambiente fluviale ad acqua dolce, che viene protetto dalla diga dalla risalita del cuneo salino durante le maree, e l’ambiente lagunare di acque salmastre. La zona umida ha la conformazione di un bacino di sedimentazione con una superficie di circa 0,7 ha coperto principalmente a typha e phragmites; riceve deflussi ridotti ma svolge un ruolo filtro importante sulle acque del fiume prima che esse vengano immesse nella porzione a valle del manufatto.;
- **fascia filtro forestale riparia**: ampie superfici delle fasce di territorio limitrofe al fiume Zero sono terrazzate e storicamente utilizzate ad uso agricolo. Nel progetto Zero, una porzione di territorio limitrofa al corso d’acqua è stata convertita da uso agricolo a sistema filtro forestale: le acque del fiume vengono pompate in un sistema di scoline che permettono di sfruttare la capacità tampone di questi sistemi riproducendo dinamiche simili a quelle che si verificano nelle fasce riparie naturali. È proprio questo intervento quello oggetto del lavoro di ricerca descritto nel presente Report;
- **“zona umida” con acque salate**: la porzione terminale del corso d’acqua, quella con acque salate, è quella che meno si presta ad interventi di miglioramento ecologico in quanto protetta da alti argini di difesa; nonostante questo si è previsto di favorire al massimo la formazione di corridoi golenali vegetati (a canneto, ampi almeno 6m) ai fini di minimizzare l’azione erosiva collegata alle variazioni di livello creato dalle barche durante il loro passaggio; chiaramente la presenza dei complessi vegetazionali *phragmites/scirpus* può favorire anche l’azione di rimozione dei nutrienti.

1.1.3.3 Effetti in termini di riduzione dei nutrienti

Allo scopo di consentire la stima delle capacità di ritenzione di nutrienti in diverse geometrie ed idrodinamiche di zone tampone (i.e. *buffer zones*) ciascun habitat è stato studiato (lavoro realizzato da Quest Environmental) mediante un modello numerico commerciale denominato STELLATM 5.0, testato e di uso diffuso in questo ambito, che opera bilanci di massa per sostanze nutrienti. Per la valutazione degli effetti complessivi di riduzione del carico inquinante, è necessaria una distinzione fra diverse tipologie di habitat ed una loro modellazione di dettaglio, che includa una valutazione accurata delle condizioni di contorno idrauliche, quali: i flussi medi in entrata al sistema, i carichi prodotti, i tempi medi di residenza e la capacità idraulica complessiva; oltretutto l’applicazione delle opportune cinetiche di scambio quali, ad esempio, nel caso dei nitrati, le costanti di tempo dei processi di mineralizzazione, suzione delle eventuali biomasse, denitrificazione ed altro ancora (si veda, per un accurata descrizione degli usi di modelli di questo tipo: Ambio, Special Edition: *Wetlands as Nitrogen Traps*, 23(6), 320-386, 1994). Una volta che il modello (insieme dei sotto-modelli relativi alle diverse aree filtro) è stato costruito, attraverso l’immissione di dati meteorologici, idrologici e di concentrazione dei nutrienti è possibile ottenere le stime di abbattimento

di ciascun habitat (Tabella 1: si osservi che oltre alle aree tampone naturali un effetto di ritenzione viene attribuito anche all'attività irrigua) e le stime di abbattimento complessive con passo giornaliero o annuale¹ (Tabella 2).

Tonnellate/anno	Media	Dev. Std.	Err. Std.	Minimo	Massimo	ha
N-NO ₃ Ritenzione-Lago "Pojan"-Zona umida in alveo	0,997	0,097	0,017	0,745	1,159	2
N-NO ₃ Ritenzione-Rallentamento acque per creazione manufatto nodo "Carmason"	7,583	0,75	0,131	5,639	8,811	15,5
N-NO ₃ Ritenzione-Fragmiteti nei nuovi corridoi golenali	0,741	0	0	0,741	0,742	3,5
N-NO ₃ Ritenzione-Zone umide fuori alveo "ex Cave Cavalli"	1,383	0,072	0,012	1,243	1,624	7,5
N-NO₃ Ritenzione-Area Tampone Boscata "Nicolas"	18,678	0,686	0,119	16,961	20,111	60
N-NO ₃ Ritenzione-Acque irrigue	0,443	0,177	0,031	0,167	1,054	220
N-NO ₃ Ritenzione-Zona umida in alveo a monte del "nodo Carmason"	0,349	0,026	0,005	0,289	0,379	0,7
N-NO ₃ Ritenzione-Fragmiteti nei nuovi corridoi golenali a valle del nodo Carmason (acqua salata)	1,571	0,18	0,031	1,127	1,92	5
TOTALE	31,745					
TKN Ritenzione-Zone umide fuori alveo "ex Cave Cavalli"	0,838	0,043	0,008	0,753	0,984	7,5
TKN Ritenzione-Area Tampone Boscata "Nicolas"	11,319	0,416	0,072	10,278	12,187	60
TKN Ritenzione-Acque irrigue	0,268	0,107	0,019	0,101	0,639	220
TOTALE	12,425					

Tabella 1: risultati della simulazione in termini di riduzione di N conseguibile per ciascuno degli interventi realizzati nell'ambito del progetto Zero.

Tonnellate/anno	Media	Dev. Std.	Err. Std.	Minimo	Massimo
TKN input (est)	113,311	14,591	2,54	87,276	151,088
N-NO ₃ Totale-input	186,982	24,07	4,191	144,02	249,32
TKN Ritenzione	12,425	0,48	0,084	11,262	13,333
N-NO₃ Totale-ritenzione	31,745	1,236	0,215	28,995	35,01
TKN in laguna	100,886	14,291	2,488	76,015	138,336
N-NO₃ Totale in laguna	155,237	23,234	4,044	113,08	216,876

Tabella 2: risultati della simulazione in termini di riduzione di N conseguibili con il progetto complessivo di riqualificazione fluviale del basso corso del fiume Zero.

Per quanto concerne l'azoto, il valore medio (di diverse simulazioni eseguite per anni con notevoli variazioni meteorologiche) di N-NO₃ immesso nel sistema è risultato essere di 187 t/a a fronte di una capacità complessiva di abbattimento dell'intero sistema di 31,7 t/a (17%).

Secondo il modello, il sistema tampone più efficace è risultato essere quello costituito da 60 ha di fasce tampone boscate (di cui ad oggi ne risultano realizzati 30 ha); dai risultati della modellizzazione infatti esse dovrebbero abbattere 18,6 (t/a) di N-NO₃ (59% del totale abbattuto).

Per quanto concerne N_{tot} (NO₃-N+TKN) l'abbattimento complessivo del sistema risulta di 44,17 (t/a) che costituisce una quota del 22% rispetto alla quantità complessiva di N_{tot} che entra nel sistema; anche considerando N_{tot}, il sistema più efficace risulta essere quello delle fasce tampone boscate con una stima di abbattimento di 30 t/a di N_{tot}.

¹In seguito è stata condotta dal Consorzio Dese Sile anche un'attività di "Revisione dei modelli e dei metodi utilizzati per il calcolo dell'abbattimento di azoto e fosforo" da parte di IRIDRA S.r.l che ha in parte confermato le previsioni modellistiche iniziali, in parte affinato tali stime.

I dati emersi dalle simulazioni modellistiche, solo per quanto concerne le fasce boscate riparie, sono oggi confrontabili con i dati misurati nel corso dell'attività di monitoraggio (descritta dettagliatamente in questo report) svolta negli anni successivi all'implementazione del modello da cui è emersa una capacità di abbattimento reale (con moduli di fasce tampone ampi 15m) di circa 75 Kg/ha di N-NO₃ (Figura 55) e quindi, considerando i 30 ha realizzati, di 2,25 t/a di N-NO₃ abbattuto a fronte delle 9,3 (per 30 ha) previste dal modello. Come dimostrato dalla sperimentazione la capacità tampone "potenziale" di queste aree (con maggior carichi di azoto) risulta decisamente superiore, quindi la sovrastima iniziale del modello è dovuta principalmente a due fattori: una parziale riduzione dei volumi di irrigazione che il sistema è in grado di far defluire e soprattutto una minore concentrazione di azoto nelle acque del fiume Zero rispetto a quella prevista inizialmente. La distanza fra le previsioni modellistiche e le misure del monitoraggio si sono ridotte notevolmente con la maturazione del sistema tampone e l'accresciuta capacità di far defluire sub-superficialmente i volumi di irrigazione.

Osservando i dati registrati nella stagione 2007-2008 infatti, grazie all'incremento delle portate trattate, nell'appezzamento monitorato si raggiunge un abbattimento di circa 126 Kg/ha di N-NO₃ che esteso ai 30 ha dell'intero sistema tampone porterebbe ad una rimozione annua di circa 3,8 t di N-NO₃.

1.2 Sito "Nicolas": obiettivi e risultati conseguiti dall'attività di monitoraggio progressiva

L'attività di monitoraggio condotta nel sito sperimentale "Nicolas" nel periodo 1999-2005, incentrata sullo studio dell'efficacia delle fasce tampone arboree nella riduzione dei carichi di azoto che defluiscono ai corpi idrici e che da essi vengono veicolati verso la laguna di Venezia, è stata finalizzata a:

- aumentare la conoscenza dei processi che permettono alle fasce arboree di fungere da tamponi riducendo le concentrazioni delle principali forme azotate veicolate attraverso i deflussi idrici che le attraversano;
- quantificare l'entità di questa riduzione e verificarne l'andamento durante la fase di maturazione della fascia arborea;
- individuare le più idonee modalità di gestione degli impianti arborei e dei deflussi idrici per giungere in questo modo alla scelta di tipologie, tecniche d'impianto e criteri di manutenzione idonei a massimizzare, per lo specifico ambiente, l'efficacia dei sistemi tampone.

Per indagare compiutamente questi aspetti è stato realizzato un sito sperimentale che consente il controllo dei volumi di irrigazione che vengono fatti defluire attraverso un'area tampone forestale. I risultati emersi da questa attività sperimentale hanno fornito conferme e indicazioni interessanti e in linea con quelli rinvenibili in letteratura:

- fasce tampone arboree di recente impianto, a partire dal secondo anno di campionamento, hanno ridotto più del 60% i carichi di azoto totale disciolto che le hanno attraversate per via subsuperficiale, fino a un valore massimo di 168 kg/ha/anno (l'unità di superficie si riferisce all'area di fascia tampone);
- in termini di ritenzione percentuale di azoto nelle acque, non sono state riscontrate differenze significative tra fasce tampone larghe 15 m e fasce tampone larghe 5 m: fasce a minore ampiezza (anche monofilari) si sono dimostrate quindi più efficaci (stesso abbattimento ma minore superficie impiegata) rispetto a fasce plurifilari;
- sia per le fasce tampone larghe 15 m che per le fasce tampone larghe 5 m si è registrato un incremento nel tempo della capacità di ritenzione di azoto nitrico (N-NO₃), con riduzioni del 39-43% a un anno dall'impianto e riduzioni del 84-86% a tre anni dall'impianto;
- il processo di denitrificazione è strettamente correlato alla presenza del deflusso subsuperficiale generato a seguito dell'attività di irrigazione;
- in questo tipo di sistema, il processo di denitrificazione è in grado di fornire da solo (e cioè senza considerare altri processi di rimozione dell'azoto) un contributo molto significativo in termini di riduzione complessiva dell'azoto;
- le misure di denitrificazione potenziale effettuate sui suoli in assenza di fattori limitanti hanno fatto registrare una forte potenzialità di incremento dei ratei di denitrificazione (fino a 10 volte maggiore di quella *in situ*); maggiori disponibilità di carbonio e di azoto nei suoli sono quindi in grado di favorire un ulteriore incremento della capacità tampone del sistema.

1.3 Sito “Nicolas”: obiettivi ed attività previste dalla nuova attività di monitoraggio

La nuova campagna di monitoraggio del sito Nicolas è stata avviata nel 2007 ed è proseguita fino al 2011. I principali obiettivi di tale attività hanno riguardato:

- la verifica dell'efficacia del sistema a lungo termine: gli ultimi campionamenti del sistema tampone erano stati realizzati nel corso del 2005; da allora, così come in precedenza, l'area non è stata oggetto di particolari interventi gestionali e di conseguenza suolo e vegetazione sono andati incontro ad una naturale maturazione ed evoluzione. Per verificare se tali cambiamenti hanno influito sulle dinamiche dell'azoto è stato previsto un anno completo di monitoraggio (2007-2008) eseguito ricalcando il protocollo di monitoraggio già adottato in precedenza;
- approfondimento delle conoscenze sul sistema: per avere ulteriori conferme circa le evidenze sperimentali già registrate e per verificare (con misure empiriche) alcune delle ipotesi emerse nel corso dei precedenti monitoraggi sono state inserite nel piano di monitoraggio alcune attività analitiche mai realizzate in precedenza; in particolare si è avviata un'analisi delle comunità microbiche del suolo ai fini di verificare l'esistenza di relazioni fra questi aspetti e l'andamento dei processi di rimozione dell'azoto. In parallelo è stata inoltre avviata un'attività specifica per la quantificazione del processo di azotofissazione, utile per completare le stime legate al bilancio dell'azoto. Sempre nell'ottica di poter compiutamente effettuare i bilanci si è inserita inoltre un'attività specifica per la valutazione della ritenzione di azoto e fosforo nella biomassa legnosa. Ai fini di una conferma definitiva di alcune assunzioni circa i bilanci idrologici del sito è stata inoltre realizzata una campagna di misure delle portate in uscita dal sito sperimentale (scoline di drenaggio), finora quantificate in modo empirico, una prova con l'immissione e la misurazione delle concentrazioni di traccianti che ha permesso di calcolare in modo preciso i tempi di residenza delle acque nel sistema e l'esatta ripartizione dei deflussi nei diversi appezzamenti. Sempre nell'ottica di realizzare i bilanci idrologici in modo accurato è stato inoltre realizzato uno studio, sulla litologia dei suoli con tecniche geoelettriche, funzionale a confermare le ipotesi in precedenza formulate circa le interazioni tra la falda ipodermica creata dal sistema di irrigazione e quella naturale. Uno scavo profondo 2,3 metri è stato effettuato sia per verificare lo sviluppo degli apparati radicali sia per effettuare un profilo del suolo all'interno del sito sperimentale. Per poter infine meglio quantificare il contributo relativo dei diversi processi di rimozione dell'azoto sono state effettuate analisi isotopiche sui campioni d'acqua in tre stagioni;
- verificare la risposta del sistema a fronte di variazioni gestionali: in particolare è stato indotto un significativo incremento della concentrazione di azoto nelle acque di irrigazione (anni 2009 e 2010) per verificare se i dati reali fossero effettivamente in grado di confermare la maggior potenzialità depurativa del sistema ipotizzata dalle analisi precedentemente condotte;
- utilizzare i dati per la taratura di un modello applicabile in altri contesti: vista la grande mole di dati raccolti e le peculiarità del sistema tampone in oggetto (vedi paragrafo 5.1.2) che lo rendono estremamente adatto all'applicazione di un modello matematico, si è inserita fra le nuove attività la taratura del modello REMM² (Riparian Ecosystem Management Model) sviluppato da USDA per simulare i processi fisici, chimici e biologici che si verificano in una fascia riparia. In particolare, viene utilizzato per comprendere il ruolo di questo tipo di ambienti nei confronti della riduzione di nutrienti diretti al corso d'acqua; è possibile quindi un suo utilizzo come strumento per pianificare diverse opzioni gestionali delle fasce riparie nell'ottica di massimizzare il controllo delle fonti inquinanti diffuse. Attraverso la taratura e l'analisi di sensitività, si è fornito al Consorzio uno strumento in grado di effettuare delle previsioni sull'efficacia di altri interventi di realizzazione di sistemi tampone forestali.

² Per la descrizione generale del modello si rimanda ad Altier *et al.* (1994) e Lowrance *et al.* (2000). Per quanto riguarda invece gli algoritmi di calcolo una loro descrizione è disponibile nella documentazione tecnica a supporto del modello (Altier *et al.*, in press). Per informazioni relative alle singole componenti è possibile trovare informazioni in Altier *et al.* (1998), and Inamdar *et al.* (2000 a,b). Per tutte le informazioni si veda anche il sito <http://www.cpes.peachnet.edu/remmwww/>

2 IL SITO SPERIMENTALE

2.1 L'area di studio

Il sito sperimentale è collocato all'interno di un'area tampone arborea ben più vasta e realizzata in terreni a precedente uso agricolo a seminativo, posti lungo l'argine sinistro del basso corso del fiume Zero in Località Bonisiolo di Mogliano Veneto (TV).



Figura 3: il Fiume Zero nel tratto limitrofo al sito sperimentale.

In quest'area sono stati realizzati 30 ettari di sistemi tampone forestali, in appezzamenti equivalenti (0,35 ha ciascuno) e strutturalmente identici. Ciascun appezzamento viene irrigato attraverso un sistema di scoline con acqua prelevata, attraverso un impianto di sollevamento, dal fiume Zero.

Gli impianti arborei presenti nei diversi appezzamenti sono nettamente distinguibili in base alla loro funzione: prevalgono gli impianti naturalistici, ma sono presenti anche impianti produttivi, sia per la produzione di legna da opera, sia per la produzione di biomasse legnose (Figura 6).

Lo Zero, che confluisce nel Dese poco prima che quest'ultimo sfoci nella laguna di Venezia, è un fiume di risorgiva che ha una lunghezza di 41,5 km e un bacino tributario di 7.283 ha, occupati per il 94% da aree agricole e per il 6% da aree urbane. All'interno del bacino prevalgono le colture erbacee (mais, soia e frumento) coltivate in terreni sistemati "alla ferrarese", con appezzamenti regolari, larghi 30-50 m e lunghi 200-500 m, delimitati lateralmente da scoline permanenti e con linea di colmo longitudinale (pendenze 1-3%).



Figura 4: il sito Nicolas si colloca presso l'azienda "Diana" di Veneto Agricoltura a Bonisiolo di Mogliano Veneto (TV), lungo la sponda sinistra del tratto terminale del Fiume Zero, all'interno del Bacino scolante della laguna di Venezia.



Figura 5: vista aerea dei 30 ha di area tampone realizzati in sponda sinistra rispetto al fiume Zero; l'area evidenziata in rosso è quella oggetto del monitoraggio.



Figura 6: schematizzazione delle diverse funzionalità degli impianti arborei presenti nell'area boscata. Fonte: Veneto Agricoltura.

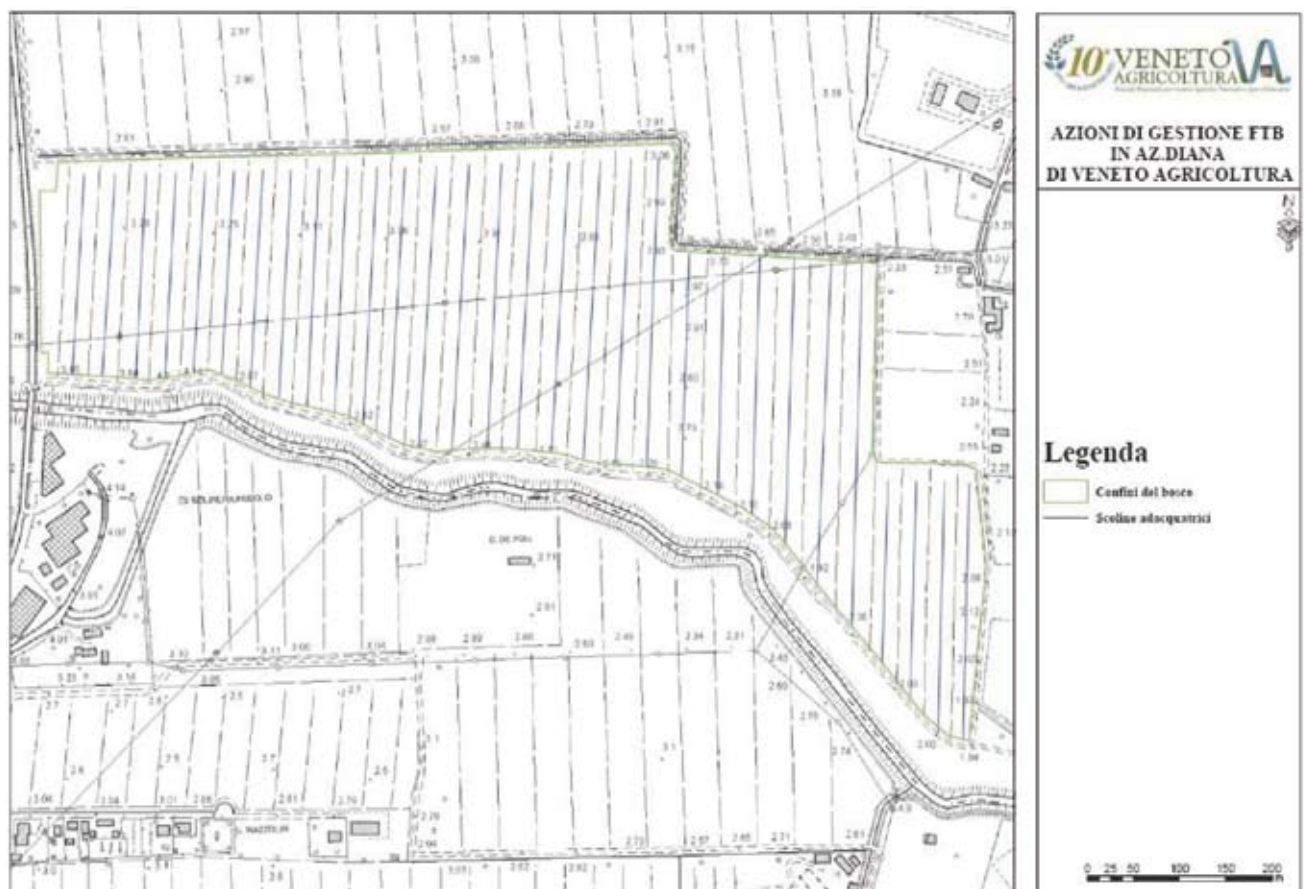


Figura 7: schema idraulico del sistema di adduzione nell'intera area tampone. Le 30 scoline adacquatrici vengono servite da 5 pompe con la seguente ripartizione (da sx a dx): 7, 7, 6, 5, 5. Fonte: Veneto Agricoltura.

I suoli, a tessitura superficiale franco limoso argillosa, con notevole omogeneità in senso orizzontale e lungo il profilo verticale e con presenza di un orizzonte calcico a circa 80-90 cm di profondità, sono riconducibili ai suoli Zerman descritti e cartografati nella “Carta dei suoli del Bacino scolante in laguna di Venezia” (ARPAV 2004).

Si tratta di suoli presenti nelle aree morfologicamente depresse della bassa pianura antica del Brenta, caratterizzati da granulometria argillosa e da drenaggio lento, decarbonatati in superficie e con accumulo di carbonati negli orizzonti profondi (orizzonte calcico).

Il clima è subcontinentale, con temperature medie giornaliere che oscillano fra 1°C a gennaio e 23 °C a luglio con una temperatura media annua vicina ai 14 °C. Le precipitazioni registrate nell’area di studio durante i gli anni di campionamento sono andate da un minimo di 576 mm nel 2003 ad un massimo di 1469 mm nel 2010 con picchi nei mesi autunnali e primaverili e periodi di minore piovosità durante l’inverno e l’estate.

Come sito “testimone” per il confronto di alcuni processi è stato considerato anche un appezzamento agricolo limitrofo all’area tampone forestale (Figura 8); questo appezzamento presenta una sistemazione dei terreni tradizionale (“alla ferrarese” senza scoline di adduzione) e risulta incolto anche se soggetto a periodiche operazioni di aratura e lavorazione dei terreni.



Figura 8: il sito testimone esterno all’area tampone boscata.

2.2 La struttura

Il sito sperimentale è stato realizzato nel 1999 su un terreno a precedente uso agricolo a seminativo. Per la sua realizzazione sono stati necessari interventi atti alla sistemazione idraulica del terreno (realizzazione di canalette adacquatrici) e all'implementazione dell'impianto di sollevamento, l'adeguamento della stazione meteorologica presente nell'Azienda Diana, l'installazione della rete piezometrica, la preparazione dei terreni e la messa a dimora delle piantine arboree (avvenuta nella primavera 1999 utilizzando piantine forestali di 2-3 anni di età).

Il sito occupa una superficie complessiva di circa 0,85 ha ed è a sua volta suddiviso in tre diversi appezzamenti così strutturati (Figura 9):

- appezzamenti A e B (0,35 ha ciascuno): si tratta di due appezzamenti attigui e simmetrici rispetto ad una scolina di drenaggio, che li separa, aventi un'ampiezza di circa 15 metri ed una lunghezza di poco superiore ai 200 metri. In ciascun appezzamento sono state poste a dimora, in 4 file parallele, 1.000 piantine forestali con pane di terra, sia di specie arboree che di specie arbustive. Le principali specie arboree e arbustive presenti sono: il salice bianco (*Salix alba L.*), il salice da ceste (*Salix triandra*), l'ontano nero (*Alnus glutinosa L.*) Gaertner, la farnia (*Quercus robur L.*), l'acero campestre (*Acer campestre L.*), il nocciolo (*Corylus avellana L.*), il biancospino (*Crataegus monogyna Jacq.*), l'orniello (*Fraxinus ornus L.*), la frangola (*Frangula alnus L.*). Il sesto di impianto adottato è di 1,5 m (3,5 m per le piante di alto fusto) sulla fila per 3,5 m nell'interfila per complessivi 4 filari in ciascun appezzamento. L'unica sostanziale differenza fra i due appezzamenti è relativa all'apporto di sostanza organica che è stato effettuato in fase di allestimento nell'appezzamento A attraverso l'interramento, mediante frangizollatura, di 30 t di compost miscelato con 18 t di corteccia di latifoglia. Nonostante ciò il tenore di sostanza organica non ha subito un significativo incremento, pertanto i due appezzamenti, campionati entrambi solo durante la prima fase di monitoraggio, sono stati considerati repliche;
- Appezzamento C (0,15 ha): si tratta di un appezzamento simile ai precedenti e adiacente al B, caratterizzato da un'ampiezza di soli 5 metri e dalla presenza di un solo filare arboreo.

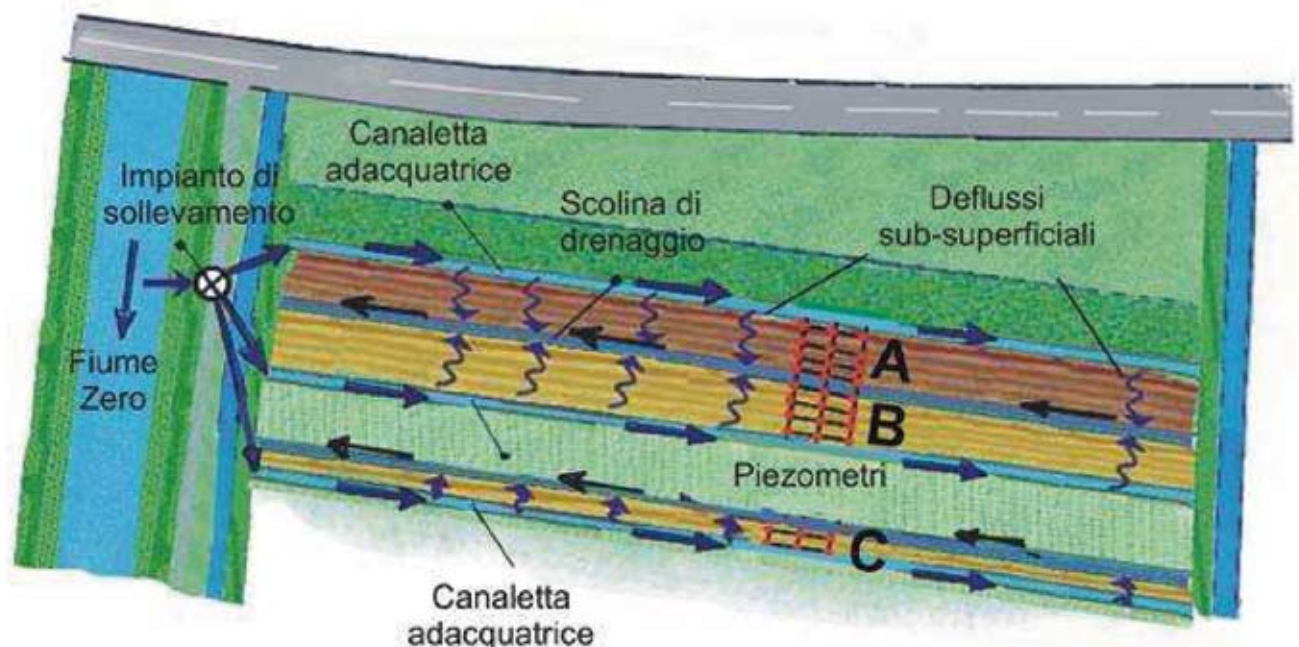


Figura 9: pianta in scala del sito sperimentale: l'acqua del fiume Zero, grazie all'impulso fornito dall'impianto di sollevamento scorre nelle canalette adacquatrici che delimitano i tre appezzamenti. La sistemazione a baulatura e le caratteristiche del suolo favoriscono il deflusso subsuperficiale non (si registrano significativi fenomeni di lisciviazione verso gli strati profondi) delle acque attraverso l'area tampone (monitorato dalla rete piezometrica); l'acqua viene raccolta da 2 scoline di drenaggio (una posta in mezzo ai 2 appezzamenti A e B ed una limitrofa all'appezzamento C) e reimmessa nel fiume Zero.

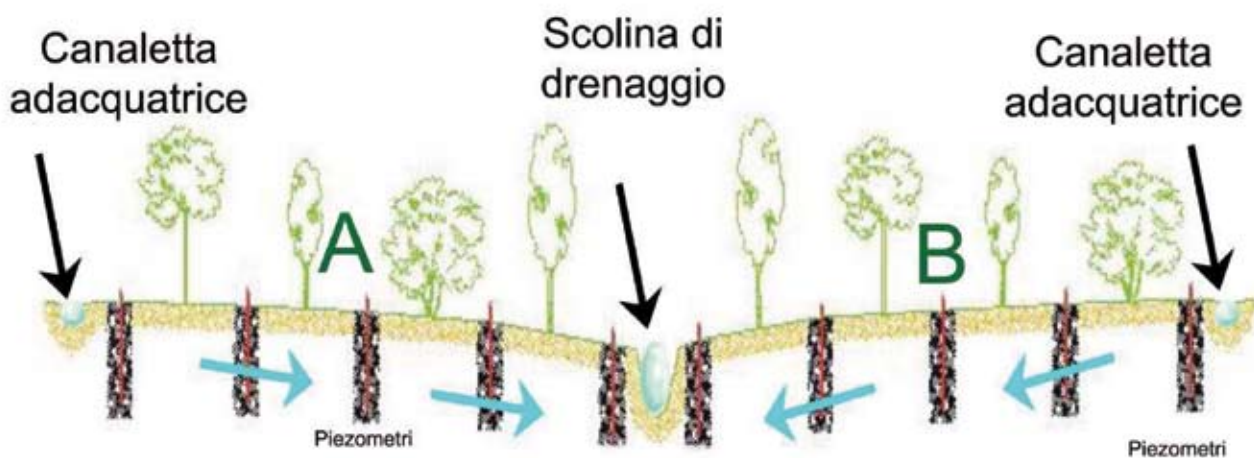


Figura 10: sezione del sito sperimentale relativa agli appezzamenti A e B; le frecce azzurre evidenziano l'andamento dei deflussi subsuperficiali; le aste rosse rappresentano la griglia piezometrica.

Il sito sperimentale così strutturato permette di misurare la capacità filtro di due fasce tampone ampie 15 metri e aventi 4 filari arborei ciascuna e di una fascia tampone monofilare di soli 5 metri (appezzamento C). Ciascuna delle 3 fasce viene irrigata attraverso un solco adacquatore che veicola acqua prelevata dal fiume Zero.

La baulatura dei terreni permette di avere una differenza di quota tra i solchi adacquatori e le scoline di drenaggio, favorendo così l'instaurarsi di un deflusso ipodermico che attraversa interamente le fasce tampone.

La qualità delle acque in ingresso viene controllata utilizzando un campionatore automatico. Alle scoline adacquatrici è stata imposta anche una baulatura in senso longitudinale con quote più elevate a metà scolina.

La stazione di monitoraggio è dotata di 3 griglie di piezometri (inseriti nel suolo per una profondità di 1,3 metri e completamente fessurati) a maglia 5 m x 3 m (Figura 11), per un totale di 30 piezometri (più 6 nell'appezzamento C) che vengono utilizzati sia per le misure di livello delle acque subsuperficiali, sia per la raccolta dei campioni d'acqua.

I volumi complessivi di acqua pompata all'interno del sito sperimentale, nel periodo 1999-2003 sono stati dell'ordine dei 50.000 mc/ha all'anno. Dal 2004, a seguito dell'ampliamento della zona tampone arborea fino a 30 ha ca., i volumi di irrigazione sono stati momentaneamente ridotti (circa 55% di volume di irrigazione in meno).

PIEZOMETERS MAP

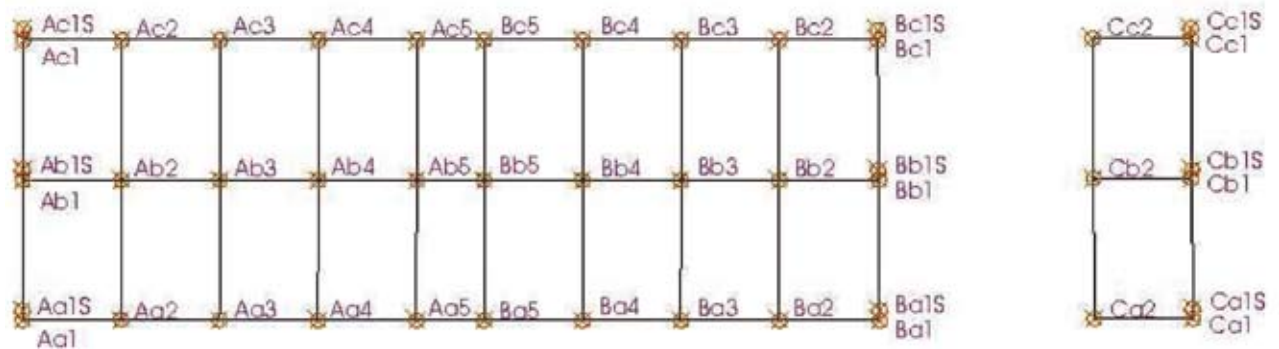


Figura 11: mappatura della rete piezometrica; le lettere maiuscole A, B e C si riferiscono ai 3 appezzamenti.



Figura 12: le diverse fasi di evoluzione dell'area sperimentale.



Figura 13: attraverso il confronto fotografico è possibile apprezzare la rapida trasformazione del sito sperimentale dalla condizione iniziale di area ad uso agricolo, in cui sono appena state messe a dimora le piantine forestali (1999) in area tampone boscata (2002 e 2006 nell'ordine).

A partire dal 2006, i volumi immessi nell'appezzamento sperimentale sono nuovamente aumentati e nel periodo di campionamento 2007-2010 sono risultati di circa 61.500 mc/ha all'anno. Si segnala inoltre che nel corso delle stagioni invernali sono stati eseguiti degli interventi di riprofilatura delle scoline che hanno ridotto i problemi di interruzione idraulica dei deflussi sorti a seguito dello sviluppo di vegetazione acquatica e di deposito di materiale nel fondo.

2.3 Operazioni di manutenzione ordinaria

Nonostante l'area tampone abbia assunto dei caratteri di elevata naturalità, per garantirne la funzionalità idraulica si rendono necessarie periodiche operazioni di manutenzione ordinaria.

Gli interventi più abituali da effettuare risultano essere:

- rimozione, nel periodo estivo, della vegetazione acquatica nelle canalette adacquatrici in prossimità del rubinetto di adduzione;
- potature per il contenimento della vegetazione a ridosso delle canalette adacquatrici con successiva trinciatura delle ramaglie (Figura 14). La potatura può essere effettuata sia manualmente che mediante l'utilizzo di barre di taglio meccaniche da applicare al trattore;
- passaggio con scavafossi (Figura 15) e ripristino argini delle canalette adacquatrici. La manutenzione di queste canalette può essere effettuata con una frequenza biennale;
- potature manuali o meccaniche, per il contenimento della vegetazione a ridosso delle scoline di drenaggio. Le ramaglie derivanti dal taglio vengono successivamente macinate con una trinciatrice. L'operazione va effettuata almeno una volta all'anno nel periodo invernale per permettere il libero passaggio da un'estremità all'altra dell'appezzamento;
- trinciatura dell'erba a ridosso delle scoline di drenaggio da effettuarsi nel periodo estivo almeno una volta all'anno.



Figura 14: potatura di contenimento a ridosso delle canalette e successiva trinciatura ramaglie.



Figura 15: ripristino delle canalette attraverso il passaggio con lo scavafossi.

2.4 I suoli

2.4.1 Caratteristiche pedologiche

In prossimità del sito sperimentale è stato descritto (da ARPAV, nel 2001) un profilo pedologico con lo scavo di una trincea profonda 150 cm. Il suolo è risultato caratterizzato da granulometria argilloso fine (Tabella 3 e Figura 18) e dalla presenza di un orizzonte calcico in profondità. In particolare è possibile distinguere un orizzonte superficiale (Ap, fino a 70 cm di profondità) di colore bruno oliva, a tessitura franco limoso argillosa, scarsamente calcareo e alcalino; segue un orizzonte di alterazione (Bw), spesso circa 20 cm, bruno oliva chiaro, tessitura argilloso limosa, con un contenuto di carbonati inferiore. Al di sotto si trova un orizzonte di circa 30 cm di spessore, grigio oliva chiaro con molte screziature grigie e bruno giallastre, franco limoso, molto calcareo e fortemente alcalino, caratterizzato dall'accumulo di carbonato di calcio (orizzonte calcico Bk) sotto forma di concrezioni irregolari o concentrazioni soffici, di colore chiaro. A partire da 120 cm si trova il substrato Ckg, privo di struttura e con colori e tessitura simili all'orizzonte soprastante. Il suolo presenta profondità utile alle radici moderatamente elevata, limitata da orizzonti idromorfi, drenaggio mediocre e permeabilità bassa.



Figura 16: suolo argilloso con orizzonte calcico in profondità (Endogleyic Calcisols (Endosiltic), descritto nell'area di studio.

SUOLO ZERMAN - ZRM 1 (Profilo SINAP 13) - Località: Azienda Diana (Bonisiolo)																
Oriz	Lim. sup.	Lim. inf.	Sab. tot.	Limo tot.	Arg.	pH	Carbonati tot.	Calc. att.	C org.	P ass.	CSC	Ca sc.	Mg sc.	K sc.	TSB	KS
	cm	cm	%	%	%		%	%	%	mg/kg	meq/100g	meq/100g	meq/100g	meq/100g	%	mm/ora
Ap1	0	40	12,9	51,4	35,7	8,0	4	1	0,9	22	26,2	21,7	3,4	0,3	100	0,88
Ap2	40	70	12,2	51,8	36,0	8,0	4	2	0,9	16	20,6	20,9	3,9	0,3	100	
Bw	70	90	7,4	52,3	40,3	8,1	1	1	0,3		19,7	18,9	6,4	0,3	100	1,20
Bk	90	120	10,5	63,4	26,1	8,6	15	13	0,2		14,4	64,2	6,0	0,1	100	0,08
Ckg	120	150	18,1	64,8	17,1	8,4	46	11	0,1		13,6	32,3	5,1	0,1	100	

Tabella 3: tabella riepilogativa delle caratteristiche chimico-fisiche dei diversi orizzonti di suolo rilevate nel 2001 nell'area sperimentale. Fonte ARPAV Castelfranco Veneto.

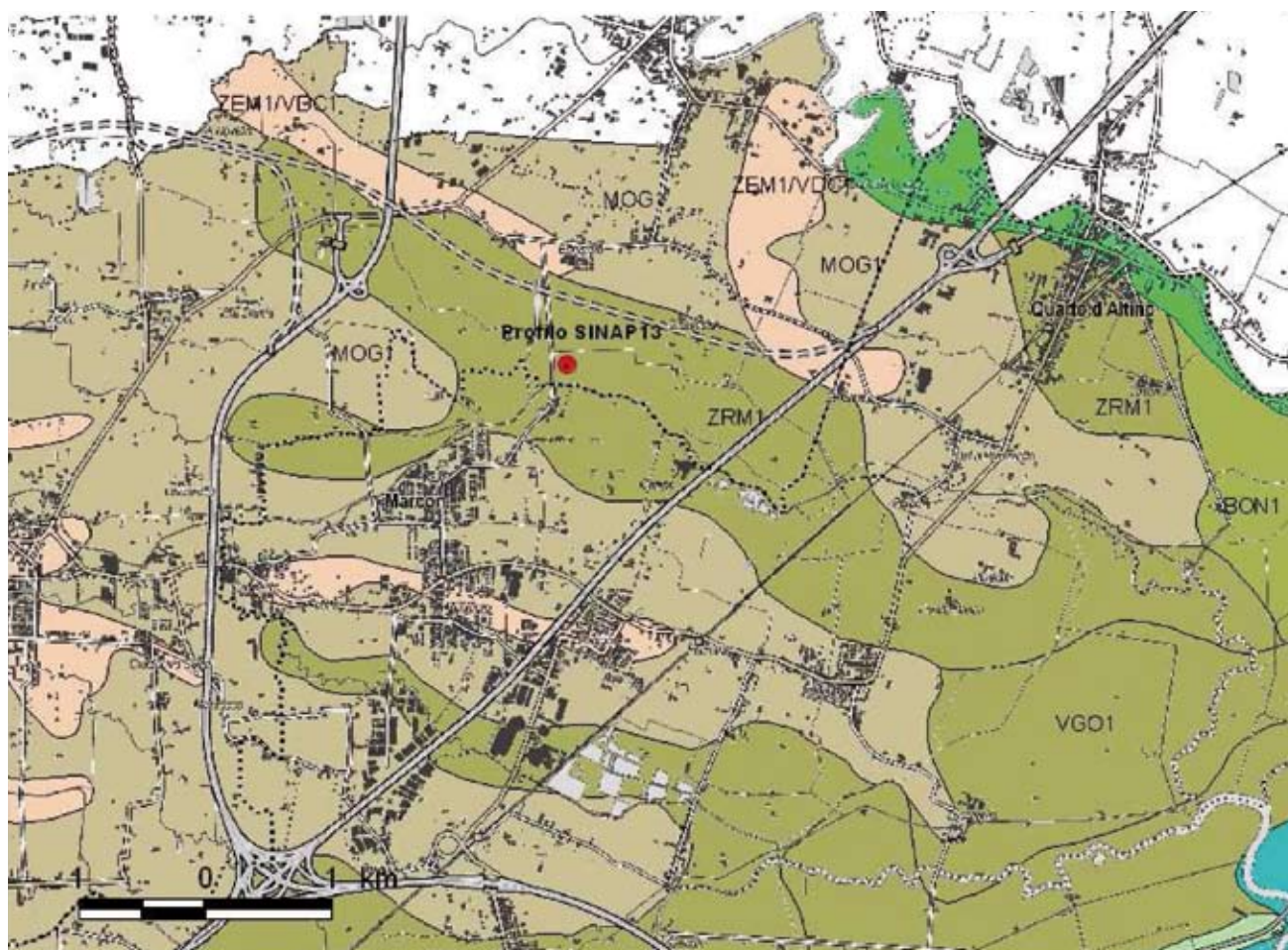


Figura 17: il profilo di suolo descritto ricade nelle depressioni della pianura alluvionale antica (tardiglaciale) del Brenta (unità cartografica ZRM1) costituite prevalentemente da argille e limi. Tratto da “Carta dei suoli del Bacino scolante in laguna di Venezia”, ARPAV 2004.

Le evidenze emerse con la realizzazione del profilo hanno confermato i dati di tessitura determinati nel sito sperimentale e rappresentati nella seguente figura 18.

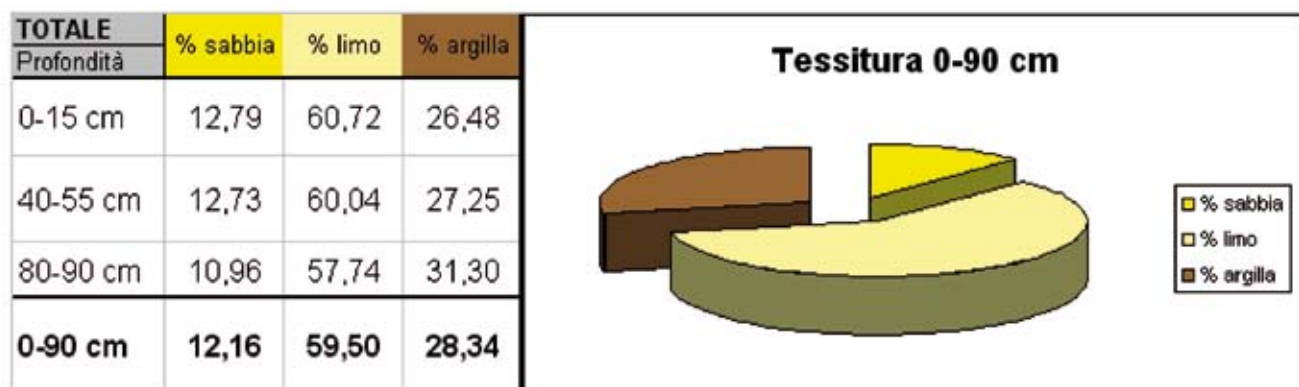


Figura 18: il rilievo della tessitura effettuato nei 3 strati indicati in tabella e specificatamente nei suoli del sito NICOLAS nei periodi ottobre 1999 e luglio 2000 confermano la forte omogeneità tessiturale dei diversi orizzonti con valori confrontabili con quelli del profilo effettuato da ARPAV.

Un ulteriore profilo è stato descritto all’interno del sito sperimentale (nell’appezzamento A, a pochi metri di distanza dalla rete di piezometri) nel febbraio 2011:

SIGLA: VAR2P0023

Ricollegamento UTS: SD01 MOG1

Grado di ricollegamento: osservazione rappresentativa

Località: Bonisiolo Az. Diana

Comune: Mogliano Veneto (TV)

Materiale parentale: sedimenti fluviali, depositi di piena a bassa energia limosi

Substrato: sedimenti fluviali, depositi di piena a bassa energia limosi

Pietrosità: 0% ghiaia 0% ciottoli 0% pietre

Rocciosità: assente

Aspetti superficiali: coltura o inerbimento in atto

Falda: assente

Drenaggio: mediocre

Permeabilità: moderatamente bassa

Uso del suolo: latifoglie

Rilevatori: Francesca Ragazzi, Luca Rigato

Data di descrizione: 28/02/2011



CLASSIFICAZIONE

Soil Taxonomy (KEYS 2010): Oxyaquic Eutrodepts fine-silty, mixed, mesic

WRB (2006): Endogleyic Calcisols (Orthosiltic)

DESCRIZIONE DEL PROFILO

I colori sono stati descritti allo stato umido.

Ap: (0-50 cm), colore di massa bruno oliva (2.5Y4/4); umido; tessitura franco limoso argillosa; scheletro assente; struttura principale poliedrica subangolare media, moderata; molto resistente (umido), deformabile (umido); pori grandi abbondanti e fini comuni; comuni radici grossolane e poche molto grossolane; effervescenza forte; limite chiaro lineare. Densità apparente: 1,63 g/cm³. Permeabilità moderatamente bassa (Ksat stimata= 1,406 mm/h).

Bw: (50-80 cm), colore di massa bruno oliva chiaro (2.5Y5/4); molte screziature di colore grigio brunastro chiaro (2.5Y6/2) medie e frequenti screziature bruno giallastro (10YR5/6) piccole; umido; tessitura franco limoso argillosa; scheletro assente; struttura principale poliedrica subangolare media, debole; molto resistente (umido), deformabile (umido); comuni noduli di ferro e manganese medie; pori grandi comuni e fini comuni; poche radici fini; effervescenza molto debole; limite chiaro lineare. Densità apparente: 1.57 g/cm³. Permeabilità moderatamente bassa (Ksat stimata = 2,471 mm/h).

BCkg: (80-100 cm), colore di massa grigio brunastro chiaro (2.5Y6/2); molte screziature di colore bruno giallastro (10YR5/6) medie; umido; tessitura franco limosa; scheletro assente; struttura principale poliedrica subangolare media, debole; friabile (umido), fragile (umido); frequenti concrezioni di carbonati di Ca e Mg medie e frequenti concentrazioni soffici di carbonati di Ca e Mg medie; pori fini comuni; poche radici fini; effervescenza violenta; limite chiaro lineare. Densità apparente: 1,57 g/cm³. Permeabilità moderatamente alta (Ksat stimata = 4,397 mm/h).

Ckg1: (100-120 cm), colore di massa grigio verdastro chiaro (10Y7/1); molte screziature di colore giallo bruno (10YR6/6) medie; umido; tessitura franco limosa; scheletro assente; struttura principale assente (orizzonte massivo); friabile (umido), fragile (umido); frequenti concrezioni di carbonati di Ca e Mg medie e molte concentrazioni soffici di carbonati di Ca e Mg medie e concentrazioni soffici di ferro e manganese poche medie; pori fini comuni e medi comuni; effervescenza violenta; limite chiaro lineare. Densità apparente: 1,67 g/cm³. Permeabilità moderatamente bassa (Ksat stimata = 3,421 mm/h).

Ckg2: (120-140 cm), colore di massa grigio chiaro (N7); molte screziature di colore giallo bruno (10YR6/6) medie; umido; tessitura franco limosa; scheletro assente; struttura principale assente (orizzonte massivo); resistente (umido), fragile (umido); frequenti concentrazioni soffici di carbonati di Ca e Mg medie e comuni concrezioni di carbonati di Ca e Mg medie; pori fini comuni; effervescenza violenta; limite sconosciuto. Densità apparente: 1,67 g/cm³. Permeabilità moderatamente bassa (Ksat stimata = 3,469 mm/h).

Oriz	Lim. sup.	Lim. inf.	Sab. tot.	Limo tot.	Arg.	pH	Carbonati tot.	Calc. att.	C org.	P ass.	CSC	Ca sc.	Mg sc.	K sc.	TSB
	cm	cm	%	%	%		%	%	%	mg/kg	meq/100g	meq/100g	meq/100g	meq/100g	%
Ap	0	50	13,0	58,5	28,5	8,4	10	3	1,0	17	19,8	19,5	2,7	0,3	100
Bw	50	80	11,3	53,5	35,2	8,4	3	2	0,6		27,8	21,0	3,7	0,4	90
BCkg	80	100	13,1	66,9	20,0	8,6	26	8	0,4		14,5	16,0	2,7	0,2	100
Ckg1	100	120	8,3	66,7	25,0	8,8	41	14	0,4		26,0	20,5	2,9	0,2	91
Ckg2	120	140	4,2	69,1	26,7	8,9	45	15	0,3		30,0	104,8	5,3	0,2	100

©2003-2007 ARPAV Castelfranco V.to (TV) 11/mag/2011.

Infine, per completezza di informazione, si riportano (Tabella 4, Tabella 5) anche i risultati di un'analisi dei terreni effettuata sul suolo del sito sperimentale sette anni prima (1992) della trasformazione in fascia boscata.

Caratteristiche Chimico-Fisiche e Meccaniche	
Parametro	Valore
Reazione pH in acqua	8,1
Salinità $\mu\text{S}/\text{cm}$	383
Scheletro	0—15 %
Sabbia %	23
Limo %	51
Argilla %	26
Calcare Totale %	10,3
Calcare Attivo %	4,0
C.S.C. meq/100g	21,1
C/N	10,2
Mg/K	13,7

Tabella 4: caratteristiche chimico-fisiche e meccaniche registrate nell'Azienda Diana App. 56 (appezzamento corrispondente al sito Nicolas) da un'analisi del centro agrochimico di Castelfranco Veneto nel 1992.

Sostanza Organica ed elementi nutritivi							
		povero	scarso	medio	buono	ricco	m.ric.
Sostanza Organica %	1,47				
Azoto Totale %	0,83				
Fosforo Ass. ppm P	3,00					
Potassio Scam. ppm K	85,00				
Magnesio Scam. ppm Mg	365,00
Calcio Scamb. ppm Ca	3565,00		
Sodio Scamb. ppm Fe	36,00						

Tabella 5: sostanza organica ed elementi nutritivi registrate nell'Azienda Diana App. 56 (appezzamento corrispondente al sito Nicolas) da un'analisi del centro agrochimico di Castelfranco Veneto nel 1992.

Giudizio
Terreno Franco-limoso a reazione alcalina, mediamente calcareo, ben dotato di calcare attivo. Molto povero di fosforo. Scarsamente dotato di sostanza organica, azoto totale, potassio. Ben dotato di calcio. Molto ricco di magnesio.

2.5 Il Clima

2.5.1 Precipitazioni e temperature

Fase 1 (1999-2002): le precipitazioni totali registrate durante i tre anni di campionamento sono state rispettivamente pari a 725, 968 e 1.066 mm. Benché questi valori rientrino nel range di variazione registrato nel trentennio 1961-1990 (539-1.174 mm) rappresentano comunque una casistica differenziata. Il dato rilevato per il primo anno corrisponde al 14,5 percentile mentre quello registrato per il terzo equivale allo 88,5 percentile. Ciò permette di classificare queste due annate di segno opposto nell'ambito dei fenomeni estremi. L'annata ottobre 2000-settembre 2001, invece, ha valori piuttosto vicini alla media (887 mm).

La distribuzione delle precipitazioni è quella caratteristica dell'ambiente, con dei picchi nei mesi autunnali e primaverili e periodi di minore piovosità durante l'inverno e l'estate (Figura 19). A questo riguardo è interessante evidenziare delle differenze rispetto alle medie stagionali trentennali (Tabella 6):

- nel corso del **primo anno (1999-2000)**, è stata registrata una scarsità di eventi piovosi molto marcata durante il periodo invernale, con una riduzione significativa delle precipitazioni (-71%), seguito da una primavera ed estate leggermente meno piovose rispetto alle medie storiche;
- nel corso del **secondo anno (2000-2001)** sono state registrate precipitazioni superiori alla media nel periodo autunnale (+59%);
- nel **terzo anno (2001-2002)**, sono state registrate precipitazioni marcatamente inferiori alla media nel periodo autunnale (-58%) e invernale (-40%) e di gran lunga superiori durante i periodi primaverile (+100%) ed estivo (+69%). Relativamente alle temperature, risultano delle massime tendenzialmente inferiori di 2-3 gradi centigradi rispetto al trentennio 1961-1990 per le tre annate considerate e minime

Confronto delle precipitazioni medie stagionali del periodo di campionamento con le medie storiche				
Mesi	Ott-Nov-Dic	Gen-Feb-Mar	Apr-Mag-Giu	Lug-Ago-Set
	mm	mm	mm	mm
Medie storiche (1961-1990)	227	193	233	224
1999-2000	300	55	178	192
2000-2001	360	212	169	227
2001-2002	95	116	477	377

Tabella 6: confronto delle precipitazioni medie stagionali del periodo di campionamento con le medie storiche. In rosso sono evidenziate le stagioni con valori che si discostano molto dalle medie storiche.

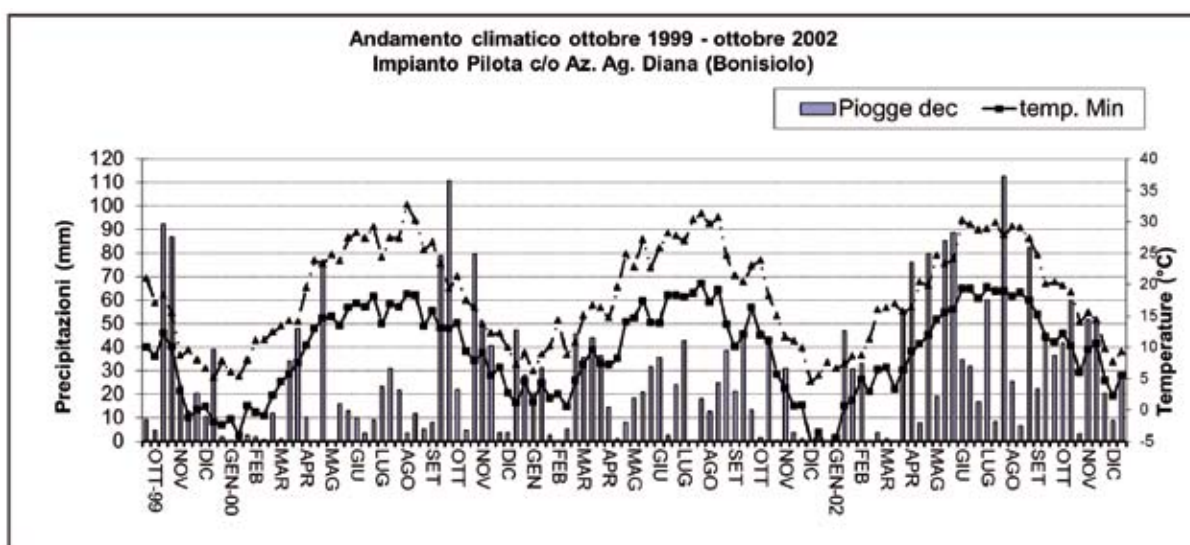


Figura 19: andamenti climatici decadali nei tre anni di campionamento (1999-2002) relativi alla fase 1.

superiori alle medie storiche nei mese di novembre, dicembre e gennaio per il primo e terzo anno preso in esame. Durante lo stesso periodo dell'anno risultano invece differenze di segno opposto e di entità comparabile per l'anno 2000-2001.

Fase 2 (2003-2005): questo triennio è stato sicuramente caratterizzato dalle anomale condizioni climatiche del 2003 durante il quale sono state registrate, da maggio ad ottobre, temperature nettamente superiori rispetto alla media (Tabella 7 e Figura 20). In aggiunta, nello stesso periodo, le precipitazioni sono state in genere scarse rispetto alle medie stagionali storiche; in particolare, il periodo maggiormente siccitoso è risultato essere quello invernale. Per il 2004 sono stati registrati valori stagionali vicini alle medie storiche. Il 2005 è stato caratterizzato da una distribuzione estremamente disomogenea con precipitazioni quasi assenti nel periodo invernale e precipitazioni notevolmente superiori alla media in estate ed in autunno.

Confronto delle precipitazioni medie stagionali del periodo di campionamento con le medie storiche				
Mesi	Gen-Feb-Mar	Apr-Mag-Giu	Lug-Ago-Set	Ott-Nov-Dic
	mm	mm	mm	mm
Medie storiche (1961-1990)	193	233	224	227
2003	64	194	116	202
2004	-	261	219	255
2005	23	192	338	396

Tabella 7: confronto delle precipitazioni medie stagionali del II periodo di campionamento con le medie storiche. In rosso sono evidenziate le stagioni con valori che si discostano molto dalle medie storiche.

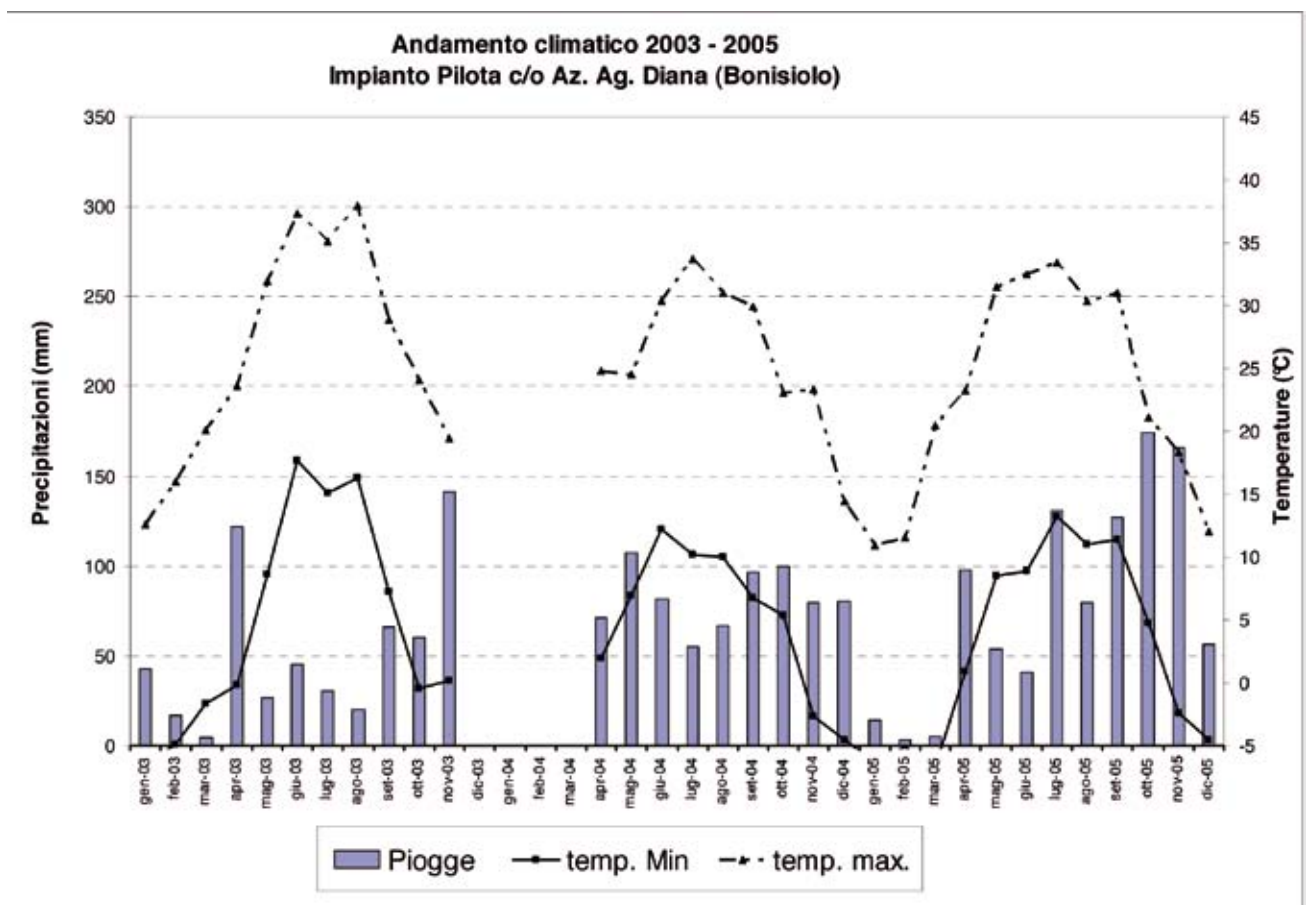


Figura 20: andamenti climatici decadalni nei tre anni di campionamento (2003-2005) relativi alla fase 2.

Fase 3 (2007-2010): le precipitazioni totali registrate durante i tre anni di campionamento sono state rispettivamente pari a 857, 1174 e 1357 mm. Nei primi due anni i valori pur rientrando nel range di variazione registrato nel trentennio 1961-1990 (539-1.174 mm) sono da considerarsi anni piovosi. Un forte aumento della piovosità rispetto ai valori medi della zona è stato registrato nell'ultimo anno di sperimentazione con un valore tale da poter essere considerato nell'ambito dei fenomeni estremi

La distribuzione delle precipitazioni si discosta rispetto a quella caratteristica dell'ambiente poiché valori elevati di precipitazioni sono stati registrati anche in inverno ed estate (es. estate 2010) (Figura 21). A questo riguardo è interessante evidenziare le differenze stagionali rispetto alle medie stagionali trentennali (Tabella 8):

- nel corso del primo anno (2007-2008), è stata registrata una scarsità di eventi piovosi molto marcata durante il periodo autunnale, con una riduzione significativa del 52% rispetto alle medie, seguito da una primavera più piovosa rispetto alle medie storiche;
- nel corso del secondo anno (2008-2009) sono state registrate precipitazioni superiori alla media nel periodo autunnale (+75%) e nel periodo invernale (+47%). L'estate 2009 pur non discostandosi dal valore medio è stata caratterizzata da un evento eccezionale il 16 settembre con ben 156 cm di pioggia;
- il terzo anno (2009-2010), è stato caratterizzato da precipitazioni marcatamente superiori alla media in tutte le stagioni: autunno (+38%), inverno (+29%) primavera (+97%) ed estate (+49%). Da sottolineare inoltre le precipitazioni cadute dell'autunno 2010 in cui si è registrato un valore doppio rispetto alla media storica.

Confronto delle precipitazioni medie stagionali del periodo di campionamento con le medie storiche				
Mesi	Ott-Nov-Dic	Gen-Feb-Mar	Apr-Mag-Giu	Lug - Ago-Set
	mm	mm	mm	mm
Medie storiche (1961-1990)	227	193	233	224
2007-2008	109	189	343	216
2008-2009	397	283	245	249
2009-2010	313	250	460	334
2010-2011	425			

Tabella 8: confronto delle precipitazioni stagionali del primo anno del III periodo di campionamento con le medie storiche. In rosso sono evidenziate le stagioni con valori che si discostano molto dalle medie storiche.

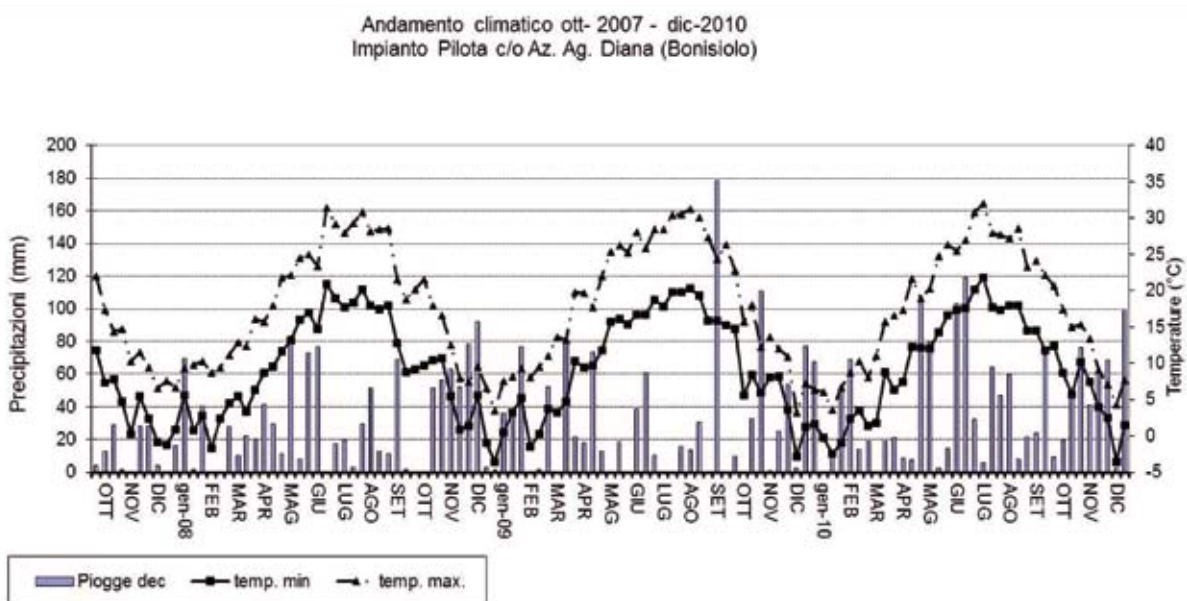


Figura 21: andamenti climatici decadalni nell'anno di campionamento (2007-2010) relativi alla fase 3.

3 IL PIANO DI MONITORAGGIO



Il piano di monitoraggio seguito ha subito delle variazioni nelle diverse fasi. È stato effettuato con frequenza mensile nel periodo novembre 1999-ottobre 2002; in seguito è stata condotta una nuova campagna di misure a carattere speditivo, mirata a valutare i parametri principali a fronte dell'evoluzione del sito (ottobre 2003, ottobre 2004, maggio e luglio 2005); infine è stato ulteriormente riprogettato per la nuova fase 2007-2011. Nella discussione qui presentata verranno di volta in volta segnalate le differenze introdotte, facendo riferimento, per comodità, agli intervalli temporali così indicati:

- Fase 1 1999-2002
- Fase 2: 2003-2005
- Fase 3: 2007-2011

Figura 22: campionamento del suolo mediante trivella manuale.

Il piano di monitoraggio ha previsto la misurazione di numerosi parametri descritti nei successivi paragrafi (da 3.1 a 3.14).

3.1 Dati meteorologici

I dati meteorologici sono stati forniti da ARPAV Centro Meteorologico di Teolo e sono stati rilevati nella stazione posta all'interno dell'Azienda Diana.

I parametri rilevati nelle diverse fasi sono ricapitolati nella seguente Tabella 9.

Parametro	Frequenza	Variazioni registrate nelle diverse fasi di monitoraggio
Precipitazione	oraria	rilevato in tutte le fasi (1999-2011)
Radiazione solare globale	oraria	rilevato in tutte le fasi (1999-2011)
Temperatura aria a 2m	oraria	rilevato in tutte le fasi (1999-2011)
Umidità relativa a 2m	oraria	rilevato in tutte le fasi (1999-2011)
Velocità vento 10m media aritm.	oraria	rilevato in tutte le fasi (1999-2011)
Direzione vento prevalente a 10m	oraria	rilevato in tutte le fasi (1999-2011)
Evapotraspirazione		Calcolato
Temperatura del suolo a 10 cm	ogni 4 ore	rilevato nella fase 1

Tabella 9: parametri meteorologici (e loro frequenza di rilevamento) misurati nelle diverse fasi del monitoraggio.

3.2 Dati idrologici

Sono state effettuate (Tabella 10):

- la misurazione, inizialmente in modo continuo (mediante due trasduttori di pressione, inseriti in due piezometri), e in seguito mensilmente (tramite freatimetri), della profondità del deflusso sub-superficiale; nelle fasi 2 e 3 la frequenza della misura è divenuta stagionale;

- la misurazione in continuo ed in tutte le fasi dei volumi di irrigazione immessi nelle scoline dal sistema di sollevamento;
- la misurazione con campagne di verifica puntuale dei volumi in uscita dal sito sperimentale (solo nel corso della fase 3);
- la misura dei tempi di percorrenza della scolina adacquatrice e dei tempi di residenza delle acque mediante l'uso di traccianti (Rodamina) (si veda il paragrafo 3.12; con campagne di verifica puntuale dei volumi in uscita dal sito sperimentale (solo nel corso della fase 3).

Tipo di dato	Frequenza	Variazioni registrate nelle diverse fasi di monitoraggio
Profondità del deflusso sub-superficiale	in continuo (ogni 15 minuti)	nella fase 1 (1999-2002)
	mensile	nella fase 1 (1999-2002)
	stagionale	nelle fasi 2 e 3 (2003-2011)
Volumi di irrigazione in ingresso	giornaliera	rilevato in tutte le fasi (1999-2011)
Volumi di deflusso (scolina uscita)	campagne di misurazioni ad hoc	fase 3
Tempi di percorrenza scoline e tempi di residenza acque	campagne di misurazioni ad hoc	fase 3

Tabella 10: misure idrologiche (e loro frequenza di rilevamento) misurati nelle diverse fasi del monitoraggio.

3.3 Chimiche delle acque

3.3.1 Parametri chimici

I valori dei principali parametri chimici delle acque prelevate dal fiume Zero (campionatore automatico) e di quelle prelevate nelle scoline e nei piezometri, durante ciascuna fase, sono stati misurati secondo la frequenza indicata nelle seguenti tabelle:

FASE 1 (1999-2002)										
Parametro	Tecnica	Fiume Zero				Piezometri+ scoline				
		Frequenza	N° campioni per anno			Tot campioni	Frequenza	N° campioni (piezometri + scoline)	Mesi	Tot. campioni
			1°	2°	3°					
Azoto totale	"Persulphate oxidation method" (Valderrama 1981) seguito da analisi dei nitrati	giornaliera	330	362	292	984	mensile	42	36	1512
Azoto ammoniacale	Metodo all'indofenolo e misura spettrofotometrica	giornaliera					mensile	42		
Azoto nitrico	Cromatografia ionica	giornaliera					mensile	42		
Azoto nitroso	Metodo di Griess-Illosvay e spettrofotometria UV-Vis	giornaliera					mensile	42		
Azoto organico	calcolo	giornaliera					mensile	42		
Fosforo solubile come ortofosfato	Cromatografia ionica	giornaliera					mensile	42		
Cloruri	Cromatografia ionica	giornaliera					mensile	42		
Carbonio organico disciolto	Volumetria	giornaliera					mensile	42		
Solfati	Cromatografia ionica	giornaliera					mensile	42		
Manganese		giornaliera					mensile	42		
Ferro		giornaliera					mensile	42		
NUMERO TOTALE CAMPIONI ACQUA						2496				

Tabella 11: parametri chimici delle acque (e loro frequenza di rilevamento) misurati nella fase 1 del monitoraggio.

FASE 2 (2003-2005)							
Parametro ³	Fiume Zero				Piezometri + scoline		
	Frequenza	N° stagioni	Campioni a stagione	Tot. campioni	Frequenza	N° campioni (piezometri+scoline)	Tot. campioni
Azoto totale	7 giorni a stagione	4	7	28	4 stagioni	17	68
Azoto ammoniacale	7 giorni a stagione				4 stagioni		
Azoto nitrico	7 giorni a stagione				4 stagioni		
Azoto nitroso	7 giorni a stagione				4 stagioni		
Azoto organico	7 giorni a stagione				4 stagioni		
Fosforo totale	non rilevato				4 stagioni		
Fosforo solubile come ortofosfato	7 giorni a stagione (2 sole stagioni)				4 stagioni		
Cloruri	7 giorni a stagione				4 stagioni		
Carbonio organico disciolto	7 giorni a stagione (1 sola stagione)				4 stagioni		
Solfati	7 giorni a stagione				4 stagioni		
Manganese	non rilevato				4 stagioni		
Ferro	non rilevato				4 stagioni		
NUMERO TOTALE CAMPIONI ACQUA				96			

Tabella 12: parametri chimici delle acque (e loro frequenza di rilevamento) misurati nella fase 2 del monitoraggio.

FASE 3 (2007-2011)							
2007-2008							
Parametro ⁴	Fiume Zero				Piezometri+ scoline		
	Frequenza	N° stagioni	Campioni a stagione	Totale campioni	Frequenza	N° campioni (piezometri + scoline)	Tot. campioni
Azoto totale	7 giorni a stagione	4	7	28	4 stagioni	17	68
Azoto ammoniacale	7 giorni a stagione				4 stagioni		
Azoto nitrico	7 giorni a stagione				4 stagioni		
Azoto nitroso	7 giorni a stagione				4 stagioni		
Azoto organico	7 giorni a stagione				4 stagioni		
Fosforo totale	non rilevato				4 stagioni		
Fosforo solubile come ortofosfato	7 giorni a stagione (2 sole stagioni)				4 stagioni		
Cloruri	7 giorni a stagione				4 stagioni		
Carbonio organico disciolto	7 giorni a stagione (1 sola stagione)				4 stagioni		
Solfati	7 giorni a stagione				4 stagioni		
Manganese	non rilevato				4 stagioni		
Ferro	non rilevato				4 stagioni		

Tabella 13a: parametri chimici delle acque (e loro frequenza di rilevamento) misurati nella fase 3 del monitoraggio (2007-2008).

^{3,4} Le tecniche analitiche sono le stesse per la fase 1.

2008-2010							
Parametro	Fiume Zero				Piezometri+ scoline		
	Frequenza	N° stagioni	Campioni a stagione	Totale campioni	Frequenza	N° campioni (piezometri + scoline)	Tot. campioni
Azoto totale	1 giorni a stagione	1	1	4	8stagioni	Piez=15 SD=9 SI=12 Totale = 36	264
Azoto ammoniacale	1 giorni a stagione				8stagioni		
Azoto nitrico	1 giorni a stagione				8stagioni		
Azoto nitroso	1 giorni a stagione				8stagioni		
Azoto organico	1 giorni a stagione				8stagioni		
Fosforo totale	non rilevato				8stagioni		
Fosforo solubile come ortofosfato	1 giorni a stagione (2 sole stagioni)				8stagioni		
Cloruri	1 giorni a stagione				8stagioni		
Carbonio organico disciolto ⁵	1 giorni a stagione (1 sola stagione)				8stagioni		
8	stagioni				8stagioni		
Solfati	1 giorni a stagione				8stagioni		
8	stagioni				8stagioni		
Manganese	non rilevato	8stagioni					
NUMERO TOTALE CAMPIONI ACQUA FASE 3		364					

Tabella 13b: parametri chimici delle acque (e loro frequenza di rilevamento) misurati nella fase 3 del monitoraggio (2008-2010).

Si riportano di seguito i riferimenti completi alle metodiche analitiche utilizzate da ARPAV per l'effettuazione delle analisi sopra descritte:

Azoto nitroso:

- APHA AWWA WEF (1991a) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater; 4500-NO₂ Pages 4-118-4-119, 21st Edition, 1991;
- APAT-IRSA-CNR "Metodi analitici per le acque" 29/2003-Volume Secondo-metodo 4050;
- PO01LTV-Acquisizione, conservazione prodotti chimici e preparazione reattivi di laboratorio;
- Linee guida per la validazione dei metodi analitici e per il calcolo dell'incertezza di misura-ARPA Emilia Romagna 2002-Modulo 39.

Azoto ammoniacale:

- APHA AWWA WEF (1991b) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater; 4500-NH₃ Page 4-114, 21st Edition;
- APAT-IRSA-CNR "Metodi analitici per le acque" 29/2003-Volume Secondo-metodo 4030 A2;
- PO01LTV-Acquisizione, conservazione prodotti chimici e preparazione reattivi di laboratorio;
- Linee guida per la validazione dei metodi analitici e per il calcolo dell'incertezza di misura-ARPA Emilia Romagna 2002-Modulo 39.

Azoto totale e fosforo totali:

- Valderrama J.C. (1981) The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters, Marine Chemistry, 10, 109-122;
- APAT-IRSA-CNR "Metodi analitici per le acque" 29/2003-Volume Secondo-metodo 4060.

Carbonio organico disciolto:

Il metodo fa riferimento alla metodica per il calcolo del COD nelle acque di scarico e superficiali, i cui riferimenti sono:

- APAT-IRSA-CNR "Metodi analitici per le acque" 29/2003-Volume Secondo-metodo 5130;
- PO01LTV-Acquisizione, conservazione prodotti chimici e preparazione reattivi di laboratorio;

Da fine 2009:

- APAT-IRSA-CNR "Metodi analitici per le acque" 29/2003-Volume Secondo-metodo 5040.

Anioni (cloruri, solfati, orto-fosfati, azoto nitrico) in acqua mediante cromatografia ionica:

- EPA (1997) Method 300.1;
- APAT-IRSA-CNR "Metodi analitici per le acque" 29/2003-Volume Secondo-metodo 4020.

⁵ Da marzo il dato viene fornito come TOC.

3.3.2 Parametri fisici

Per ciascuno dei campioni d'acqua sopra descritti sono stati misurati i seguenti parametri fisici: temperatura, conducibilità e pH.

3.3.3 Bilanci di massa

Per tutto il periodo di monitoraggio, il bilancio idrico è stato calcolato giornalmente utilizzando la formula descritta al paragrafo 4.1.5.

Per avere i dati di *INPUT* le concentrazioni delle diverse forme di azoto misurate nelle acque prelevate dal fiume Zero e dalla scolina di ingresso sono state moltiplicate per i volumi di irrigazione.

Per ottenere i dati di *OUTPUT* le concentrazioni delle diverse forme di azoto misurate nelle acque prelevate dalla scolina di drenaggio sono state moltiplicate per i volumi d'acqua in uscita.

I ratei di rimozione sono stati ottenuti attraverso la seguente equazione:

$$RETENTION = 1 - (INPUT/OUTPUT)$$

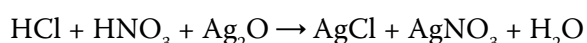
ed espresso come percentuale.

Per ottenere dei bilanci settimanali, mensili, stagionali o annuali è stata effettuata un'interpolazione: per i giorni non monitorati, i valori di input sono stati calcolati moltiplicando i volumi di irrigazione misurati per le concentrazioni rilevate nel corso del campionamento ritenuto rappresentativo per quel periodo (ad esempio quello avvenuto nel corso della stessa settimana o mese); l'*OUTPUT* è stato invece calcolato moltiplicando l'*INPUT* per la percentuale di ritenzione ottenuta nel corso della misurazione rappresentativa.

3.3.4 Analisi isotopiche

3.3.4.1 Procedura di estrazione nitrati

Per la separazione dei nitrati sono state utilizzate delle colonnine caricate con resine a scambio anionico da 400 mesh (Bio Rad AG1-X8). Ogni colonnina è stata lavata prima dell'uso con 2 ml di CaCl_2 1,25M (così da assicurare l'occupazione di tutti i siti scambiabili da parte di ioni cloro) e successivamente con 15 ml di acqua deionizzata. Il campione è stato prima filtrato attraverso una membrana di policarbonato da 0,45 μm e successivamente è stato fatto fluire attraverso la colonnina ad una velocità di circa 1000 ml/h. I nitrati fissati sulla colonnina sono stati eluiti utilizzando 15ml di HCl 3M. All'eluito raccolto in un *beaker* sono stati aggiunti 6,5 g di Ag_2O preventivamente lavato con acqua deionizzata per eliminare i nitrati presenti come impurezza. L' HNO_3 eluito dalla colonnina è un composto volatile che deve essere preventivamente neutralizzato prima della liofilizzazione secondo la seguente formula:



Il precipitato di AgCl è stato rimosso per filtrazione ottenendo così l' AgNO_3 in soluzione acquosa. Il campione dopo liofilizzazione è stato sottoposto ad analisi.

3.3.4.2 Analisi IRMS

Il campione anidro viene pesato e successivamente caricato sull'autocampionatore dello strumento (Analizzatore elementare Flash 1112, ThermoFinnigan, Bremen) passando poi nella colonna di ossidazione costituita da un tubo di ceramica fatto di allumina, dove l'elevata temperatura (1020°C) e l'atmosfera ricca di O_2 ne provocano la completa combustione ("flash combustion"). I gas prodotti vengono flussati attraverso un gas carrier (elio) e subiscono una ulteriore ossidazione grazie alla presenza di specifici agenti ossidanti (CuO) che consentono l'abbattimento della concentrazione di CO (convertito in CO_2). La miscela gassosa iniziale risulta pertanto composta di CO_2 , N_2 , N_xO e H_2O . La presenza in serie di una seconda colonna, questa volta di riduzione, mantenuta ad una temperatura costante di 650°C e riempita di rame metallico con funzione riducente, rimuove l'eccesso di ossigeno e riduce gli ossidi ad azoto elementare. Essendo il nostro scopo quello di misurare rispettivamente l' N_2 o il CO_2 presenti resta da eliminare l' H_2O che viene assorbita da un filtro di $\text{Mg}(\text{ClO}_4)$. Nell'analisi del $\delta^{15}\text{N}$ viene aggiunto un ulteriore filtro costituito da NaOH e silicati non fibrosi per trattenere la CO_2 .

Le molecole gassose raggiungono quindi la colonna gascromatografica impaccata (Porapak QS, 6x4 mm (OD/ID) x 2 metri) posta insieme al rivelatore all'interno di una camera termoregolata elettronicamente che opera la separazione dei gas (N_2 e CO_2) così che possano arrivare allo spettrometro con tempi nettamente differenti. Le molecole gassose una volta separate raggiungono lo spettrometro di massa per isotopi stabili. I suoi principali componenti sono: una sorgente ionica in cui le molecole del gas vengono ionizzate per bombardamento con elettroni; un analizzatore di massa che permette la separazione di ioni con rapporti massa/carica differenti; un rivelatore che converte il fascio di ioni in un segnale elettrico che può essere variamente elaborato.

Il rapporto isotopico (cioè il rapporto tra l'isotopo meno abbondante e quello più abbondante) di un elemento in un composto viene espresso in delta ($\delta \cdot 1000$) rispetto allo standard internazionale (Air per $\delta^{15}N$)

$$\delta_{\text{‰}} = \frac{R_{\text{camp}} - R_{\text{rif}}}{R_{\text{rif}}} \cdot 1000$$

dove R è il ratios tra l'isotopo pesante e leggero cioè il rapporto tra l'intensità massima del segnale dato dai singoli raggi ionici.

Il valore isotopico viene calcolato rispetto a *working inhouse standards* (per es. caseina), calibrata rispetto a materiali di riferimento internazionali: L-glutamic acid USGS 40 per la misura del rapporto $^{15}N/^{14}N$.

3.4 Chimiche dei suoli (solo appezzamenti A e B)

Oltre all'analisi pedologica iniziale (tessitura, permeabilità, chimica dei suoli ecc.) e finale (per la comprensione dell'evoluzione a 10 anni dalla realizzazione del sito), nel corso della fase 1 sono stati effettuati campionamenti stagionali del suolo nei soli appezzamenti A e B e secondo il seguente schema sperimentale (Figura 23): in ogni appezzamento e in ciascuna delle tre zone (distale [1], mediale [2] e prossimale [3] rispetto alla scolina di drenaggio, vedi figura 23) sono state selezionate 3 aree di un metro



Figura 23: vista d'insieme del sito sperimentale e della dislocazione dei punti di campionamento. In ciascun appezzamento, per ciascuna delle tre zone (1 prossimale; 2 intermedia e 3 distale rispetto alla canaletta adacquatrice) sono state individuate 3 stazioni di campionamento dei suoli (repliche), per complessive 18 stazioni. I campioni d'acqua invece vengono prelevati direttamente dal fiume Zero, dai piezometri e dalle canalette adacquatrici e di drenaggio.

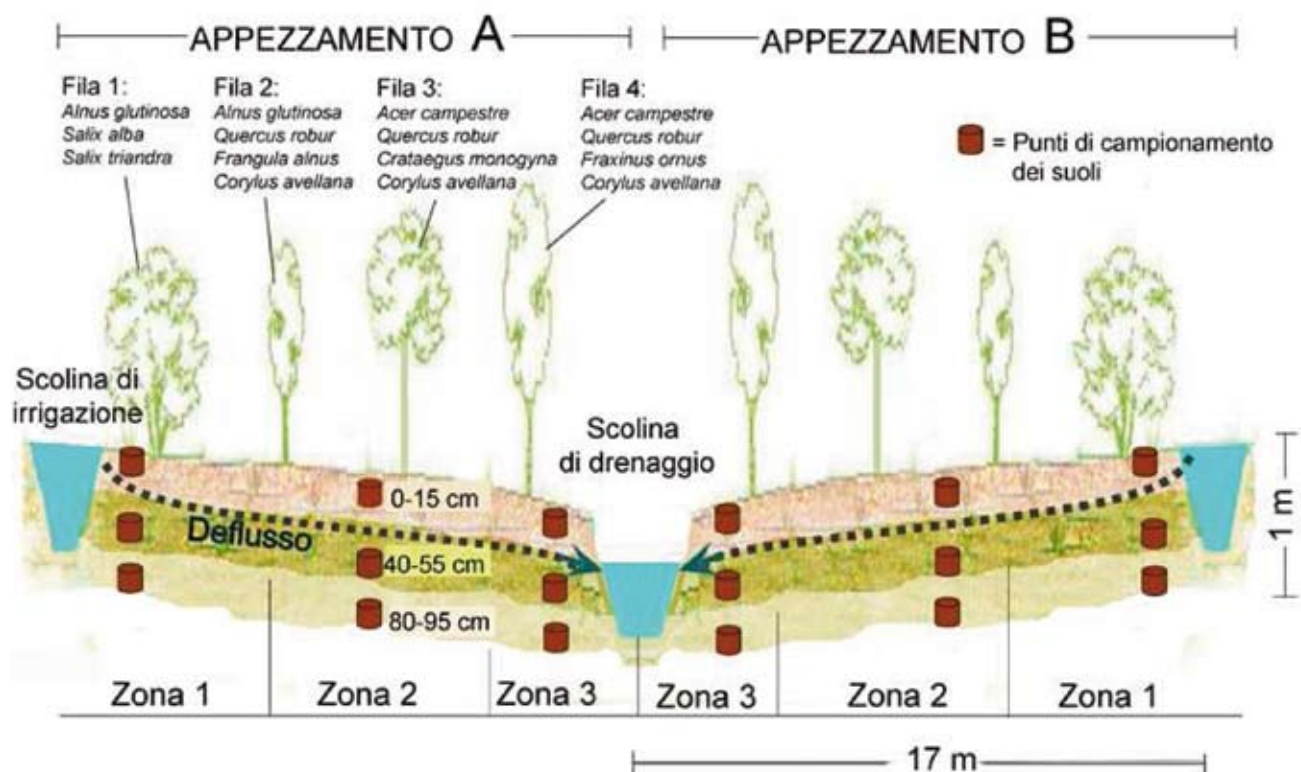


Figura 24: il campionamento dei suoli per la misura dei ratei di denitrificazione è stato effettuato in tre zone (prossimale, intermedia e distale rispetto alla canaletta adacquatrice) e a tre diverse profondità (strato superficiale 0-15 cm; strato intermedio 40-55 cm; strato profondo 80-95 cm).

quadro ciascuna (repliche). Per ogni stagione, zona e replica, sono stati raccolti campioni di suolo a tre diverse profondità (strato superficiale 0-15 cm; strato intermedio 40-55 cm; strato profondo 80-95 cm, vedi figura 24).

Nel corso della fase 2 il campionamento dei suoli è stato effettuato solo nell'appezzamento A e non nello strato profondo (80-95 cm). Nel corso della fase 3 i suoli vengono nuovamente campionati in tutti e 3 gli strati ma solo nell'appezzamento A.

Nei campioni di suolo, raccolti secondo il suddetto schema, sono stati misurati i seguenti parametri:

FASE 1 (1999-2002)						
Parametro	Metodo	Frequenza	N° stagioni campionate nella fase	N° punti campionamento	N° strati campionati	Tot. campioni
Umidità %	Ponderale-Gravim (DM 13.09.1999 GU n° 248 21.10.99 met.II 2)	stagionale	13	18 (9 nell'appezz. A + 9 nell'appezz. B)	3	702
N-NO ₃	Estrazione con 2M KCl e analizzati con Metodo di Griess-Illosvay e spettrofotometria UV-Vis (Methods of Soil Analysis-Part 2-SSSA & ASA)					
NH ₄	Estrazione con 2M KCl Spettrofotometria UV-Vis (Methods of Soil Analysis-Part 2-SSSA & ASA)					
NO ₂	Estrazione con 2M KCl Spettrofotometria UV-Vis (Methods of Soil Analysis-Part 2-SSSA & ASA)					
DON	Estrazione con 2M KCl Spettrofotometria UV-Vis (Methods of Soil Analysis-Part 2-SSSA & ASA)					
N (Tot)	Analisi elementare (DM 13.09.1999 GU n° 248 21.10.99 met.XIV)					
C (Org)	Ossidazione e Spettrofotometria UV-Vis					
N (batt)	Per differenza dopo ripetizione analisi su estratti dopo fumigazione					
NO ₃ min NH ₄ min NO ₂ min	Per differenza dopo analisi su campioni di suolo lasciati in sito in sacchetto di polietilene	stagionale	13	18	1	234
pH		stagionale	2	18	3	108
tessitura		stagionale				

Tabella 14: parametri chimici dei suoli (e loro frequenza e metodo di rilevamento) misurati nella fase 1 del monitoraggio.

FASE 2 (2003-2005)					
Parametro ⁶	Frequenza	Numero stagioni campionate nella fase	Numero punti campionamento	Numero strati campionati	Totale campioni
Umidità %	stagionale	4	(9 nell'appezz. A)	3	72
NO ₃					
NH ₄					
NO ₂					
DON					
N (Tot)					
C (Org)					
N (batt)					
NO ₃ min	stagionale	4	9	1	36
NH ₄ min					
NO ₂ min					

Tabella 15: parametri chimici dei suoli (e loro frequenza di rilevamento) misurati nella fase 2 del monitoraggio.

⁶ Le tecniche analitiche sono le stesse descritte per la fase 1.

FASE 3 (2007-2011)					
Campionamenti standard					
Parametro ⁷	Frequenza	Numero stagioni campionate nella fase	Numero punti campionamento	Numero strati campionati	Totale campioni
Umidità %	stagionale	12	9 (nell'appezz. A)	3	324
NO ₃					
NH ₄					
NO ₂					
DON					
N (Tot)					
C (Org)					
N (batt)					
NO ₃ min	stagionale	12	9	1	108
NH ₄ min					
NO ₂ min					
Campionamenti aggiuntivi					
Parametro	Frequenza	Numero stagioni campionate nella fase	Numero punti campionamento	Numero strati campionati	Totale campioni
Umidità %	stagionale	1	3 (Scole Irrig. A+B) Scolina Drenaggio	1 (0-5cm)	3
NO ₃					
NH ₄					
NO ₂					
DON					
N (Tot)					
C (Org)					
N (batt)					
Umidità %	stagionale	4	3 nell'appezzamento esterno	3	36
NO ₃					
NH ₄					
NO ₂					
DON					
N (Tot)					
C (Org)					
N (batt)					

Tabella 16: parametri chimici dei suoli (e loro frequenza di rilevamento) misurati nella fase 3 del monitoraggio.

Si riportano di seguito i riferimenti completi alle metodiche analitiche utilizzate da ARPAV per l'effettuazione delle analisi sopra descritte:

N-NO₂:

- Bremner J. M., Keeney D. R. 1966 Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils. 3-Exchangeable ammonium, nitrate and nitrite by extraction-distillation methods. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 30:577-582;
- Mulvaney, R.L. 1996. Nitrogen-inorganic forms. p. 1123-1184. In D.L. Sparks *et al.* (ed.) Methods of soil analysis. Part 3. SSSA Book Ser. 5. ASA and SSSA, Madison, WI;
- Modified Griess-Ilosway Method-Nitrite by colorimetric methods.

⁷ Le tecniche analitiche sono le stesse descritte per la fase 1.

N-NH₄⁺:

- Bremner J. M., Keeney D. R. 1966 Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils. 3-Exchangeable ammonium, nitrate and nitrite by extraction-distillation methods. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 30:577-582;
- Mulvaney, R.L. 1996. Nitrogen-inorganic forms. p. 1123-1184. In D.L. Sparks *et al.* (ed.) Methods of soil analysis. Part 3. SSSA Book Ser. 5. ASA and SSSA, Madison, WI;
- Indophenol blue method.

N-NO₃⁻:

- Keeney, D.R. & Nelson, D.W. (1982) Nitrogen-Inorganic Forms, Methods of soil analysis, Met. 33-3 pages 648-649 and Met. 33-8-33-9 pages 676-687. Methods of soil analysis-Part 2 Chemical and Microbiological Properties, 2nd edition, ASA-SSSA;
- Bremner J. M., Keeney D. R. 1966 Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils. 3-Exchangeable ammonium, nitrate and nitrite by extraction-distillation methods. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 30:577-582;
- Mulvaney, R.L. 1996. Nitrogen-inorganic forms. p. 1123-1184. In D.L. Sparks *et al.* (ed.) Methods of soil analysis. Part 3. SSSA Book Ser. 5. ASA and SSSA, Madison, WI;
- Copperized Cadmio Reduction Method;
- Modified Griess-Ilosway Method-Nitrite by colorimetric methods.

Carbonio organico:

- Nelson, D.W. & Sommers, L.E. (1982) Total carbon, organic carbon, and organic matter, Met. 29-2 pages 542-553, Methods of soil analysis-Part 2 Chemical and Microbiological Properties, 2nd edition, ASA-SSSA;
- Metodo UNICHIM 775/88. Determinazione del carbonio organico con colorimetro a flusso continuo. Analisi dei terreni agrari. Parte II metodi semiautomatici: 5-8.

Immobilizzazione microbica dell'azoto:

- GAZZETTA UFFICIALE n° 61 del 13/3/2004, DECRETO 23 febbraio 2004, Approvazione dei metodi ufficiali di analisi biochimica del suolo, metodo I.1.1.

3.5 Processo di denitrificazione ed emissioni naturali di N₂O

Per gli stessi campioni di suolo prelevati secondo la frequenza e la modalità descritta in precedenza vengono misurati:

- i ratei di denitrificazione *in situ* (DNT), per una misura del processo reale di denitrificazione in atto;
- l'attività enzimatica di denitrificazione (DEA) al fine di misurare la capacità potenziale delle comunità batteriche presenti nel campione di suolo di denitrificare qualora vengano create condizioni di anossia e contemporaneamente aggiunte quantità non limitanti di azoto nitrico e carbonio.

In ciascuno dei punti di campionamento viene inoltre effettuata una misura diretta delle perdite naturali di N₂O prelevando campioni di gas a diversi intervalli di tempo da un cilindro in PVC con un volume di circa 2 litri chiuso e posizionato sul suolo.

Nelle seguenti tabelle vengono riepilogate, per fasi, le misure effettuate:

FASE 1 (1999-2002)						
Parametro	Metodo ⁸	Frequenza	N° stagioni campionate nella fase	N° punti campionamento	N° strati campionati	Totale misure
DNT	Metodo dell'acetilene; Yoshinari e Knowels (1976)	stagionale	12	18 (9 nell'appezz. A+ 9 nell'appezz. B)	3	648
DEA	Procedura di Smith and TiedjÈs (1979).					
DEA+N						
DEA+C						
DEA+N+C						
Emissioni naturali di N ₂ O		stagionale	12	18	1	216

Tabella 17: misure di denitrificazione ed emissioni naturali di N₂O nella fase 1 del monitoraggio.

⁸ L'analisi gascromatografica è stata effettuata utilizzando un GC: Thermo Fisher scientific-Trace GC 2000 con detector a cattura di elettroni (ECD 63Ni) e colonne VARIAN CP7554 poraPLOT Q (27.5 m x 0.53 mm, film 20 µm).

FASE 2 (2003-2005)						
Parametro	Metodo	Frequenza	N° stagioni campionate nella fase	N° punti campionamento	N° strati campionati	Totale misure
DNT	Metodo dell'acetilene; Yoshinari e Knowels (1976)	stagionale	4	9 (Apezz. A)	2	72
DEA	Procedura di Smith and TiedjEs (1979).					
DEA+N						
DEA+C						
DEA+N+C						
Emissioni naturali di N ₂ O		stagionale	4	9	1	36

 Tabella 18: misure di denitrificazione ed emissioni naturali di N₂O nella fase 2 del monitoraggio.

FASE 3 (2007-2011)						
Parametro	Metodo	Frequenza	N° stagioni campionate nella fase	N° punti campionamento	N° strati campionati	Totale misure
DNT	Metodo dell'acetilene; Yoshinari e Knowels (1976)	stagionale	12	9 (Apezz. A)	3	324
DEA	Procedura di Smith and TiedjEs (1979).					
DEA+N						
DEA+C						
DEA+N+C						
Emissioni naturali di N ₂ O		stagionale	12	9	1	108

 Tabella 19: misure di denitrificazione ed emissioni naturali di N₂O nella fase 3 del monitoraggio.

3.6 Azoto batterico

Un campione di suolo fresco (20 g) viene fumigato con una procedura semplificata di Jenkinson e Poulson (1976) in un essiccatore sottovuoto per 24 ore a temperatura ambiente utilizzando del cloroformio (50 ml). Il suolo fumigato viene estratto con 100 ml di K₂SO₄ 0,5M (35 g/l) rispettando sempre il rapporto terreno/estraente di 1:5. Successivamente si misura l'azoto totale. L'azoto batterico viene calcolato per differenza fra l'azoto totale estratto dopo fumigazione e senza fumigazione. La stima è stata effettuata per tutti i campioni di suolo.

3.7 Mineralizzazione

Viene misurata mediante la differenza nel contenuto di N inorganico in un campione di suolo lasciato *in situ* per un mese all'interno di un sacchetto di polietilene con quello raccolto al momento del campionamento (Elleberg, 1977) (Westerman and Crothers, 1980). L'analisi è stata ripetuta per tutti i campioni di suolo superficiale in tutte le fasi del monitoraggio.

3.8 Vegetazione erbacea e lettiera

Negli stessi punti di campionamento dei suoli (nove in totale), in aree rappresentative di 1 m² si preleva la vegetazione erbacea viva e la lettiera per effettuare stime di biomassa e del contenuto di carbonio e azoto. Mettendo a confronto la biomassa della vegetazione erbacea con la biomassa complessiva della lettiera per

differenza è stato possibile stimare approssimativamente anche la componente fogliare degli alberi. Al fine di ottenere una stima più accurata della componente fogliare della lettiera, nell'ultimi due anni, sono state utilizzate 12 trappole "cassette", in posizioni rappresentative, per la raccolta delle foglie nel periodo di abscissione delle latifoglie. La raccolta è stata effettuata ad intervalli di circa 10 giorni nel periodo da ottobre fino a marzo negli anni 2009/2010 e 2010/2011. Le foglie raccolte sono state in seguito seccate in stufa e pesate. Per alcuni campioni rappresentativi viene effettuata anche l'analisi del contenuto in percentuale di carbonio e azoto.

FASE 1 (1999-2002)				
Parametro	Frequenza	Numero stagioni campionate nella fase	Numero punti campionamento	Totale misure
Biomassa	stagionale	12	18	216
% Ctot				
% Ntot				
FASE 2 (2003-2005)				
Parametro	Frequenza	Numero stagioni campionate nella fase	Numero punti campionamento	Totale misure
Biomassa	stagionale	4	9	36
FASE 3 (2007-2011)				
Parametro	Frequenza	Numero stagioni campionate nella fase	Numero punti campionamento	Totale misure
Biomassa	stagionale	12	9	108
% Ctot				
% Ntot				

Tabella 20: misure su vegetazione erbacea e lettiera nella fase 1, 2 e 3 del monitoraggio.

3.9 Vegetazione arborea

Per il calcolo del volume della biomassa legnosa epigea arborea sono stati utilizzati metodi dendrometrici. Il volume di ogni singolo albero è stato calcolato misurando l'area basimetrica, corrispondente al diametro rilevato a 1,30 m da terra, e l'altezza dell'albero. Queste misure sono poi state inserite in una funzione con coefficienti specifici per specie o gruppi di specie. Si è poi fatto il confronto anche con i valori di volume unitario precalcolati inseriti nelle tavole stereometriche a doppia entrata.

Le espressioni funzionali utilizzate sono quelle proposte dall'ISAF (Istituto Sperimentale per l'Assestamento Forestale e per l'Apicoltura):

- per le latifoglie a ceduo:

$$Vm^3 = a + b_1 d^2 h + b_2 d + b_3 h$$

$$a = -0,001614 \quad b_1 = 0,372428 * 10^{-4} \quad b_2 = 0,959885 * 10^{-3} \quad b_3 = -0,240608 * 10^{-3}$$

- per le querce a fustaia:

$$Vm^3 = b_1 d^2 h + b_2 d + b_3 h + b_4 d^2 + b_5 d h^2 + b_6 d^2 h^2 + b_7 d^3 h^2$$

$$b_1 = 0,307106 * 10^{-4}$$

$$b_2 = 0,172373 * 10^{-3}$$

$$b_3 = -0,25275 * 10^{-3}$$

$$b_4 = 0,585386 * 10^{-4}$$

$$b_5 = -0,120911 * 10^{-4}$$

$$b_6 = 0,113982 \cdot 10^{-5}$$

$$b_7 = 0,152380 \cdot 10^{-7}$$

$$b_8 = 0,488191 \cdot 10^{-5}$$

$$b_9 = 0,397981 \cdot 10^{-9}$$

Il ricorso a equazioni allometriche, in grado di mettere in relazione la biomassa con attributi dendrometrici facilmente misurabili, è il metodo più usato per studi a livello operativo per la stima della biomassa di popolamenti forestali.

Per la stima di biomassa sono stati utilizzati i seguenti coefficienti da bibliografia:

Specie	Umidità (u %)	Contenuto idrico (w %)	Massa volumica (kg/mc)			Autore
			Minimo	Medio	Massimo	
Farnia	12-15	11-13	600	700	950	Giordano
Carpino bianco	12-15	11-13	700	800	880	Giordano
Nocciolo	12-15	11-13	580	670	720	Giordano
Salici	12-15	11-13	320	450	550	Giordano
Ontano nero	12-15	11-13	500	560	630	Giordano
Olmo	12-15	11-13	460	620	700	Giordano
Acerò campestre	12-15	11-13	620	740	900	Giordano
Frassino maggiore	12-15	11-13	520	720	870	Giordano

Tabella 21: coefficienti di conversione massa volumica delle specie forestali presenti. Fonte: *L'energia del legno. Nozioni, concetti e numeri di base*. Autori: Valter Francescato, Eliseo Antonini, Giustino Mezzalana. Regione Piemonte, Provincia di Biella.

Inoltre il 30 ottobre 2009, durante una giornata dimostrativa, è stato effettuato il taglio di alberi ed arbusti presenti nella fila adiacente alla scolina adacquatrice. Cogliendo l'opportunità del taglio sono state fatte misure precise di biomassa (rimorchio su una pesa) in due sub campioni di salice, ontano ed arbusti messe poi a confronto con i calcoli stimati mediante i coefficienti sopra riportati.

3.10 Microbiologia dei suoli e delle acque

3.10.1 Analisi delle comunità microbiche del suolo

L'obiettivo di questo studio è la determinazione della composizione e della dinamica delle comunità microbiche colonizzanti il sito sperimentale.

L'analisi dei cambiamenti nella composizione di una comunità è uno strumento prezioso e può essere utilizzata per caratterizzare la sua risposta ai diversi stimoli ambientali. Tuttavia, le tecniche di studio convenzionali mostrano significativi limiti. Da una parte, il tempo e le risorse necessarie per la quantificazione e l'identificazione di specie microbiche, spesso morfologicamente simili, precludono la possibilità di un'analisi di elevate quantità di campioni sottoposti a diversi trattamenti; dall'altra, la coltura su piastra è un processo selettivo che fornisce una visione solo parziale della comunità di partenza. È ormai accertato infatti che solo una frazione variabile tra l'1 e il 10% di una comunità microbica può essere coltivata su piastra. Spesso inoltre le specie così caratterizzate non riflettono l'intero spettro di organismi presenti e le loro proporzioni relative; in altri casi, l'identificazione non risulta corretta. I nuovi strumenti messi a disposizione dalla biologia molecolare rendono più semplice e rapido lo studio delle comunità microbiche e hanno fornito informazioni significative che con le tecniche tradizionali non sarebbero state acquisite.

Un importante contributo agli studi di ecologia microbica è fornito dall'estrazione diretta del DNA dal suolo e dalla successiva amplificazione, mediante PCR, della porzione altamente conservata del 16S rDNA: molti dei metodi che consentono di ottenere un *fingerprint* di comunità hanno come punto di partenza proprio questa strategia. I prodotti di amplificazione appartenenti a organismi differenti possono in seguito essere separati mediante particolari tipi di elettroforesi, come TGGE (*Temperature Gel Gradient Electrophoresis*) e DGGE (*Denaturing Gel Gradient Electrophoresis*); queste tecniche permettono di separare frammenti di

DNA della stessa lunghezza ma con diverse sequenze di basi, grazie alla loro diversa mobilità elettroforetica in un gel di poliacrilammide con gradiente lineare. Il numero e l'intensità delle bande ottenute riflette il numero e l'abbondanza relativa delle diverse specie microbiche. Ulteriori informazioni possono essere ottenute tramite il sequenziamento delle bande.

In particolare, l'analisi DGGE (*Denaturing Gradient Gel Electrophoresis*) eseguibile sulle regioni V6-V8 e V3-V5 del 16S rDNA eubatterico fornisce profili elettroforetici che sono da intendere come una vera e propria impronta molecolare della comunità eubatterica totale presente nel suolo, come pure di specifiche comunità di particolare interesse ecologico. L'analisi statistica UPGMA (*Unweighted Pair Grouping with Mathematical Averages*) dei profili consente, successivamente, di mettere in evidenza le variazioni a carico del numero di specie (*richness*) e della distribuzione relativa delle specie presenti (*evenness*).

3.10.1.1 Piano sperimentale

Analisi della variabilità delle comunità microbiche spazio-temporali

Viene effettuata la caratterizzazione della variabilità delle comunità microbiche che colonizzano i diversi punti del sito sperimentale nelle tre zone identificate rispetto alla scolina di drenaggio (distale [1], mediale [2] e prossimale [3]). Per ogni zona, dai campioni di suolo raccolti dal 1999 al 2008, a tre diverse profondità (0-20cm; 35-60cm; 80-100cm) era originariamente previsto fossero eseguite almeno tre repliche di estrazione di DNA totale.

La tabella 22 riporta il numero di campioni da analizzare tenendo conto delle epoche (dal 1999 ad oggi), delle varie stagioni (4) del numero di repliche per analisi (3) e delle eventuali analisi addizionali da eseguire per scopi mirati. La figura 25 riporta in sintesi i principali passaggi metodologici.

In realtà, da una prima analisi dei terreni derivanti dai prelievi degli anni passati (1999-2006) si è potuto verificare che lo stato degli acidi nucleici estratti dai suoli non presentava le caratteristiche attese. Il DNA risultava infatti notevolmente degradato come mostra la figura 26. Di conseguenza, in accordo con le altre unità operative del progetto, si è deciso di individuare un controllo diverso da quello previsto eseguendo prelievi ed analisi su suoli esterni al sito sperimentale. In tal modo è stato possibile confrontare i dati ottenuti dai campioni derivati dal sito relativi al 2008, con un suolo che non è stato interessato dagli interventi connessi alla sperimentazione. Il numero di analisi molecolari del DNA totale estratto dal suolo è stato di conseguenza ridotto, ma sono state eseguite in alternativa analisi microbiologiche più approfondite e non previste in origine quali la valutazione del numero di microrganismi vitali presenti ed il loro stato metabolico e il numero dei microrganismi coltivabili. Su questi ultimi sono state inoltre eseguite analisi molecolari mirate a valutarne la biodiversità con le modalità sintetizzate in figura 27.

Numero di campioni di suolo da analizzare originariamente previsti									
Anni nei quali studiare la comunità batterica	Stagioni	Zone da campionare rispetto alla scolina di entrata e di uscita (Ab1 distale, Ab2 mediana, Ab3 prossimale)	n° di repliche di campionamento per zona (punto mediano) (fascia b)	n° di strati di terreno da campionare (0-20 cm; 35-60 cm; 80-100 cm)	n° di repliche* di estrazione DNA per campione	n° campioni a stagione	n° campioni all'anno	% campioni sui quali poter fare degli approfondimenti	n° campioni totali
1999-2000	4	3	1	3	3	27	108	25% (27)	135
2002-2003	4	3	1	3	3	27	108	25% (27)	135
2007-2008	4	3	1	3	3	27	108	25% (27)	135
									405
* necessario operare almeno tre repliche di estrazione per ogni campione di suolo analizzato, considerando che la quantità di terreno sulla quale viene effettuata l'estrazione di DNA è di 0,5 g									

Tabella 22: schema di campionamento per le analisi microbiologiche.

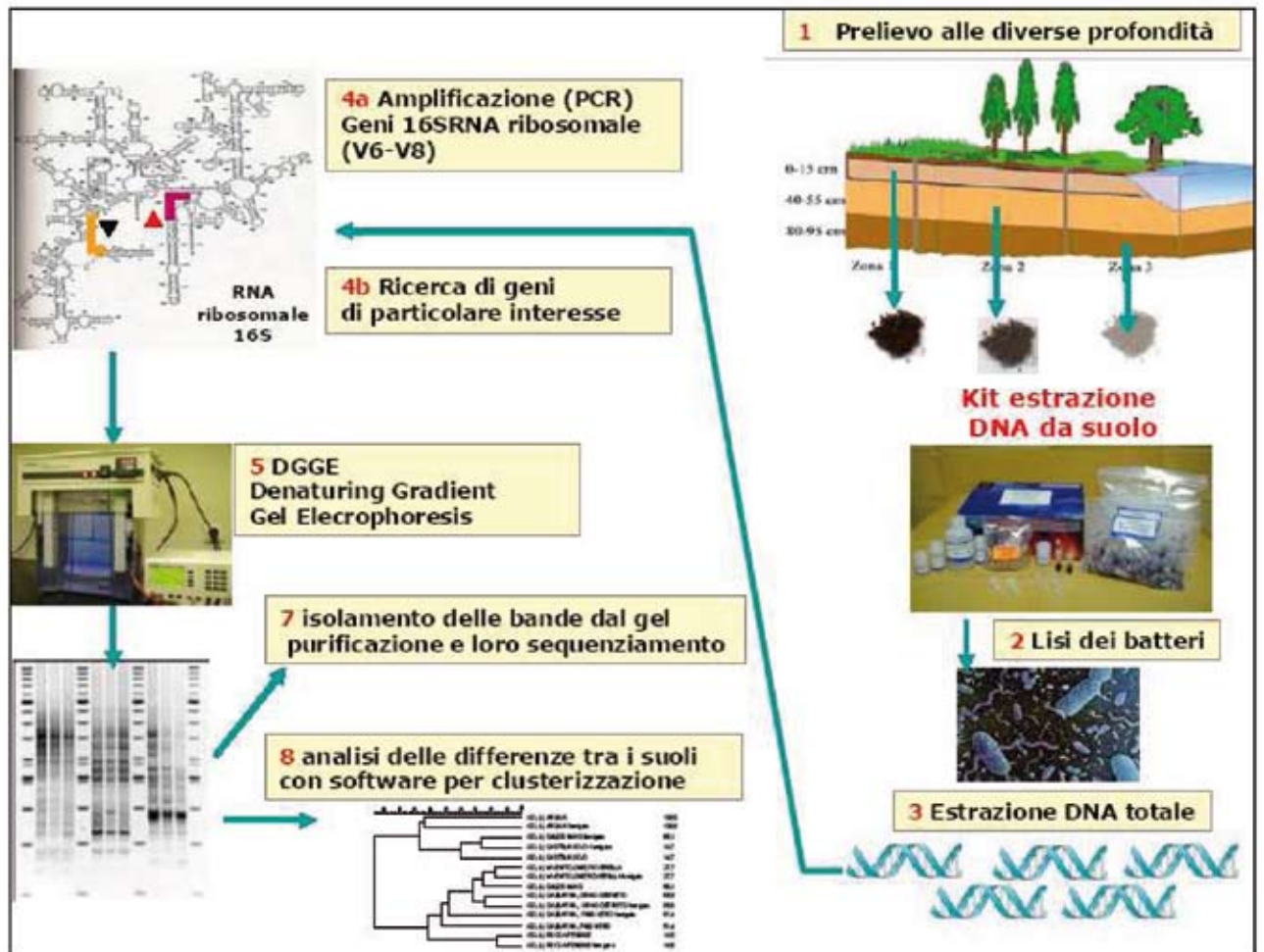


Figura 25: principali passaggi metodologici per le analisi delle comunità microbiche del suolo.

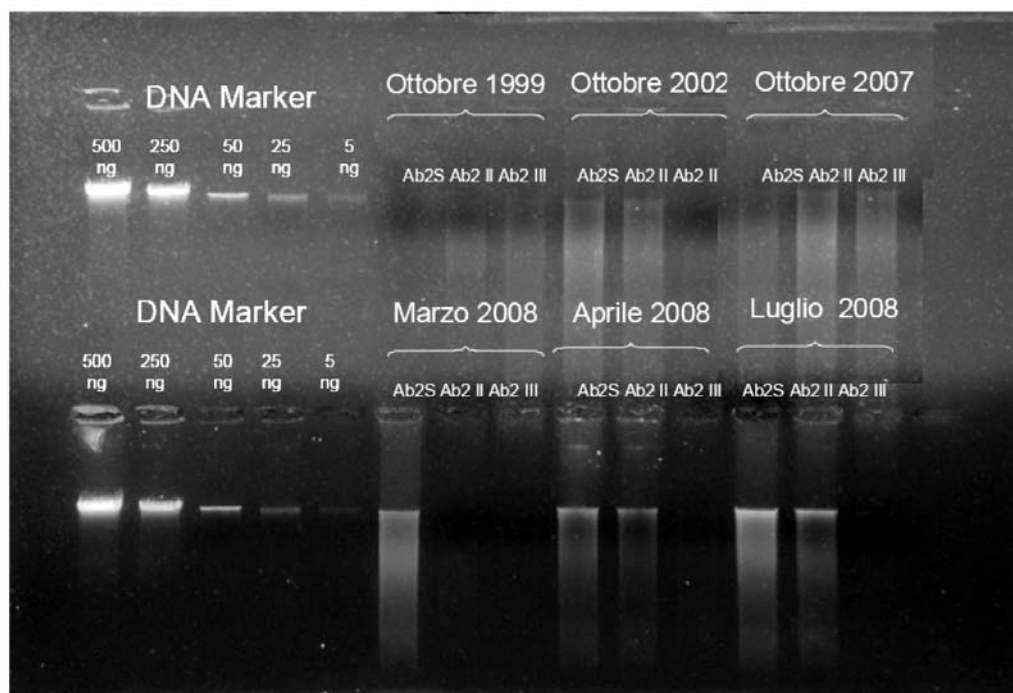


Figura 26: estrazione di DNA totale da 1 g di suolo, essiccato a temperatura ambiente, mediante il Kit Power soil della MoBio.

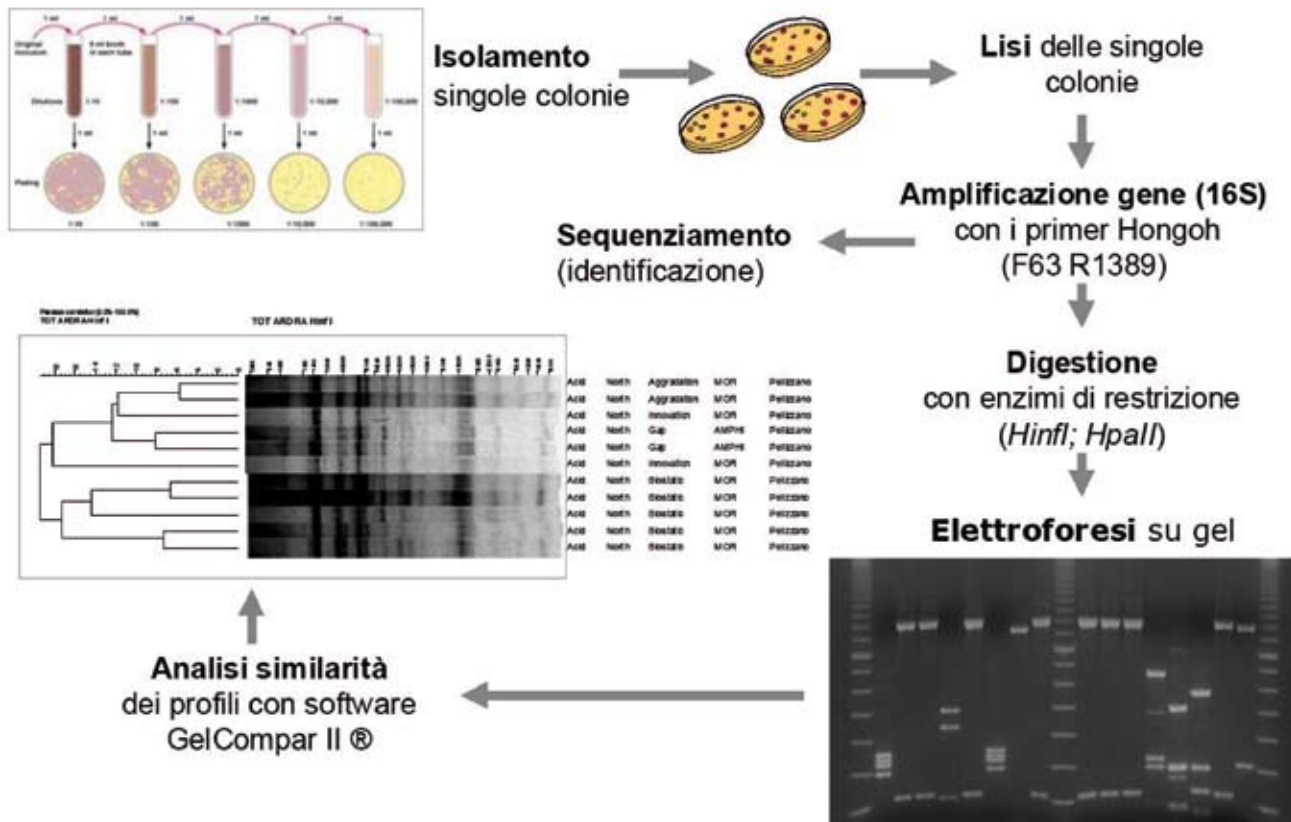


Figura 27: isolamento, caratterizzazione molecolare e identificazione dei microrganismi coltivabili.

3.10.2 Analisi comunità microbiche delle acque

Per ogni stagione dell'anno e per ciascuna delle tre zone sono stati effettuati tre campionamenti indipendenti (tre repliche). In particolare i siti di campionamento sono stati:

- il fiume Zero (W1);
- la canaletta adacquatrice (W2);
- la scolina di drenaggio (W3).

Le metodiche utilizzate per queste analisi sono state le stesse sopra riportate per i suoli.

3.10.3 Analisi di comunità microbiche specifiche

Vista l'importanza del processo di denitrificazione nella rimozione dell'azoto nell'area tampone boscata si è ravvisata l'opportunità di condurre studi mirati alla identificazione di gruppi microbici specifici coinvolti in attività enzimatiche del suolo di particolare interesse. A tal fine è stata condotta un'analisi specifica sulle comunità microbiche denitrificanti. Lo scopo di tale indagine è stato quello di confrontare se la particolare gestione idraulica, l'assenza di lavorazione del suolo e lo sviluppo vegetazionale dell'area boscata hanno causato una modificazione in termini di composizione della comunità microbica denitrificante, rispetto a quella presente in una limitrofa area agricola. Eventuali differenze in termini di composizione microbica possono essere messe in relazione ai ratei di denitrificazione potenziale espressi dal suolo.

In particolare si è scelto di effettuare tale indagine considerando il gene *nirK* che codifica una delle due tipologie di Nitrito riduttasi, enzima indispensabile per la conversione dei nitriti a monossido di azoto (Figura 28) durante il processo di denitrificazione. Si ritiene questo il passaggio chiave per il processo di denitrificazione; infatti una volta che i nitriti vengono convertiti a monossido di azoto il processo diviene irreversibile anche se non necessariamente giunge a completamento (una frazione può anche essere rilasciata in atmosfera direttamente come protossido nitrico o nitroso).

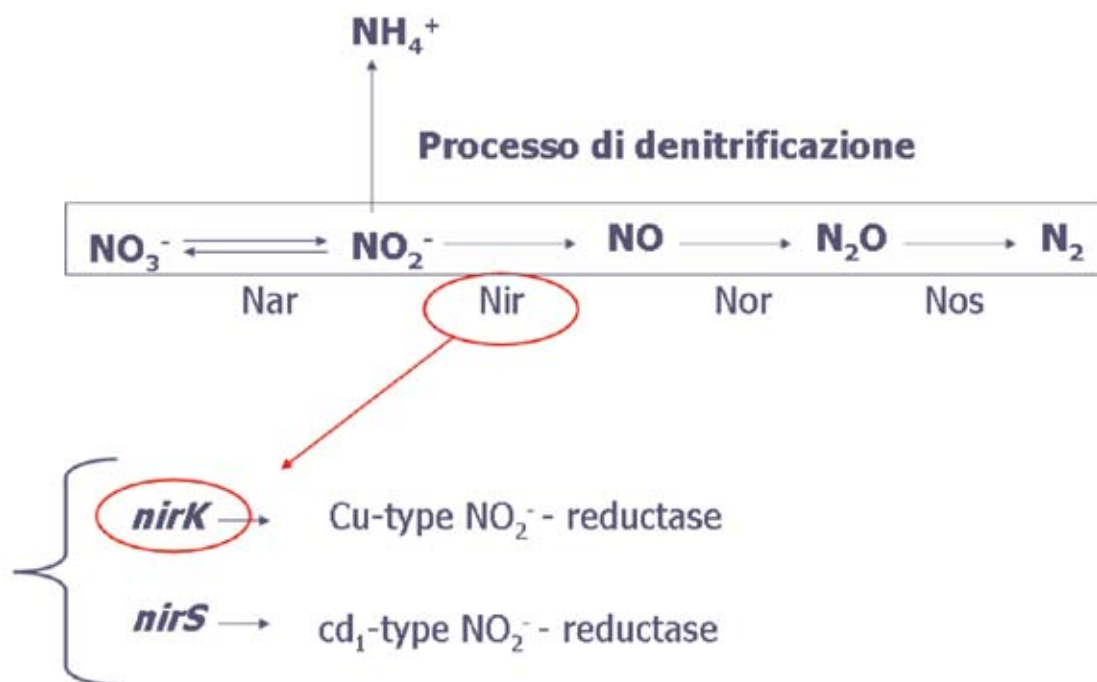


Figura 28: il gene *nirK* codifica una delle tipologie di NITRITO RIDUTTASI che permette la conversione dei nitriti a monossido di azoto nel corso del processo di denitrificazione.

Lo studio è stato effettuato su repliche di campioni di suolo prelevati a tre diverse profondità sia all'interno della fascia tampone sia in un'area agricola limitrofa. L'indagine ha riguardato due stagioni (ottobre 2009 e marzo 2010).

I passaggi principali del metodo sono simili a quelli riportati in Figura 25 e relativi al DNA 16s. Si procede attraverso un'estrazione del DNA totale dal suolo e ad una successiva amplificazione con primers appositamente disegnati, mediante PCR, della porzione relativa al gene *nirK*.

I prodotti di amplificazione, appartenenti a organismi differenti, sono in seguito separati mediante DGGE (*Denaturing Gel Gradient Electrophoresis*); questa tecnica permette di separare frammenti di DNA della stessa lunghezza ma con diverse sequenze di basi, grazie alla loro diversa mobilità elettroforetica in un gel di poliacrilammide con gradiente lineare. Il numero e l'intensità delle bande ottenute riflette il numero e l'abbondanza relativa delle diverse specie microbiche contenenti, e presumibilmente capaci di esprimere, il gene in oggetto. Ulteriori informazioni possono essere ottenute tramite il sequenziamento delle bande ottenute.

3.11 Determinazione dell'attività azotofissatrice in *Alnus glutinosa*

Gli ontani possono stabilire simbiosi radicali con attinobatteri azotofissatori della specie *Frankia alni* che portano alla formazione di tipiche strutture radicali chiamate attinorrize. Questo rapporto consente di rendere disponibile l'azoto atmosferico che viene trasformato in azoto combinato utilizzabile dalle piante. Essendo presenti nel sito NICOLAS dei moduli di impianto forestale in cui è previsto l'utilizzo di ontani, ed essendo questa una delle specie forestali di più ampio utilizzo nelle fasce tampone con valenza anche naturalistica, risulta estremamente interessante verificare se l'attività azotofissatrice in oggetto influisca o meno sul bilancio globale di azoto relativo al sito da monitorare. A tal fine, i dati raccolti saranno integrati a quelli della denitrificazione.

L'analisi prevede l'individuazione dei noduli e la stima per via gascromatografica dell'attività azotofissatrice mediante "ARA" test (*Acetylene Reduction Activity*).

I noduli radicali una volta puliti e pesati vengono chiusi ermeticamente in vials ed incubati in presenza di opportune quantità di acetilene (3% v/v dello spazio di testa). La quantità di etilene prodotta viene valutata per via gascromatografica e i dati utilizzati come indice di attività nitrogenasica.

I test disponibili attualmente, come quello qui adottato, consentono di verificare con una certa agevolezza se un sistema pianta-microsimbionte sia attivo nel fissare l'azoto, ma i dati ottenuti non avranno natura quantitativa ma qualitativa. Ciò non impedisce di stabilire:

- a) se la quantità di azoto nel sistema inibisce o meno l'instaurarsi dell'associazione simbiotica azotofissatrice;
- b) se, eventualmente formatasi, la simbiosi è efficiente dal punto di vista dell'azotofissazione;
- c) se l'eventuale attività rilevata varia con la stagionalità.

Il periodo di monitoraggio, a cadenza stagionale, va da ottobre 2008 a luglio 2010.

Per una stima complessiva del contributo dell'attività di azotofissazione si è proceduto ad una quantificazione della biomassa dei noduli presenti negli apparati radicali di un ontano posto nel sito sperimentale. Dopo la sua eradicazione è stata eseguita una sistematica e completa asportazione dei noduli presenti nell'apparato radicale (e misurata l'attività acetilen-riduttasica su una porzione degli stessi). Dopo lavaggio ed essiccazione è stata quantificata la biomassa secca di noduli relativa all'ontano indagato. Per stabilire il rapporto fra la biomassa di noduli e la biomassa arborea si è determinata infine, mediante pesatura, la biomassa secca dell'ontano indagato.

3.12 Prova con tracciante

La sperimentazione effettuata dal LASA (Laboratorio Analisi dei Sistemi Ambientali dell'Università di Padova) nella fascia tampone boscata Nicolas è stata articolata nelle seguenti fasi:

- misura della portata in ingresso nelle due scoline adacquatrici e nella scolina di drenaggio;
- determinazione sperimentale dei tempi di residenza delle acque nella fascia tampone arborea con le portate di esercizio, mediante l'utilizzo di un tracciante idoneo (Rodamina).

Per la determinazione dei tempi di residenza è stata immessa all'imbocco della scolina adacquatrice una quantità di 200g di soluzione di Rodamina WT al 21,33%; l'immissione è avvenuta in 8 cicli di un'ora ogni 3, corrispondente alla fase di accensione della pompa, e per un intervallo di tempo complessivo di 24 ore. Per l'esecuzione della campagna sperimentale sono state posizionate due stazioni di campionamento nelle quali sono stati installati i campionatori automatici ISCO 6700:

- Campionatore 1: è stato posizionato lungo la scolina adacquatrice, a 20 m dall'immissione del tracciante, ed è stato programmato per l'acquisizione di campioni ogni 90 minuti per 24 ore a partire dall'immissione del tracciante;
- Campionatore 2: è stato posizionato in corrispondenza del pozzetto terminale della scolina di drenaggio ed è stato programmato per l'acquisizione di campioni ogni 2 ore per la durata di 6-10 giorni a partire dall'immissione del tracciante; questo campionatore serve a monitorare l'andamento della concentrazione del tracciante allo scarico per poter poi determinare il tempo di residenza medio delle acque ed effettuare un bilancio di massa della quantità di tracciante recuperato.

I campioni così raccolti sono stati successivamente filtrati (utilizzando dei filtri da 0.45 μm) ed analizzati mediante un fluorimetro per la determinazione delle concentrazioni.

Per maggiori dettagli si faccia riferimento alla relazione specifica dal titolo "stima dei tempi di residenza delle acque nella fascia tampone boscata NICOLAS".

3.13 Indagini di dettaglio sui livelli di falda

Tale attività specifica si è posta come obiettivo principale la comprensione delle oscillazioni delle quote della falda acquifera superficiale (FAS) creata artificialmente dal sistema irriguo e della falda acquifera naturale (FAN) per verificare se esse siano a contatto o mantengano acquiferi separati, come ipotizzato sulla base di altre evidenze.

L'indagine si è basata sulle seguenti metodiche:

- ricostruzione dell'andamento litologico del sottosuolo per la taratura dei profili geoelettrici e per l'individuazione degli strati permeabili e impermeabili, mediante campionamenti manuali con trivella in 10 punti distribuiti longitudinalmente lungo il sito sperimentale e fino ad una profondità di 1,5m;
- l'installazione di un piezometro alla profondità di 2 metri da p.c. posto in un'area non soggetta all'irrigazione, per il monitoraggio delle sole oscillazioni della falda naturale;
- indagini geofisiche come metodo non invasivo per l'elaborazione di modelli del sottosuolo 2D mediante l'interpretazione di misure elettriche; la "tomografia elettrica-ERT" è il metodo che permette di acquisire informazioni in simultanea dipendenza sia della profondità che della distanza orizzontale. Questa metodologia di misura, che nella pratica geofisica costituisce l'evoluzione attuale della prospezione geoelettrica, è stata messa a punto alcuni anni fa (Barker, 1981), sfruttando i progressi dell'elettronica, sia per un'acquisizione automatica sul campo che per un'interpretazione dei dati in termini bi e tri-dimensionali. Sfruttando infatti la possibilità di poter utilizzare personal computer direttamente in campo, essa permette di disporre sul corpo da investigare una quantità molto grande di elettrodi (32, 64 o più), con distanza reciproca dipendente dalla risoluzione e dalla profondità d'indagine richieste, sui quali viene alternativamente mandata la corrente e misurata la differenza di potenziale, in una sequenza preprogrammata. Si ottiene l'evoluzione sia verticale che laterale della resistività apparente, che è uso rappresentare in forma di pseudosezione, cioè come tabella di valori organizzati in un piano di riferimento dove sull'asse orizzontale si riporta la distanza sul terreno e sull'asse verticale un parametro associato alla complessiva larghezza del quadripolo. Elaborando i dati acquisiti è possibile creare un'immagine 2D del sottosuolo mediante interpolazione dei valori di resistività, ed in base alla conducibilità elettrica dei terreni ricostruire una stratigrafia di massima da tarare con eventuali sondaggi. La conducibilità elettrica è direttamente proporzionale al contenuto d'acqua dei sedimenti; permette quindi di distinguere la presenza di depositi fini e granulari, ma soprattutto la presenza di una falda acquifera all'interno dei sedimenti.



Figura 29: strumentazione e realizzazione di un'indagine ERT.

Le misure di campagna sono state eseguite il 4 giugno 2009 con l'esecuzione di n. 24 stendimenti di tomografia elettrica (Figura 30) con direzione Est-Ovest lungo l'impianto sperimentale.

Caratteristiche tecniche delle indagini eseguite:

Georesistivimetro Utilizzato: ABEM SAS 1000 con LUND Imagin System della ditta ABEM-Svezia. Strumento digitale per indagini di Resistività-IP & SP con dynamic range 140 dB con funzione multielettrodo.

Numero elettrodi: 16/cad profilo;

Tipologia stendimenti: tutti con tecnica schlumberger;

Profili: ERT 1-2-3-4-5-6-7-8-9-10-11-12-13-14-15-16-17-28-19-20-21-22-23-24;

Distanza elettrodica: 0.70 metri.

Lunghezza totale area indagata : 252 m;

Profondità max di indagine: 2.30 metri;

Sorgente utilizzata: alimentazione 12 V.

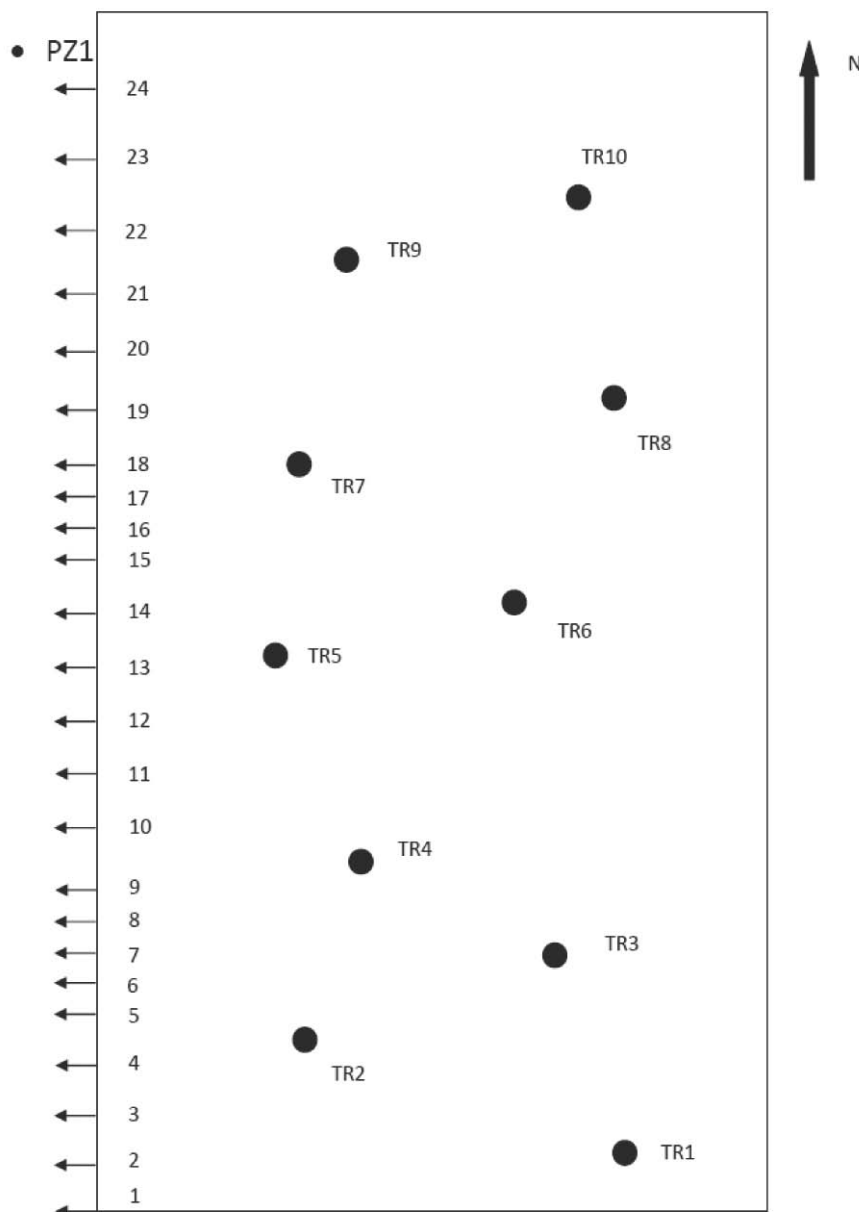


Figura 30: schema di posizionamento dei profili (da 1 a 24) della tomografia elettrica (ERT), del piezometro (PZ1) e dei punti di effettuazione delle trivellate (TR). L'area compresa nel rettangolo corrisponde all'appezzamento A (si veda figura 9).

3.14 Aggiunta Azoto

La presente attività è risultata funzionale proprio alla realizzazione della seconda fase del monitoraggio che prevedeva di effettuare, nel corso degli anni 2009 e 2010, la misura degli effetti di riduzione dell'azoto contenuto nelle acque che defluiscono attraverso il sistema tampone forestale con concentrazioni significativamente più elevate (circa 10 volte superiori) rispetto a quelle mediamente presenti nelle acque del fiume Zero. Per poter conseguire tale obiettivo è stato necessario addizionare alle acque presenti nella scolina adacquatrice quantitativi adeguati di soluzione di azoto nitrico concentrata. Tale operazione è stata realizzata in modo tale da garantire condizioni costanti di elevato carico di azoto per un tempo sufficiente affinché il sistema si potesse stabilizzare e la risposta fosse realmente rappresentativa del processo in atto.

3.14.1 Tempistica

Le campagne di incremento della concentrazione di azoto nitrico nelle acque di irrigazione del sito sperimentale sono state condotte con cadenza stagionale e nel corso dell'intera settimana antecedente al giorno prescelto per l'effettuazione dei campionamenti stagionali di acque e suoli previsti dal protocollo di monitoraggio. L'intervallo di una settimana è stato definito tenendo in considerazione non solo la compatibilità con i tempi complessivi della sperimentazione, ma anche il tempo di permanenza dell'acqua nel sistema (definito attraverso un'apposita attività di monitoraggio basata sull'utilizzo di traccianti chimici e descritta in precedenza e stimato in 34,6 ore con la portata di esercizio); è stato inoltre considerato che le reazioni che riguardano il ciclo dell'azoto sono generalmente molto rapide permettendo al sistema una veloce capacità di adattamento all'incremento del carico.

3.14.2 Modalità di immissione

Si è provveduto alla preparazione, in due vasche della capienza di 250 litri (in seguito sostituite da una di 500 litri), di una soluzione con acque del fiume Zero a cui sono stati addizionati quantitativi noti di nitrato potassico (KNO_3) in forma cristallina e con la seguente composizione (Figura 31 e Figura 32):

- 13% azoto (nitrico);
- 46% ossido di potassio (K=38,2%).

L'aggiunta di questa soluzione, è stata effettuata tramite l'utilizzo di una pompa peristaltica nel punto iniziale della scolina e in corrispondenza con il ciclo di funzionamento delle pompe (1 ora di funzionamento ogni 3). Il timer di regolazione della pompa peristaltica nel corso della campagna del 2009 è stato impostato su un intervallo di tempo di funzionamento di 15 minuti ogni 3 ore (modificato ad un ora ogni 3 ore nel corso del 2010 per avere maggiore omogeneità dei dati rilevati nella scolina) per un totale di 8 cicli al giorno.



Figura 31: immissione della soluzione ad alta concentrazione di azoto nella scolina adacquatrice.



Figura 32. A sinistra: l'immissione della soluzione ad alta concentrazione di azoto nella scolina adacquatrice coincide con la fase di funzionamento delle pompe di irrigazione. A destra: la pompa peristaltica preleva l'acqua dalla vasca di diluizione.

3.14.3 Quantitativi immessi

I quantitativi immessi per ciascuna stagione sono quelli indicati nelle seguenti tabelle di calcolo. La scelta di raggiungere una concentrazione di 27 mg/L addizionali è stata fatta considerando che le acque del fiume Zero presentano valori medi con concentrazioni di circa 3 mg/L di N-NO₃.

Nel corso del 2010 sia i valori di portata immessa sia i quantitativi di KNO₃ immessi sono stati leggermente ridotti. I valori effettivamente misurati nella scolina a seguito dell'avvenuta aggiunta sono risultati perfettamente in linea con le attese (concentrazioni comprese fra 20 e 30 mg/L di N-NO₃).

2009		
Portata di irrigazione	mc/ha/giorno	189,00
Concentrazione attesa di N-NO ₃ in entrata	mg/L	27
Superficie sito sperimentale	ha	0,70
Portata in ingresso nella scolina a servizio dell'appezzamento sperimentale	mc/giorno	132,30
N-NO₃ da aggiungere alla scolina	Kg/giorno	3,57
Proporzione di N contenuto nel concime	%	13
Quantità di KNO₃ da aggiungere	Kg/giorno	27,48
Rapporto diluizione (10 °C)	gr/L	210
Quantità di soluzione da aggiungere	L/giorno	131
Quantità di soluzione da aggiungere ad ogni turno di pompaggio (3 ore)	L	16,4
Quantità totale di N-NO₃ addizionato alla scolina a stagione	Kg	25,00
Quantità totale di KNO₃ da addizionato alla scolina a stagione	Kg	192,34
Totale litri di soluzione immessi a stagione	L	915,9

2010		
Portata di irrigazione	mc/ha/giorno	123,43
Concentrazione attesa di N-NO ₃ in entrata	mg/L	22
Superficie sito sperimentale	ha	0,70
Portata in ingresso nella scolina a servizio dell'appezzamento sperimentale	mc/giorno	86,4
N-NO₃ da aggiungere alla scolina	Kg/giorno	1,87
Proporzione di N contenuto nel concime	%	13
Quantità di KNO₃ da aggiungere	Kg/giorno	14,42
Rapporto diluizione	gr/L	105
Quantità di soluzione da aggiungere	L/giorno	137,4
Quantità di soluzione da aggiungere ad ogni turno di pompaggio (3 ore)	L	17,2
Quantità totale di N-NO₃ addizionato alla scolina a stagione	Kg	15,00
Quantità totale di KNO₃ addizionato alla scolina a stagione	Kg	115,38
Totale litri di soluzione immessi a stagione	L	1099,2

Tabella 23: calcoli per la determinazione dell'azoto da aggiungere alla scolina adacquatrice.

4 RISULTATI

4.1 Idrologia

4.1.1 Modello concettuale relativo all'idrologia dei suoli

L'insieme di misurazioni, rilievi ed osservazioni descritte nel presente capitolo ha permesso di giungere alla definizione di un modello concettuale che permette di interpretare la particolare idrologia presente nell'area sperimentale. Per facilitare la comprensione del sistema si anticipa in questo paragrafo introduttivo la descrizione di questo modello interpretativo (Figura 33).

Nei vari appezzamenti compresi fra la scolina di irrigazione e quella di drenaggio è presente una falda ipodermica, posta ad una profondità compresa fra i 40 e gli 80-90 cm dal piano campagna e poggiante su una "soletta di lavorazione" e sul sottostante strato impermeabile (presente fra gli 80-90 e i 160-180 cm dal p.c.). La falda ipodermica viene generata dalle acque di irrigazione e dalle acque meteoriche (escluse quelle che generano *runoff* superficiale) che si infiltrano verticalmente nei suoli fino ad incontrare uno strato a minore permeabilità. Il movimento di questi deflussi sub-superficiali viene principalmente regolato dalla pendenza imposta ai terreni (4-5%) tra la scolina di irrigazione e la scolina di drenaggio. Nonostante la presenza di un suolo limo-argilloso molto lento, nei primi 80-90 cm di profondità i movimenti laterali e verticali dell'acqua vengono favoriti, fin dall'inizio della realizzazione del sito, da significative fessurazioni derivanti dalle operazioni di lavorazione ed aratura antecedenti alla realizzazione dell'area boscata, e in un secondo momento anche dalla presenza di una fitta rete di apparati radicali. Sono queste macrofessurazioni dunque a consentire il trattamento di volumi d'acqua di irrigazione ben superiori (un paio di ordini di grandezza) rispetto a quelli ipotizzabili sulla sola base della pendenza e della microporosità dei suoli. La scolina di drenaggio raccoglie e veicola verso il fiume Zero questi deflussi ipodermici, oltre alle acque di *runoff*.

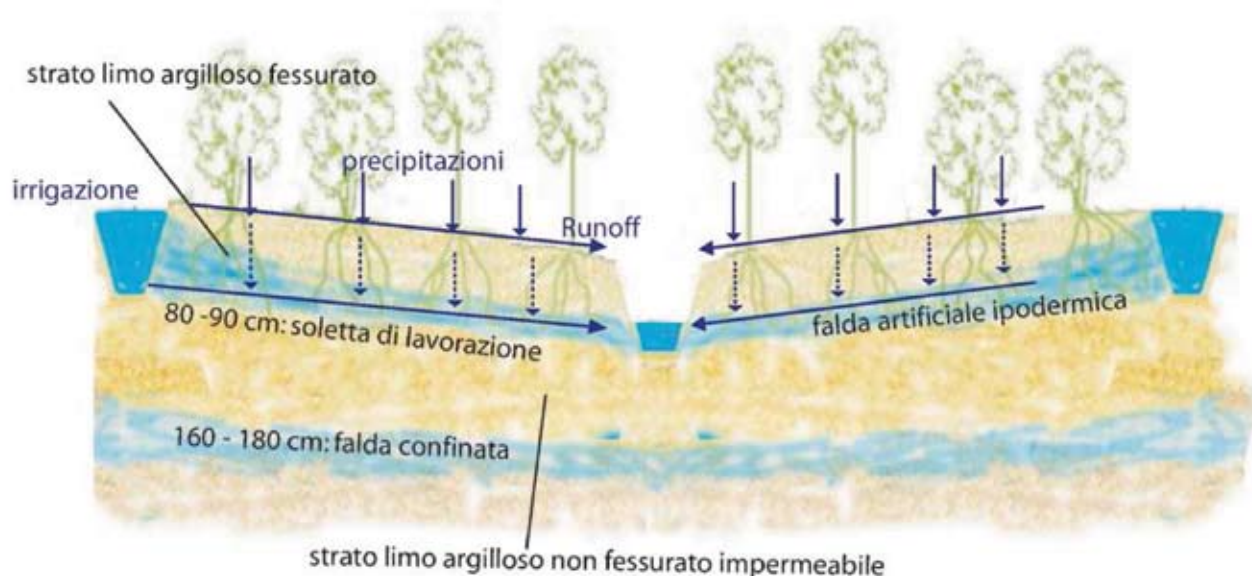


Figura 33: schema concettuale dell'idrologia dell'area tampone. Le frecce rappresentano le direzioni preferenziali seguite dalle acque meteoriche e di irrigazione.

La presenza dello strato impermeabile non fessurato, presente fra gli 80-90 e i 160-180 cm dal p.c., ha due importanti effetti:

- rende trascurabili le perdite di acqua per lisciviazione profonda;
- garantisce una netta separazione fra la falda ipodermica e la falda naturale; quest'ultima risulta confinata ed in pressione ad una profondità inferiore a 160-180 cm dal p.c.

4.1.2 Volumi di irrigazione

I volumi d'acqua da immettere all'interno delle scoline adacquatrici sono stati quantificati in modo empirico facendo diverse prove e valutando sul campo l'effettiva capacità del sistema a far defluire superficialmente tali volumi senza creare evidenti fenomeni di ristagno o di deflusso superficiale.

L'evoluzione del suolo e lo sviluppo degli apparati radicali hanno determinato una certa variabilità dei volumi di irrigazione trattati.

Nel corso dei periodi monitorati sono stati pompati all'interno del sito sperimentale i seguenti volumi di irrigazione:

FASE 1	Volumi di irrigazione (mc/ha/anno)
1999-2000*	51.917
2000-2001*	48.060
2001-2002*	48.600
FASE 2	
2003-2004**	9.730
2004-2005**	18.144
FASE 3	
2007-2008**	59.986
2009***	53.788
2010***	55.787

* Periodo 01/11 a 30/10 ** Periodo da 01/09 a 31/10 *** Periodo da 01/01 a 31/12

Come si osserva (Figura 34), a partire dal 2004 (giugno) i volumi immessi per ettaro, a seguito dell'ampliamento della zona tampone arborea fino a 30 ha ca., sono stati ridotti sensibilmente. Per la corretta valutazione dei dati relativi alle stagioni monitorate nel 2004 e 2005 si dovrà necessariamente considerare questa importante variazione.

Per quanto concerne i volumi giornalieri immessi nei vari periodi dell'anno, nonostante una certa variabilità dovuta a periodi di spegnimento dell'impianto (in genere invernali), si osserva che, a partire dal 2° anno, quando le pompe sono accese hanno un andamento pressoché costante (154 mc/ha/giorno). Il periodo 2004 e 2005 evidenzia la sopracitata riduzione dei volumi giornalieri immessi (72 mc/ha/giorno con impianto funzionante).

Nel corso della fase 3 i volumi di irrigazione immessi nell'appezzamento A sono stati aumentati, a partire dal marzo 2006, fino a 222 mc/ha/giorno.

Va ricordato infine che l'accensione delle pompe nell'arco della giornata non è costante ma regolata in modo tale da funzionare per fasi di un'ora ogni 3.

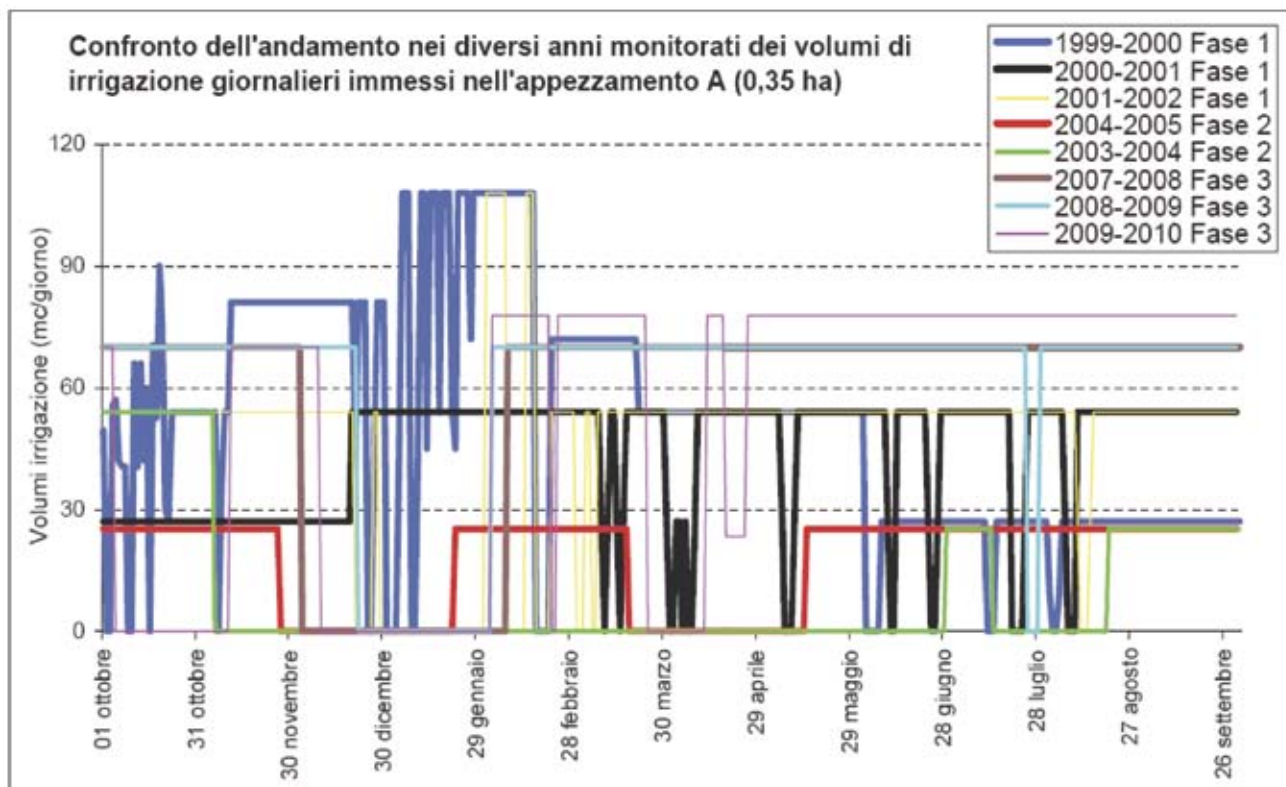


Figura 34: confronto dell'andamento annuale dei volumi di irrigazione giornalieri immessi nell'Appezzamento A.

4.1.3 Profondità del deflusso ipodermico e della falda naturale

Nel corso del periodo 1999-2002, la profondità del deflusso ipodermico è stata misurata in continuo (un dato rilevato ogni 15 minuti) mediante 2 trasduttori di pressione, inseriti in piezometri dedicati, posti in corrispondenza con l'ingresso e l'uscita della fascia tampone.

Dai dati riportati in Figura 35 si osserva come in corrispondenza dell'interruzione dell'irrigazione si abbia un brusco calo della quota di falda nel piezometro in ingresso e, con poche ore (10-15) di ritardo anche in quello di uscita.

Al riavvio dell'irrigazione o in coincidenza di eventi piovosi la risalita è altrettanto rapida. Un confronto fra i dati in continuo e quelli misurati puntualmente mediante freatimetro (cadenza mensile) ha evidenziato una buona corrispondenza tra i due tipi di misurazioni.

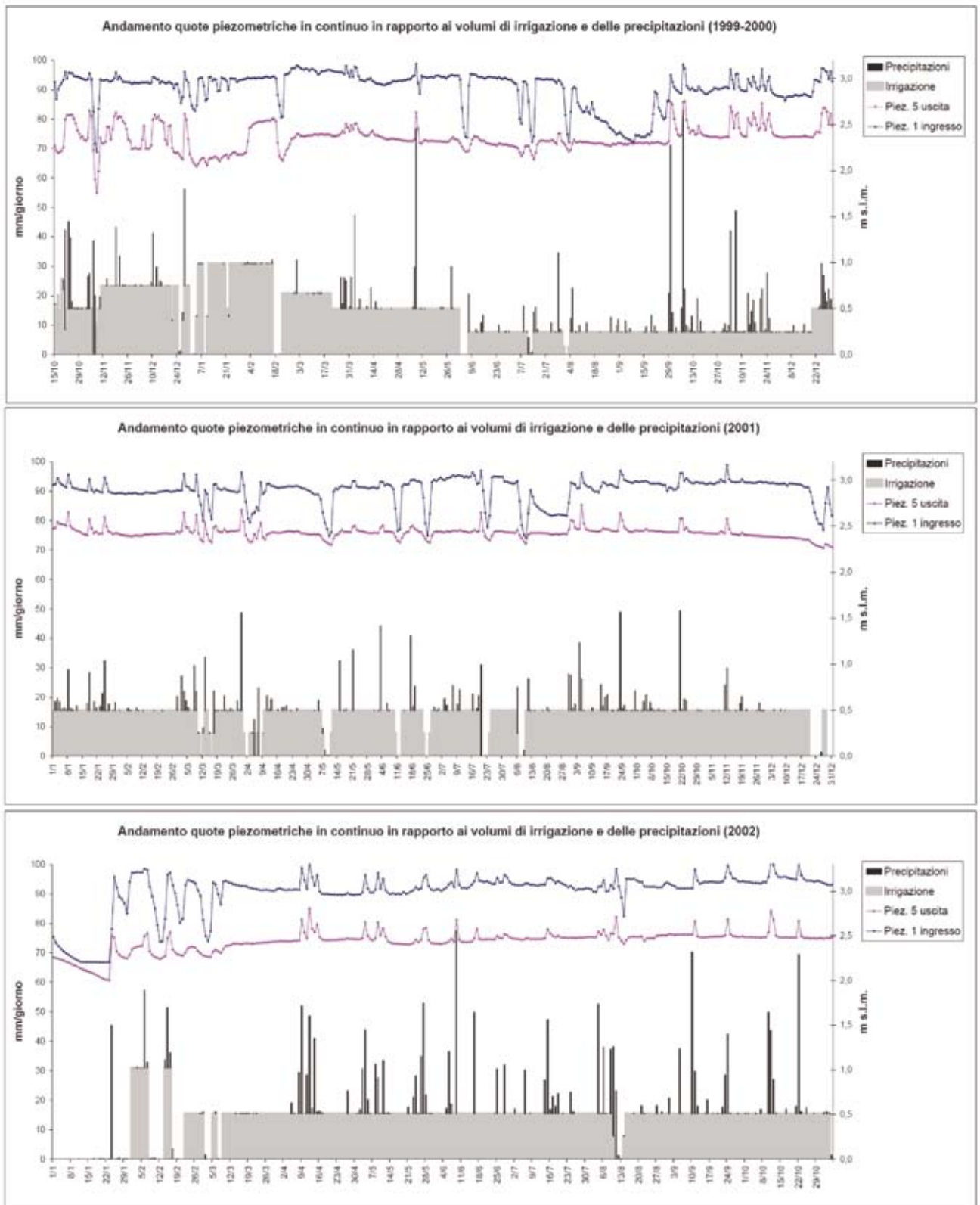


Figura 35: variazioni della quota del deflusso ipodermico, in ingresso ed uscita dall'area tampone in rapporto alle variazioni dell'irrigazione e alle precipitazioni.

Le misure effettuate mediante freatimetro in tutta la rete di piezometri nel periodo 1999-2002 hanno confermato la presenza di un acquifero sospeso posto ad una profondità media annua, variabile (nei diversi punti) fra i 25 e gli 80 cm dal piano campagna (Figura 36).

La media delle misure stagionali effettuate nel periodo 2007-2010 hanno evidenziato un leggero (10-20 cm) abbassamento di quota.

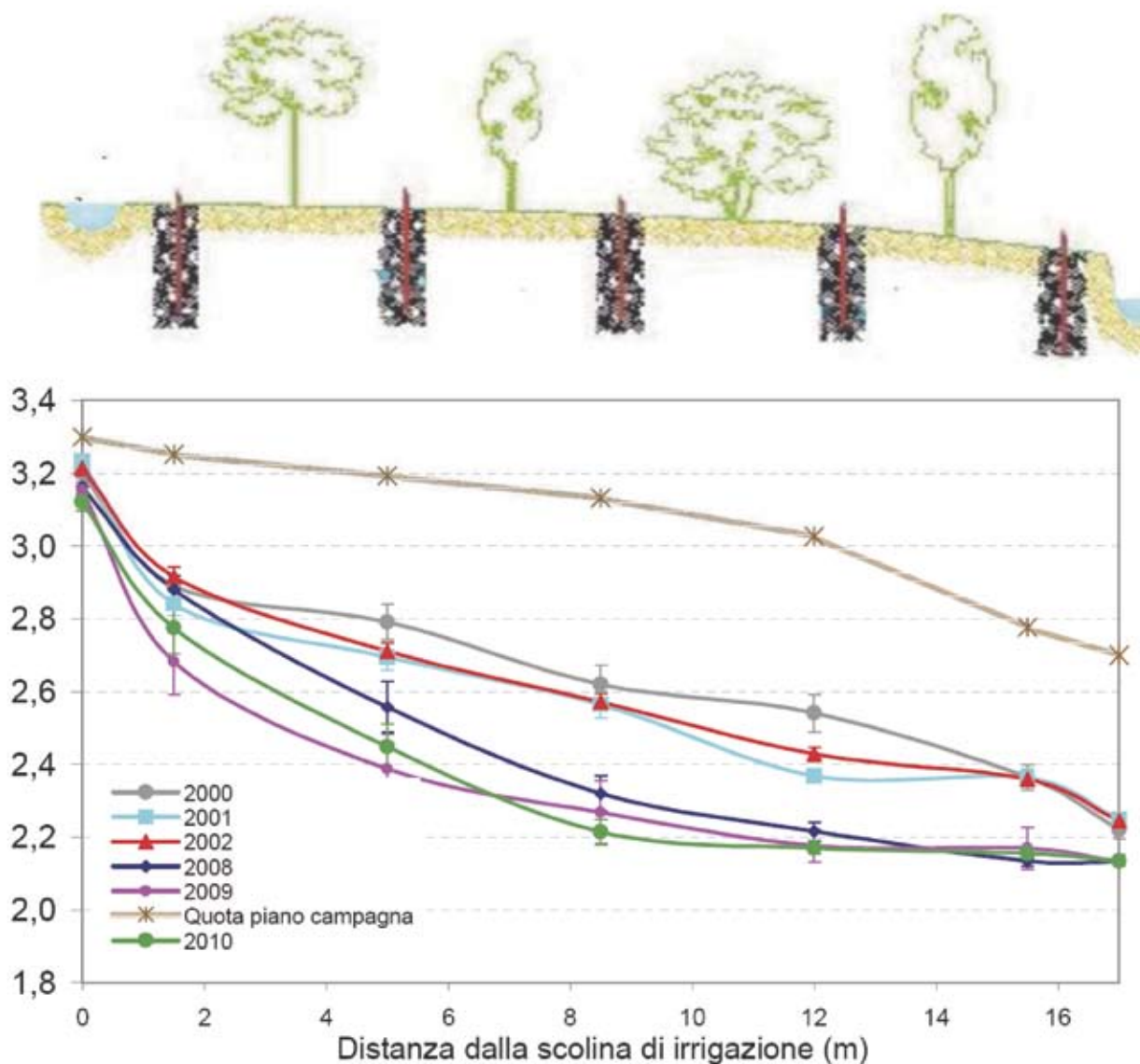


Figura 36: andamento medio annuo delle altezze della falda ipodermica e nell'appezzamento A rilevate nei 3 anni della fase 1 e nei 3 anni della fase 3. I dati nel corso della fase 1 sono stati rilevati con frequenza mensile, nel corso della fase 3 con frequenza stagionale.

Nel corso della terza fase di monitoraggio la presenza della falda acquifera sospesa (FAS) generata dall'attività irrigua è stata verificata, oltre che attraverso le misure delle altezze piezometriche, anche mediante indagine geoelettrica. Parallelamente l'oscillazione della falda naturale (FAN) è stata monitorata sia mediante indagine geoelettrica, sia mediante l'installazione di un piezometro posto fuori dall'area di studio.

Tali analisi geologiche e geofisiche, hanno messo in evidenza il fatto che le due falde acquifere FAS e FAN sono poste a quote diverse: la prima falda è presente tra i 50 cm da p.c. e i 90 cm da p.c.; mentre la FAN si trova compresa tra 160 cm e 170 m da p.c., risultando così sempre separate.

Si riportano di seguito 3 profili rappresentativi (dei 24 complessivi eseguiti), ottenuti attraverso l'indagine geoelettrica che ben descrivono la collocazione delle falde.

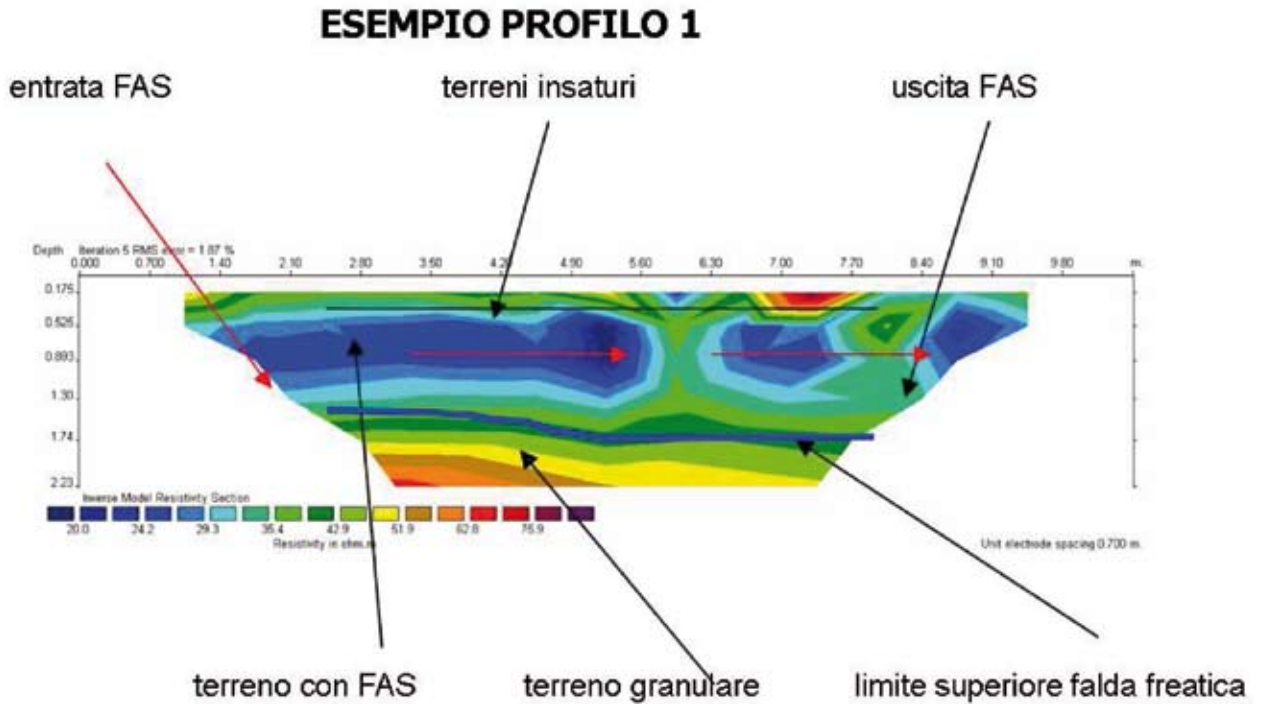


Figura 37: in questo profilo posizionato nella parte iniziale (più vicina all'immissione) dell'area tampone si evidenzia la presenza della FAS compresa fra i 50 e i 90 cm da p.c. e posizionata all'interno di sedimenti fini limosi; alla profondità di circa 160c metri da p.c. è invece presente la FAN, posta in terreni pseudo-granulari. Le due falde non sono quindi a contatto. I primi 50 cm di suolo superficiale, risultano, in assenza di precipitazioni, insaturi.

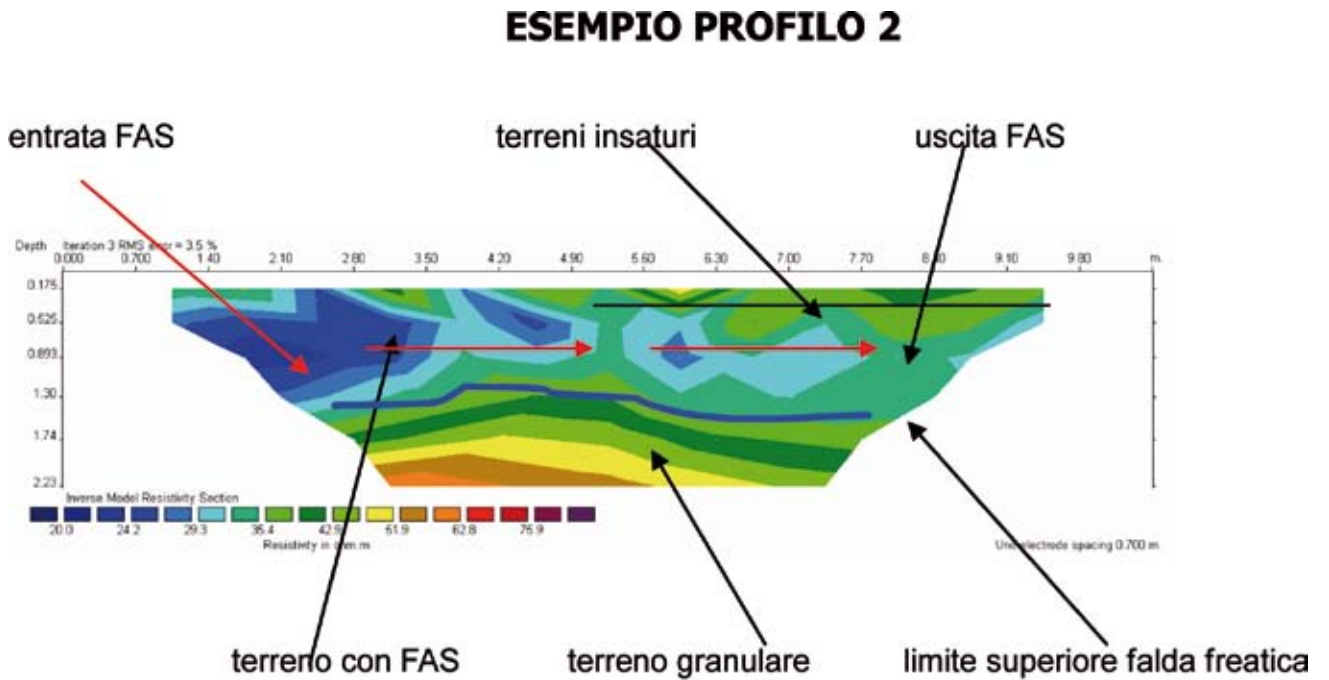


Figura 38: questo profilo è stato eseguito a metà dell'area di studio; si può notare la presenza della FAS, piuttosto superficiale e molto concentrata nella zona adiacente alla scolina di immissione (sulla sinistra del profilo); al di sotto viene evidenziato il probabile limite superiore della FAN, collocato ad una profondità di 160 cm da p.c.

ESEMPIO PROFILO 3

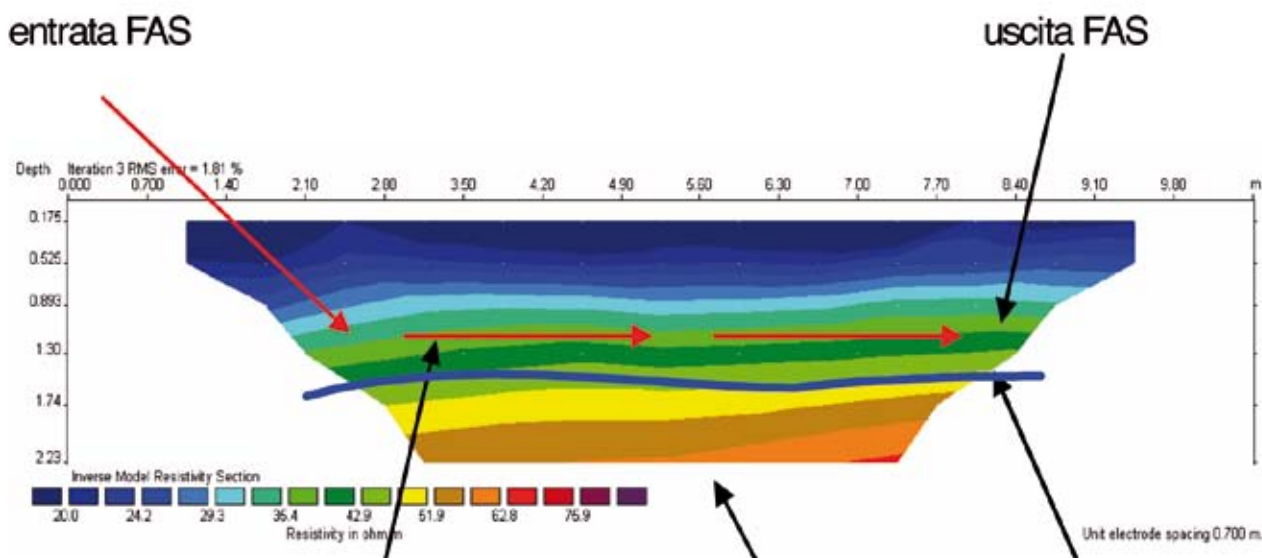


Figura 39: il terzo profilo eseguito nella zona più distale rispetto all'immissione dell'area di studio mette in evidenza una caratteristica topografica: a causa della baulatura dei terreni la FAS è in superficie rendendo saturi tutti i terreni fino ad una profondità di 80 cm da p.c. La FAN si presenta sempre ad una profondità di 160 cm da p.c.

Un'ulteriore e significativa prova della non interazione fra la falda sospesa e quella profonda è data dai risultati di una prova di risalita (*slug test*) realizzata in un piezometro non fessurato ma aperto nell'estremità inferiore che giunge alla profondità di 176 cm dal p.c. all'interno dell'appezzamento A.

Come si può osservare dalla seguente figura 40 la falda naturale è risalita con velocità decrescente fino alla quota di 108 cm dal p.c. in un tempo di circa 38 minuti. La falda naturale risulta quindi in pressione e confinata dal sovrastante strato argilloso.

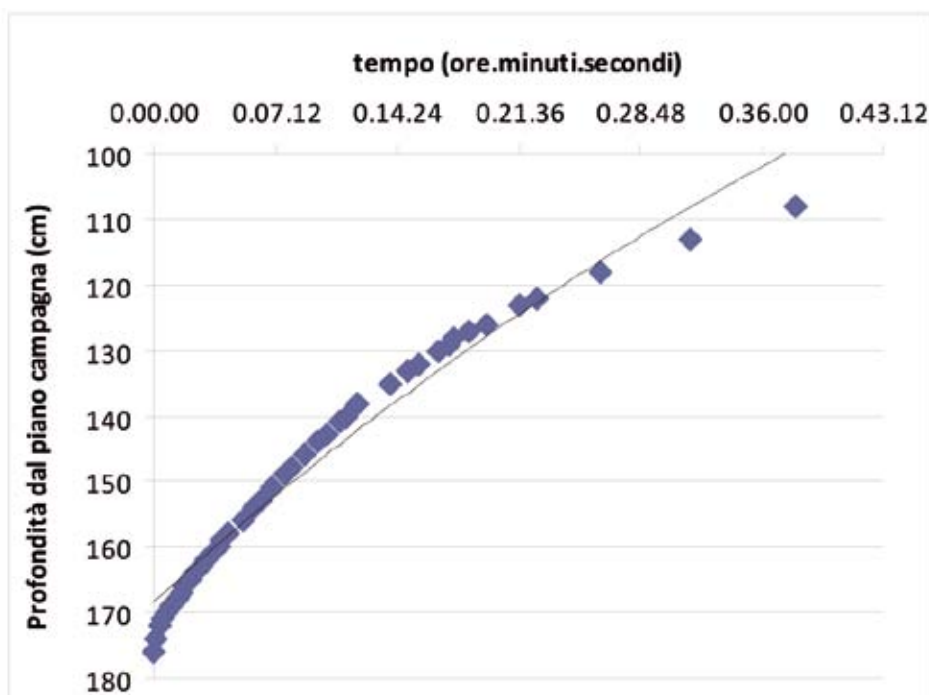


Figura 40: risultati della prova di risalita della falda naturale nell'Appezzamento A.

4.1.4 Tempi di residenza

La prova effettuata con il tracciante (Rodamina WT) nel corso del 2008 ha fornito chiare indicazioni sui tempi medi di percorrenza dell'acqua dalla scolina adacquatrice alla scolina di drenaggio (15 metri) ed ha messo in evidenza un'asimmetria nella distribuzione dell'acqua rispetto alla scolina di irrigazione.

Ricordiamo che la prova è consistita nell'immissione di 200g di soluzione di Rodamina WT al 21,33% nella scolina di irrigazione in un intervallo di tempo complessivo di 24 ore e seguendo il ciclo di funzionamento della pompa (un'ora di pompaggio ogni 3) e nel contestuale prelievo automatico di campioni d'acqua (1 ogni ora per un totale di 99 campioni) nella scolina di drenaggio a partire dal tempo 0 (inizio immissione).

La seguente figura 41 mostra l'andamento temporale della concentrazione di Rodamina WT in corrispondenza dello scarico della scolina di drenaggio.

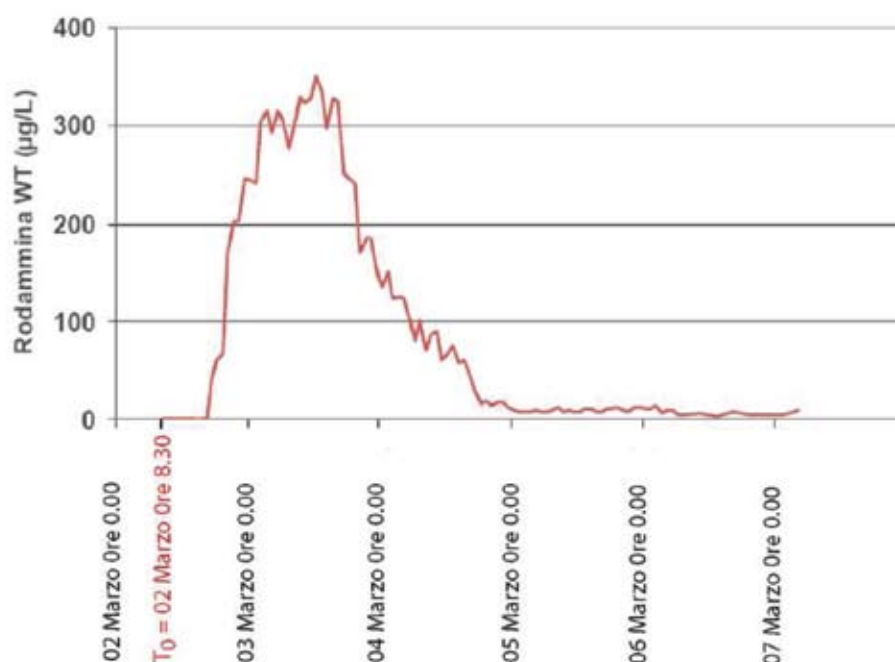


Figura 41: andamento temporale della concentrazione di Rodamina WT in corrispondenza dello scarico.

Facendo un bilancio di massa dato da:

$$\sum_{n=1}^{99} Q(t_n) \cdot c(t_n) \cdot \Delta t_n$$

dove:

$Q(t_n)$ = portata media nell'intervallo di tempo n

$c(t_n)$ = concentrazione del campione prelevato al tempo n

Δt_n = intervallo di tempo intercorso fra 2 prelievi

si ottiene un recupero di 181 gr di soluzione di Rodamina WT al 21,33% corrispondente al 90,4% della Rodamina totale sversata. Il tempo medio di residenza è di 24,3 ore.

Tempo ore	RWT		
	IN	OUT	%
24,3	200	181	90,4

Questo risultato dimostra che nel momento della sperimentazione i deflussi dalla scolina adacquatrice verso la scolina di drenaggio del sito sperimentale (Appezamento A) sia molto sbilanciato verso quest'ultimo (90%) invece di essere equidistribuito come ipotizzato in passato. Essendo tale sbilanciamento verosimilmente imputabile a lievi differenze di quota del fondo delle scoline, ed essendo queste ultime periodicamente modificate dalle pratiche di manutenzione (operazioni di riscolinatura) non si è ritenuto opportuno rivedere i calcoli effettuati per la fase 1 e la fase 2 alla luce di questa nuova indicazione, che è invece stata considerata interamente per la fase 3.

Sulla base dei risultati ottenuti si è stimata anche la variazione del tempo medio di residenza al variare delle portate di irrigazione, che ricordiamo vengono pompate nella canaletta adacquatrice per un ora seguita da due ore di interruzione:

Q (L/s)*	T residenza (ore)
4,2	24,7
5,0	20,7
3,0	34,6
2,0	51,9

* Si intende la portata nel corso della fase di esercizio della pompa (1 ora ogni 3)

Si osservi come i tempi di deflusso stimati con la prova dei traccianti corrispondano, come ordine di grandezza a quelli della K_s (conducibilità idraulica a saturazione) ricavabile con la Legge di Darcy:

$$Q = -KA (dh/dL)$$

Ponendo:

Q (portata in ingresso all'Appezamento A) = 1,26 l/s

A (area della sezione) = 86,45 m²

dh (differenza di quota) = 0,93 m

dL (distanza fra scoline) = 15 m

$K_s = 20,31$ m/giorno

È importante osservare come questi valori (stimati sia con la prova del tracciante sia con Darcy sulla base delle portate defluite) siano estremamente superiori (circa 3 ordini di grandezza) rispetto a quelli teorici attesi per suoli a tessitura limo argillosa. Se ne deduce che l'acqua defluisce per la quasi totalità seguendo delle macro-fessurazioni preferenziali presenti nel suolo e formatesi a seguito delle precedenti lavorazioni e della presenza di una fitta trama di apparati radicali (Figura 42 e Figura 43).



Figura 42: si osservi come il perimetro radicale risulti rossastro a seguito del passaggio della Rodamina.

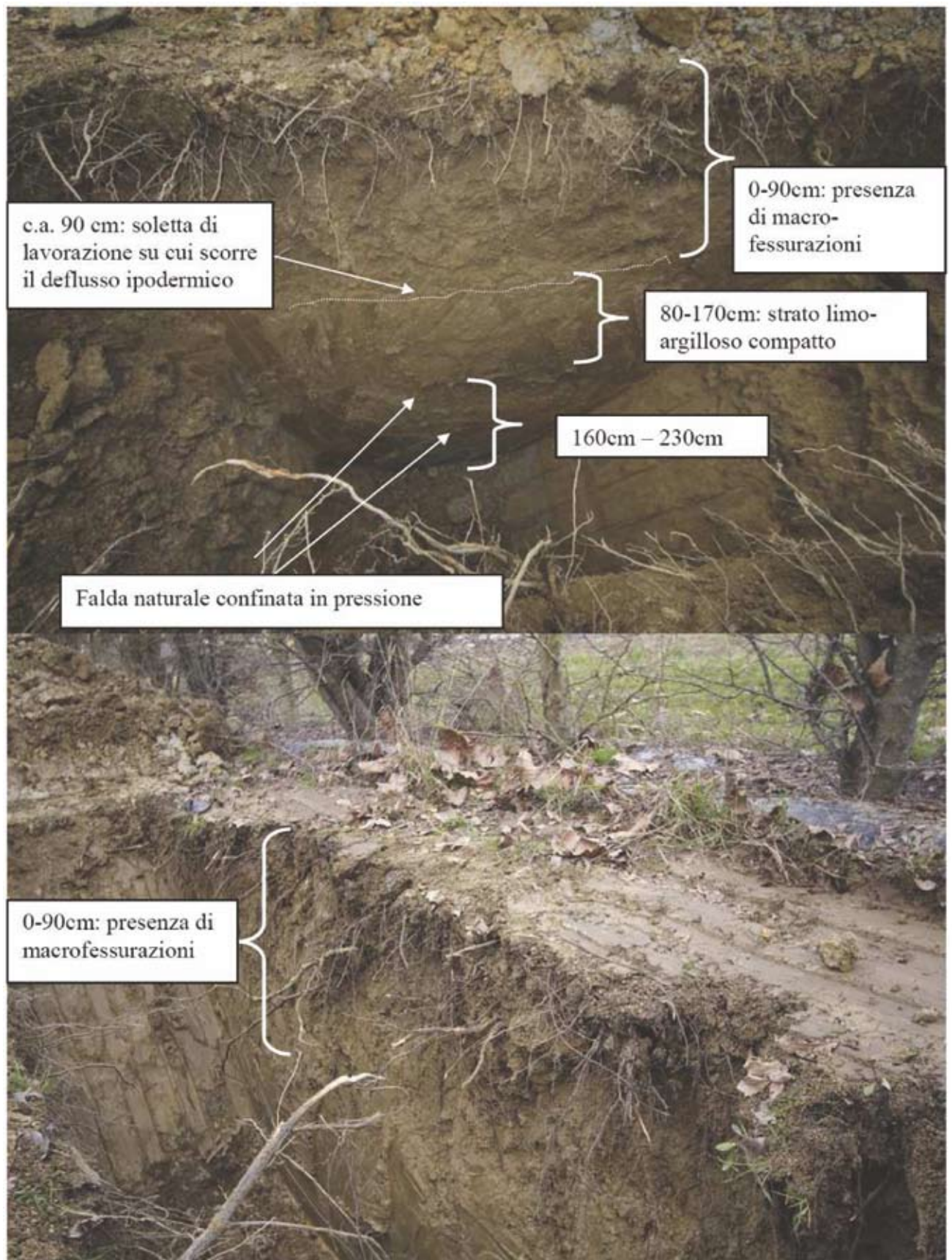


Figura 43: profilo dei suoli con evidenziati gli strati a diverso comportamento idrologico

4.1.5 Bilancio idrico

La serie di indagini sopra descritte porta ad escludere, con buon margine di certezza, sia il verificarsi di significativi fenomeni di lisciviazione profonda, sia fenomeni di risalita della falda naturale verso la falda ipodermica. Inoltre, essendo la zona di deflusso sempre satura si possono ritenere trascurabili anche le variazioni temporali del contenuto idrico dei suoli.

È quindi possibile calcolare il bilancio idrico utilizzando la seguente formula semplificata:

$$I+P-ET= D$$

dove: I= Volumi di irrigazione; P= Precipitazioni; ET= Evapotraspirazione; D= portata nella scolina di drenaggio.

La seguente tabella 24 riporta in sintesi i dati stimati per ciascuno degli anni monitorati:

Anno	I Irrigazione (m-cu/ha/anno)	P Precipitazioni (m-cu/ha/anno)	ET Evapotraspirazione (m-cu/ha/anno)	D Drenaggio (m-cu/ha/anno)
1999-2000	51917	7562	7274	52205
2000-2001	48060	8888	6963	49985
2001-2002	48600	11450	9611	50439
2003-2004	9730	10666	7906	12490
2004-2005	18144	8126	7908	18362
2007-2008	59986	8570	6962	61574
2009	53788	10900	8400	56288
2010	55787	14680	7843	62624

Tabella 24: bilancio idrico per anni.

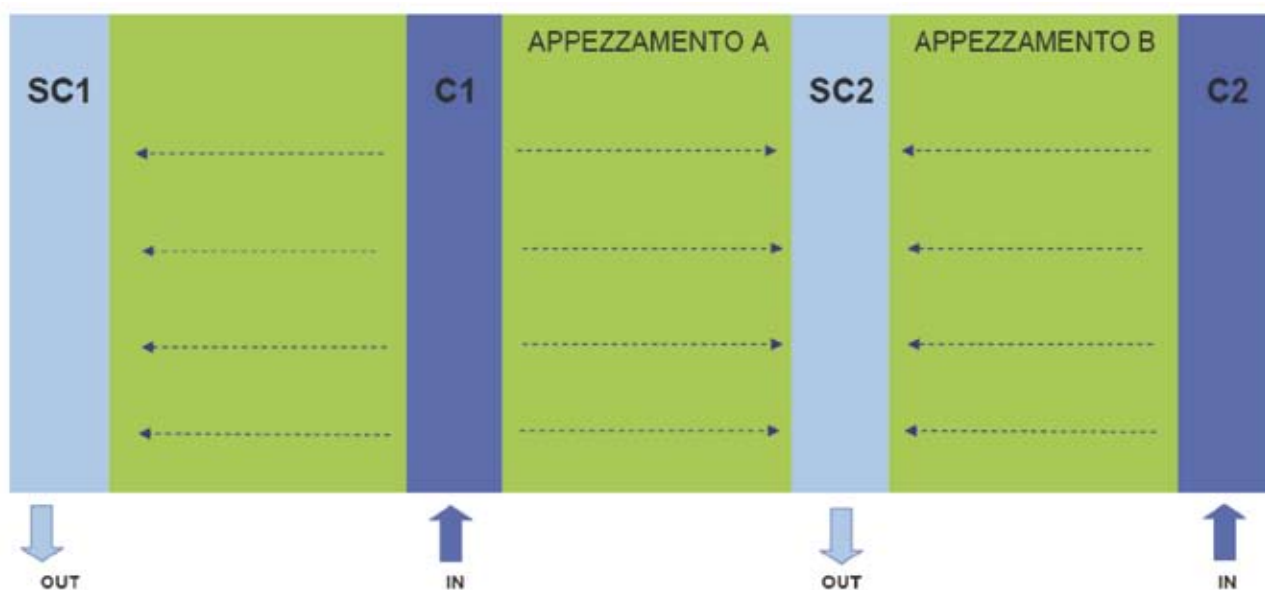
Non essendo installati misuratori in continuo della portata in uscita, come verifica del rapporto fra i volumi di irrigazione e quelli di drenaggio sono state effettuate alcune prove puntuali di misura delle portate nella scolina di irrigazione e in quella di drenaggio (tenendo spenta la seconda scolina di irrigazione che alimenta anch'essa quella di drenaggio).

Le prove sono state effettuate in assenza di precipitazioni e durante il periodo invernale con ridotta evapotraspirazione.

I valori medi registrati hanno confermato la buona approssimazione dei dati di bilancio:

- I (portata nella scolina di irrigazione) = 4,5 l/s;
- D (portata nella scolina di drenaggio) = 3,9 l/s.

Un'ulteriore prova è stata condotta, nel 2007, variando le portate in ingresso nelle 2 scoline adacquatrici che alimentano gli appezzamenti A e B e misurando le conseguenti variazioni di portata nelle scoline di drenaggio secondo il seguente schema:



I risultati ottenuti (Tabella 25) evidenziano un'asimmetria della distribuzione delle portate della scolina di irrigazione; la scolina di uscita dal sistema sperimentale (SC2) viene alimentata (Prova n.3) per circa il 90% dalle acque immesse nella scolina adacquatrice C1. Questa informazione è stata considerata per valutare correttamente sia le portate in uscita dai diversi appezzamenti sperimentali, sia l'effetto di diluizione nelle concentrazioni della scolina di uscita durante le prove con aggiunta di N (che hanno riguardato solo l'appezzamento A).

Prove n.	Portata C1	Portata C2	Portata SC1	Portata SC2
1	1,5 L/s	1 L/s	0,10 L/s	1,50 L/s
2	0 L/s	1 L/s	0,05 L/s	0,20 L/s
3	1,5 L/s	0 L/s	0,10 L/s	1,30 L/s

Tabella 25: portate medie immesse e corrispondenti portate medie misurate in uscita nel corso delle tre prove.

4.2 Analisi del suolo

4.2.1 Temperatura e umidità del suolo

La temperatura del suolo è un fattore molto importante nella regolazione dell'attività batterica e, nello specifico, del processo di denitrificazione.

L'andamento dei valori registrati nello strato superficiale (Figura 44) non presenta rilevanti peculiarità. I valori minimi sono stati registrati nei mesi di dicembre, gennaio e febbraio, quelli massimi in estate con alcuni picchi nel mese di agosto. Il numero di giorni, con temperature medie inferiori a 4°C, limite inferiore del range ottimale per il processo di denitrificazione, su 1122 monitorati durante i primi tre anni di campionamento è stato di 151 giorni. La temperatura del suolo è stata monitorata anche dal 5 novembre 2003 al 12 gennaio 2004; durante questo periodo si è registrato un valore inferiore a 4 °C per 16 giorni su 69. La sonda per misurare la temperatura era stata posizionata a circa 5 cm sotto la superficie del suolo per cui raramente si sono raggiunte temperature inferiori a 0°C (21 giorni in tutto il periodo monitorato).

Mentre nello strato superficiale il contenuto d'acqua dei suoli (espresso come percentuale del peso secco) variava tra 13-24% in estate e 21-31% in inverno, gli strati più profondi erano spesso saturi, in particolare nella prima fase di monitoraggio.

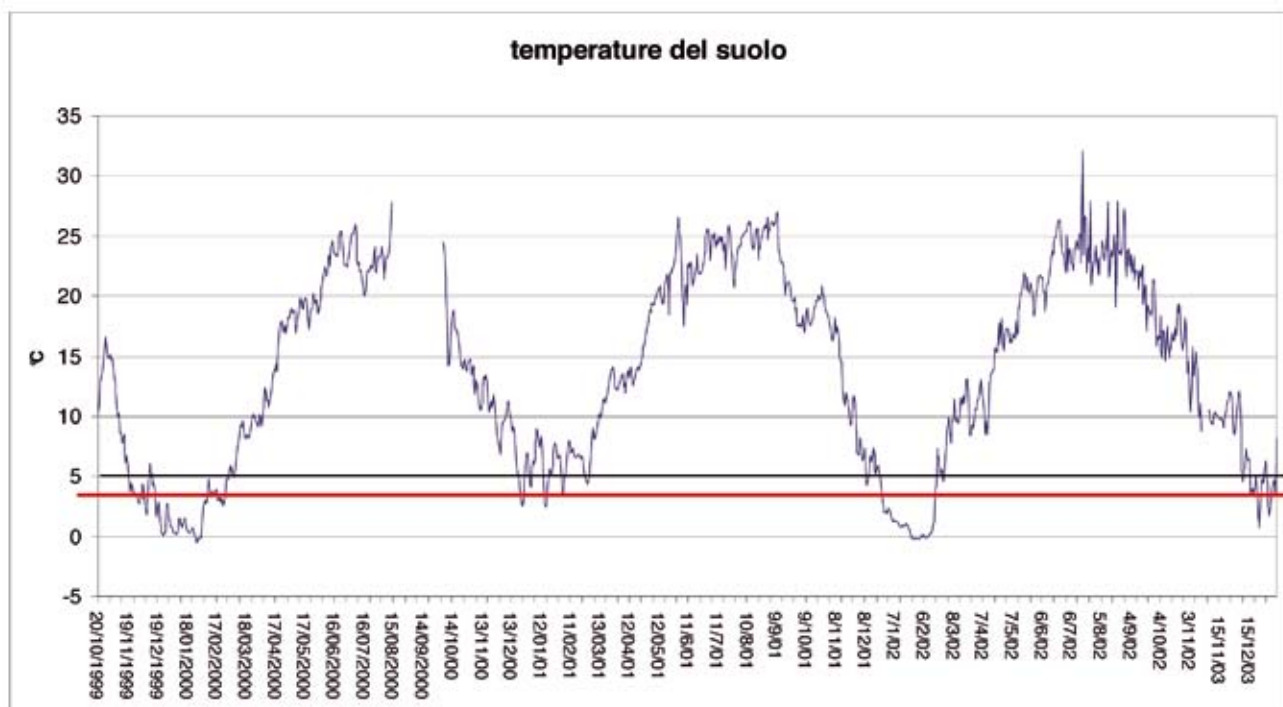


Figura 44: temperatura dei suoli registrata con un “datalogger” posizionato ad una profondità di circa 5 cm. La linea rossa indica il limite di temperatura di 4°C, ritenuto critico in termini di riduzione del processo di denitrificazione.

4.2.2 Contenuto di sostanza organica

La frazione organica nei terreni agrari rappresenta in genere l’1-3% della fase solida in peso ed il 12-15% in volume; essa quindi costituisce una grossa parte delle superfici attive del suolo ed ha un ruolo fondamentale sia per la nutrizione delle piante, sia per la regolazione dell’attività metabolica delle popolazioni batteriche presenti nei suoli e, nello specifico, per il processo di denitrificazione. Per poter interpretare al meglio le evidenze relative a tale processo, ma anche per verificare l’evoluzione delle caratteristiche dei suoli nella conversione da uso agricolo ad area forestata, la disponibilità di carbonio organico (misurata) e di sostanza organica (calcolata a partire dalla precedente⁹) è stata monitorata costantemente nel corso degli anni di sperimentazione. Un dato medio annuo ottenuto da rilievi stagionali in nove punti di campionamento per ciascun strato è riportato nella seguente figura 45.

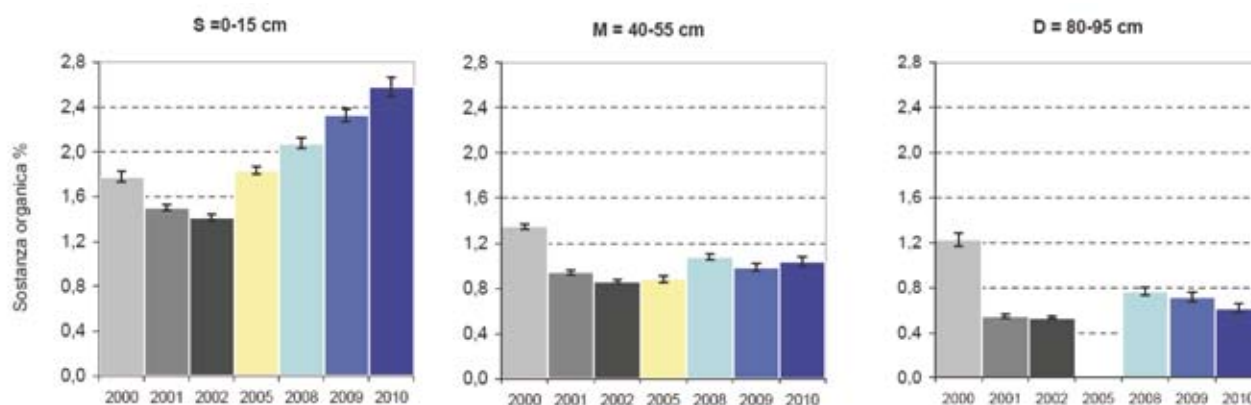


Figura 45: il grafico evidenzia le differenze in termini di sostanza organica (medie annuali su campioni stagionali) nei diversi anni di monitoraggio e nei diversi strati di suolo.

⁹ $S_{org} = C_{org} \times 1,724$

L'evoluzione del suolo in termini di contenuto di carbonio organico e sostanza organica registrato nei diversi anni nel sito sperimentale evidenzia che:

- esiste, nel corso di tutti gli anni monitorati, una marcata differenza fra i diversi strati, con un contenuto significativamente maggiore nello strato superficiale (0-15 cm), rispetto allo strato intermedio (40-55 cm) e profondo (80-95 cm); tale differenza solo nel corso del primo anno di campionamento (2000) è poco evidente poiché la naturale stratificazione del suolo è stata pesantemente modificata dai lavori di allestimento del sito (movimenti terra per allestimento scoline e conferimento baulatura) e dalla preparazione del suolo (aratura) funzionale alla messa a dimora delle essenze arboree;
- l'andamento registrato evidenzia, rispetto all'anno di allestimento del sito (2000), una forte riduzione della disponibilità di carbonio e sostanza organica nei suoli nel corso del secondo (2001) e terzo anno (2002) di campionamento; ciò è imputabile principalmente alla richiesta da parte della vegetazione nelle fasi iniziali del proprio sviluppo non controbilanciata da elevati rilasci di sostanza organica al suolo;
- già a partire dal 2005, ed in modo ancor più evidente nel periodo 2008-10, nel solo strato superficiale questo trend viene invertito con un significativo arricchimento del contenuto di sostanza organica¹⁰. Prendendo in considerazione la classificazione dei suoli in base al contenuto di sostanza organica secondo lo schema interpretativo ARPAV (ARPAV, 2008), nello strato superficiale si passa da una dotazione "media" ($1,5 \pm 0,05$ %) nel 2001 ad una dotazione "buona" ($2,6 \pm 0,09$ %) nel corso del 2010.

4.2.3 Contenuto di azoto nei suoli

Così come il carbonio anche il contenuto di azoto nei suoli è in stretta relazione con le attività di numerose comunità batteriche e della componente vegetale presente nel sistema. Va considerato che nel terreno il 97-99% dell'azoto totale è costituito da azoto organico, mentre solo la restante parte è presente in forma ammoniacale e nitrica. Le piante e le comunità microbiche utilizzano prevalentemente proprio quest'ultima frazione di azoto inorganico.

Nel corso della sperimentazione è stato costantemente monitorato (eccetto nel 2010) sia il contenuto di azoto totale nei terreni (determinato mediante analizzatore elementare) sia il contenuto delle diverse forme inorganiche ($N-NO_3$, $N-NO_2$, $N-NO_4$, $N-NH_4$) ed organiche (N org e N batterico) rilevate negli estratti dei terreni.

Come prevedibile anche l'azoto totale ha evidenziato lo stesso trend osservato per la sostanza organica, con un incremento progressivo nello strato superficiale dopo il terzo anno (Figura 46). Il rapporto C:N nel primo triennio, 2000-2002 è risultato prossimo a 8. Questo valore indica una prevalenza delle reazioni di ossidazione che si traduce in una maggiore disponibilità di azoto utilizzabile direttamente dalle piante e dalla comunità microbica. Questo trend, che porterebbe ad una diminuzione del contenuto di sostanza organica, si modifica nel periodo 2007-2009 con un rapporto C:N pari a 9,1 ad indicare come il sistema tenda a stabilizzarsi verso una situazione di maggior equilibrio tra il rilascio di azoto e la sua riorganizzazione.

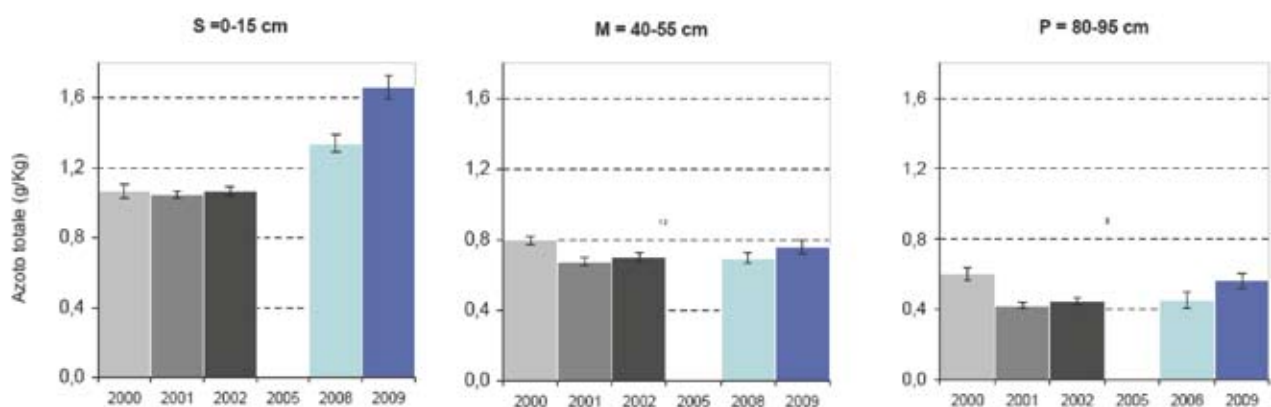


Figura 46: il grafico evidenzia le differenze in percentuale di azoto totale nei diversi anni di monitoraggio e nei diversi strati di suolo. La barra rappresenta l'errore standard.

¹⁰ La densità apparente non subisce evidenti variazioni nel tempo.

L'incremento di azoto totale, sembra riflettersi anche nella maggiore disponibilità di N inorganico registrata a partire dal 2008 (Figura 47); evidentemente l'aumento di azoto organico favorisce una maggiore mineralizzazione che si ripercuote in un incremento della disponibilità di azoto utilizzabile nello strato superficiale del suolo.

Non si può escludere che tale aumento possa essere anche collegato al maggiore input (doppio) di nitrati apportato al sistema nel corso del 2009-2010; ciò che sorprende però è il mancato incremento di nitrati nei suoli nello strato M e P direttamente interessati dal deflusso delle acque di immissione con elevate concentrazioni di nitrati.

Si può supporre che l'appurata presenza di deflussi preferenziali determini delle difficoltà operative nel campionare i suoli effettivamente interessati dai deflussi delle acque di irrigazione. Nello strato superficiale invece, la maggiore organicazione di azoto conseguente all'incremento degli input e la sua successiva mineralizzazione possono determinare la maggiore disponibilità di forme inorganiche.

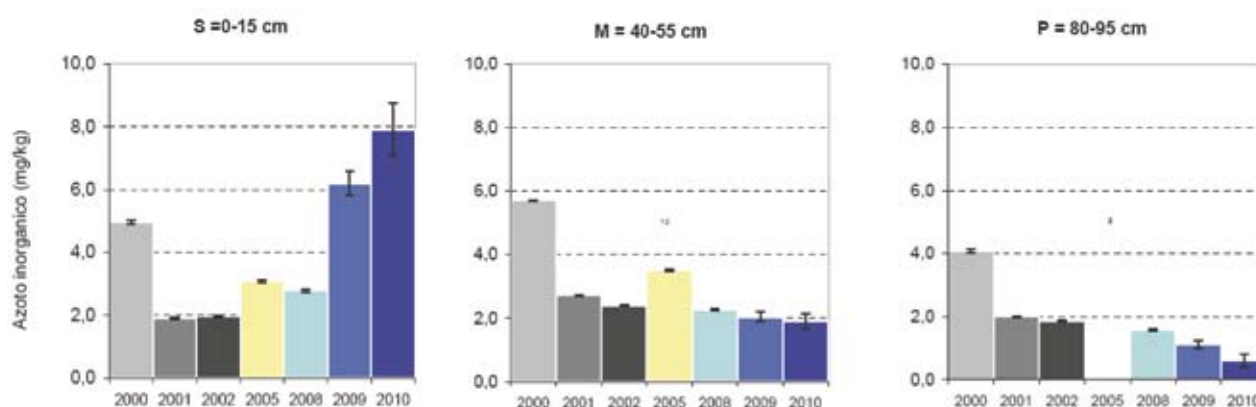


Figura 47: il grafico evidenzia le differenze nelle concentrazioni di azoto inorganico nei suoli, nei diversi anni di monitoraggio e nei diversi strati. La barra rappresenta l'errore standard.

La tabella 26 riporta la dotazione iniziale (rilievi in febbraio-marzo) e la dotazione al termine della stagione vegetativa (ottobre-novembre) di azoto inorganico nei primi 90 cm di suolo dell'area tampone. Si osserva che il residuo al termine della stagione vegetativa, nonostante gli apporti tramite i flussi di irrigazione, è abbondantemente al di sotto dei limiti considerati "preoccupanti" in termini ambientali (dell'ordine di 90 kg ha⁻¹). Si nota inoltre che le differenze sono minime, a testimonianza di un buon equilibrio fra apporti e consumi nel sistema.

	N inorganico-Dotazione nei suoli prima della stagione vegetativa (Kg ha ⁻¹)	N inorganico-Residuo nei suoli al termine della stagione vegetativa (Kg ha ⁻¹)	Differenza (Kg ha ⁻¹)
2001	16,1	12,1	-3,9
2002	23,2	17,8	-5,3
2009	21,3	32,8	11,5
2010	37,4	13,5	-23,9

Tabella 26: dotazione iniziale e residuo al termine della stagione vegetativa di N inorganico nei primi 90 cm di suolo.

Per quanto concerne le diverse forme di azoto inorganico si ha una netta prevalenza della forma nitrica, rispetto a quella ammoniacale (Figura 48).

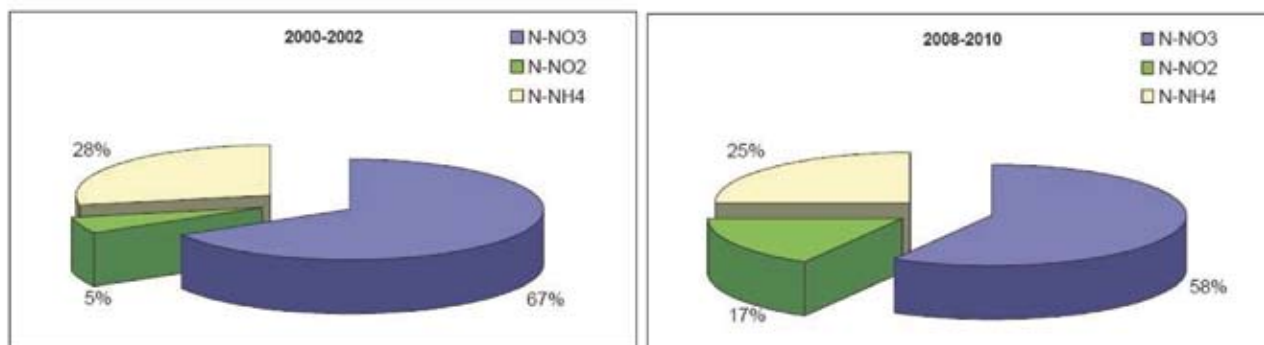


Figura 48: composizione percentuale delle diverse forme di azoto inorganico nei suoli, rilevate nel corso della fase 1 e 3 della sperimentazione.

Si riporta infine nel seguente grafico la composizione complessiva delle diverse forme di azoto rilevate negli estratti dei suoli, comprensiva anche dell'azoto organico disciolto (DON).

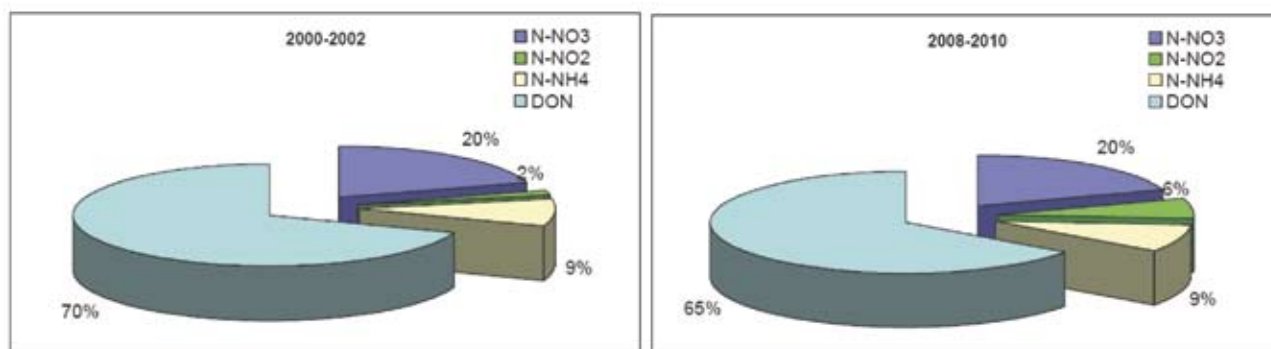


Figura 49: composizione percentuale delle diverse forme di azoto (inorganico ed organico-DON) negli estratti dei suoli, rilevate nel corso della fase 1 e 3 della sperimentazione.

4.3 Immobilizzazione batterica

La misura della quantità di azoto batterico nei suoli dà delle utili indicazioni sulla distribuzione della comunità batterica lungo il profilo del suolo.

Nella figura 50 si può osservare che, come da attese, la quantità di azoto batterico decresce significativamente e sequenzialmente passando dallo strato superficiale a quello intermedio e profondo.

Nel corso dell'evoluzione del sito, mediante il confronto fra la fase 1 e la fase 3, non si evidenzia invece un significativo trend di crescita o decrescita. La biomassa batterica, al netto delle normali fluttuazioni stagionali, rimane complessivamente costante nel tempo. La pressione derivante dalle pratiche di gestione ed uso dei suoli non sembra quindi in grado di incidere sulla comunità batterica in termini quantitativi.

Questa considerazione viene confermata dal confronto (effettuato solo per il 2010) fra i suoli posti internamente ed esternamente (appezzamento ad uso agricolo) all'area tampone; anche in questo caso, nonostante la grande diversità di utilizzo dei due suoli non si registrano differenze significative (Figura 51). Ulteriori conferme emergono dai risultati delle indagini microbiologiche (vedi paragrafo 4.8).

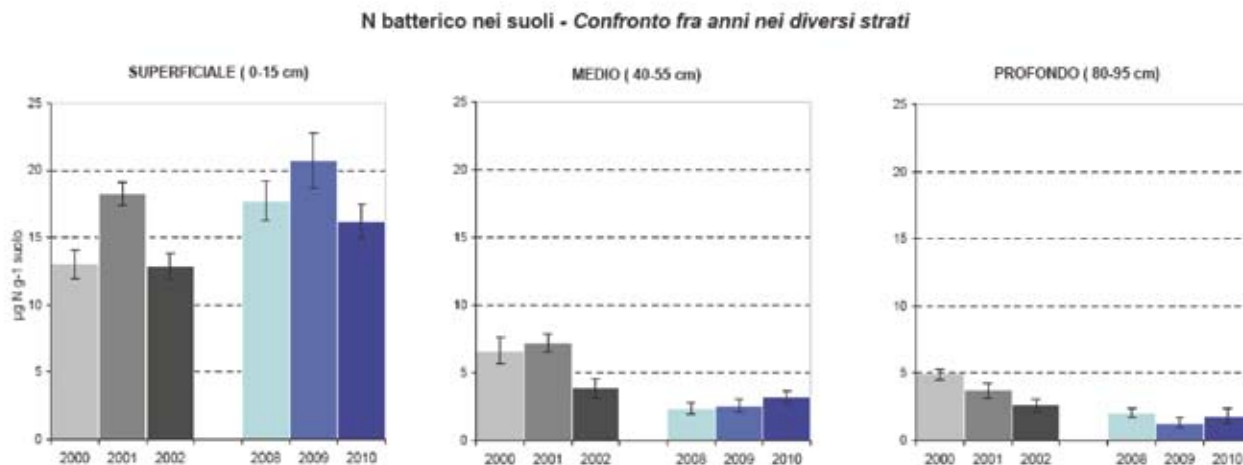


Figura 50; quantità di azoto batterico presente nei suoli in diversi anni (medie di valori stagionali) e nei diversi strati all'interno dell'area tampone sperimentale.

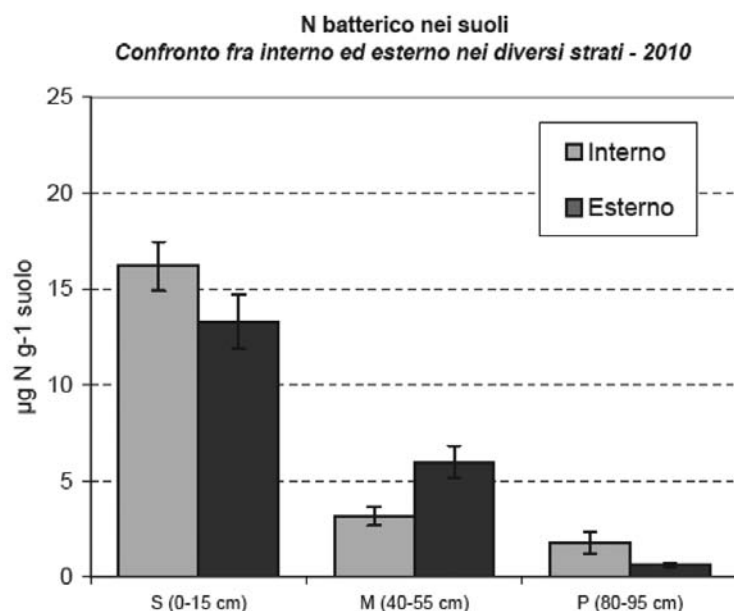


Figura 51: quantità di azoto batterico presente nei suoli internamente ed esternamente all'area tampone forestale. Media di valori stagionali misurati nel corso del 2010.

La tabella sottostante riporta invece, per i diversi anni e strati monitorati, il pool di N immagazzinato nella biomassa batterica dei suoli. Come si può osservare i valori sono tutt'altro che trascurabili e paragonabili, come ordine di grandezza, a quelli contenuti nella biomassa vegetale.

	Anno	Contenuto di N batterico Kg ha ⁻¹
0-15 cm	2000	19,25
	2001	26,68
	2002	18,65
	2008	25,53
	2009	30,75
	2010	23,11

40-55 cm	2000	9,50
	2001	10,29
	2002	5,51
	2008	3,43
	2009	3,76
	2010	4,60
80-95 cm	2000	7,03
	2001	5,32
	2002	3,75
	2008	2,99
	2009	1,89
	2010	2,64

Tabella 27: pool di azoto batterico nei diversi layer di suolo in diversi anni.

4.4 Mineralizzazione netta e nitrificazione

La mineralizzazione netta si ottiene dalla differenza fra il contenuto di N-inorganico presente nei suoli incubati per un mese in un sacchetto di polietilene lasciato *in situ* ed il contenuto iniziale. Il sacchetto impedisce le perdite per lisciviazione e l'assorbimento da parte della vegetazione ma non il processo di denitrificazione; se questo fosse superiore alla mineralizzazione si potrebbero ottenere risultati negativi. Il confronto dell'andamento medio stagionale dei ratei di mineralizzazione netta registrato nel triennio relativo alla fase 1 (1999-2002) e in quello relativo alla fase 3 (2007-2010) viene rappresentato nella seguente figura 52.

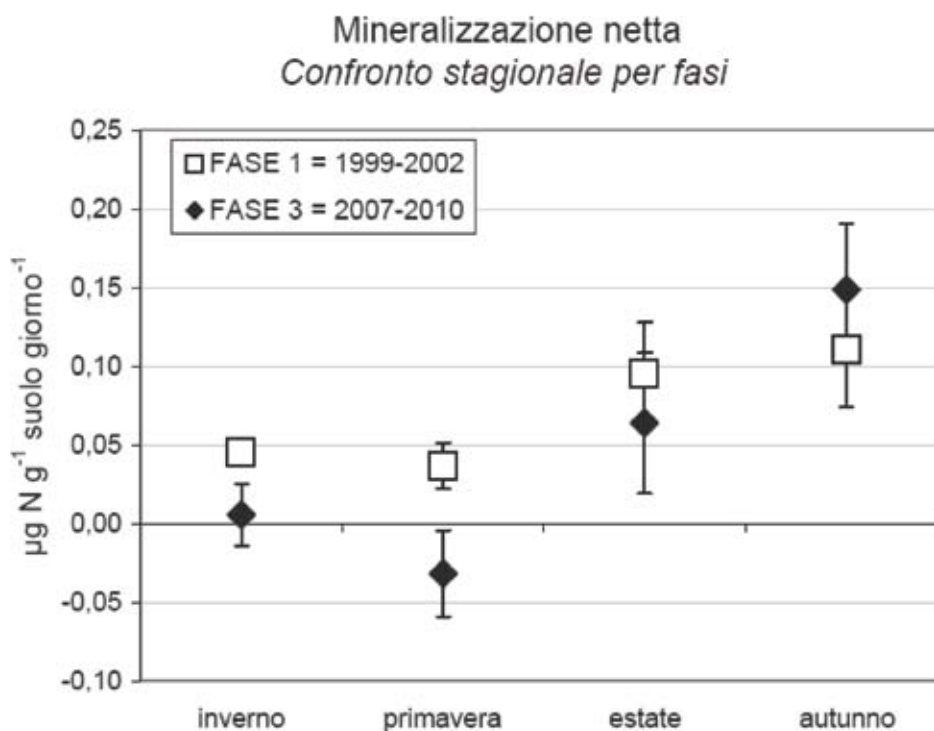


Figura 52: confronto dei ratei medi stagionali di mineralizzazione nel triennio 1999-2002 e 2007-2010.

Si osserva, come atteso, una maggiore attività nel periodo estivo ed autunnale ed una sostanziale riduzione dell'attività nel periodo invernale e primaverile. L'errore standard risulta piuttosto elevato, a seguito della forte disomogeneità riscontrata nelle stagioni dei diversi anni.

Convertendo i ratei in Kg/ha/anno di N, si ottengono i seguenti valori di mineralizzazione che possono essere ritenuti indicativi dell'apporto di N derivante dalla trasformazione della sostanza organica.

	Mineralizzazione netta (Kg/ha/anno)	Nitrificazione netta (Kg/ha/anno)	Contenuto medio sostanza organica (%)
FASE 1	37,8 ± 10,12	31,8 ± 9,23	1,5 ± 0,03
FASE 2	24,0 ± 10,2	34,1 ± 16,39	2,3 ± 0,07

Probabilmente a seguito dell'influenza di diversi fattori, quali in particolare temperatura, piovosità, umidità dei suoli ecc. non si è evidenziata una correlazione chiara fra l'incremento di sostanza organica registrato nel tempo, con un passaggio da 1,5% a 2,3% (dalla fase 1 alla fase 2) e il rateo medio di mineralizzazione (che nel corso della fase 2 fa registrare, diversamente da quanto atteso, un leggero decremento).

In termini assoluti i valori, relativi all'apporto d'azoto utilizzabile che deriva dal processo di mineralizzazione, sono coerenti (anche se leggermente inferiori) con stime di letteratura, le quali nel periodo di più accentuata mineralizzazione (dalla primavera all'autunno) stimano un apporto di circa 30Kg/ha per ogni unità percentuale di materia organica presente nel suolo.

La nitrificazione netta si ottiene invece considerando la differenza del solo contenuto di N-NO₃ fra i suoli incubati per un mese nel suolo in un sacchetto di polietilene lasciato *in situ* ed il contenuto iniziale.

Confrontando in figura 54 l'andamento dei ratei di mineralizzazione e di quelli di nitrificazione netta si osserva come essi siano fortemente correlati. La mineralizzazione dell'azoto organico porta quasi interamente alla formazione della forma nitrica N-NO₃. Questo è un andamento tipico dei suoli in cui la falda permane al di sotto dei 30 cm dal piano campagna, come nel caso di questo sito sperimentale.

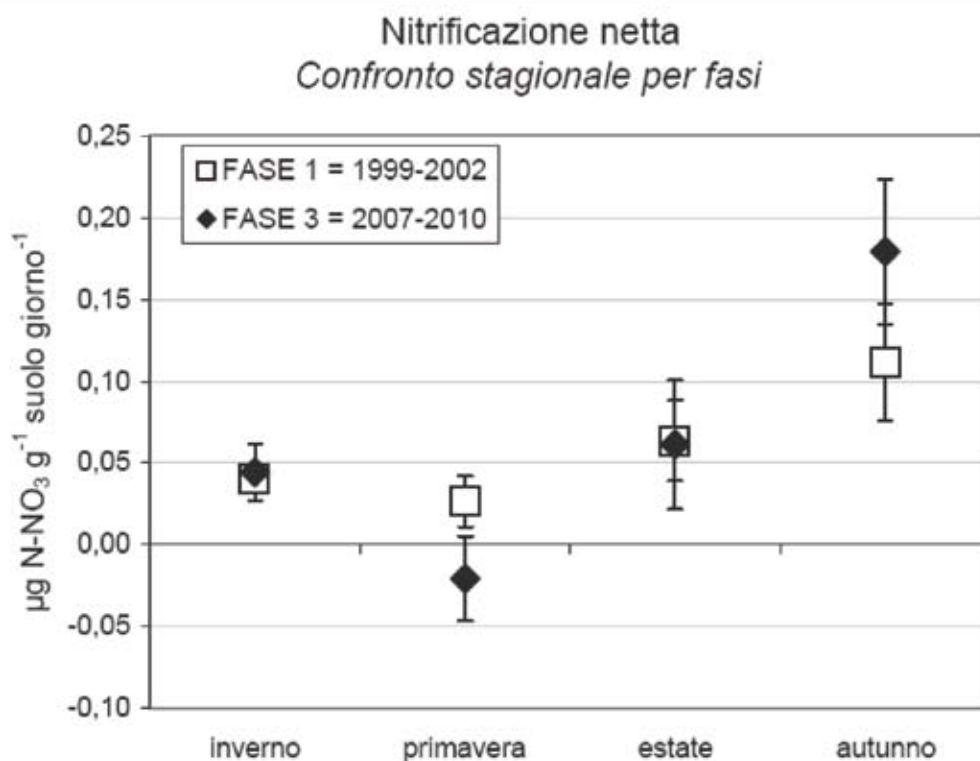


Figura 53: confronto dei ratei medi stagionali di nitrificazione netta nel triennio 1999-2002 e 2007-2010.

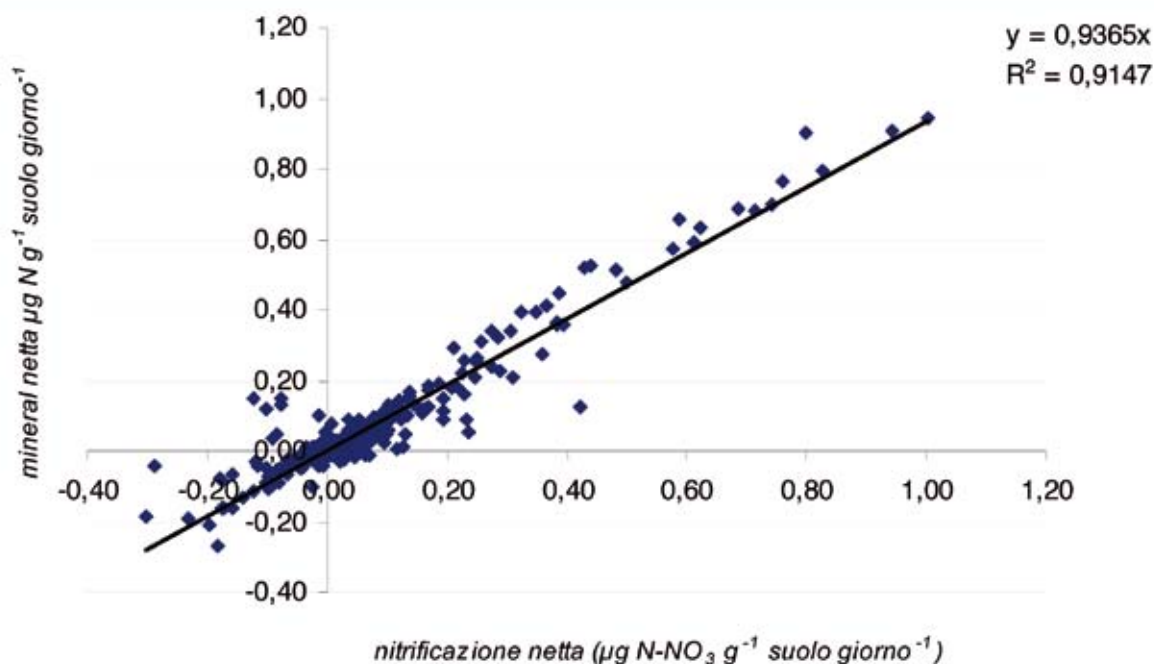


Figura 54: correlazione fra mineralizzazione netta e nitrificazione netta in entrambi le fasi 1 e 3.

4.5 Chimica delle acque

4.5.1 Andamento della ritenzione dell'Azoto nel corso della fase 1

Considerando i volumi di irrigazione e le concentrazioni di azoto totale disciolto rilevate nella canaletta adacquatrice (concentrazione media di N_{tot} di circa 3 mg/l), nella zona tampone larga 15 m (FT15) si calcola un input di azoto totale disciolto di 135 kg/ha anno (l'unità di superficie si riferisce all'ampiezza della fascia tampone) nel 2000, di 116 kg/ha anno nel 2001 e di 118 kg/ha anno nel 2002 (Figura 55).

Analizzando le diverse forme di azoto, dal primo al terzo anno, sia nel sito FT15 che nel sito FT5 (Figura 56), si è registrato un significativo incremento della capacità di ritenzione dei nitrati con valori saliti da circa il 40% all'85%. Per l'azoto ammoniacale si è invece riscontrata una maggiore variabilità annua, con gli output che in alcuni casi hanno superato gli input, ma con una tendenza in entrambi i siti ad avere, al terzo anno, valori sostanzialmente coincidenti.

Per l'azoto organico gli output sono sempre risultati superiori agli input, ma con una progressiva riduzione dei rilasci passando dal primo (-152%) al terzo anno (-11%). Una ritenzione quasi completa di $N-NO_2$ è evidente in tutto il periodo.

Alla luce di questi andamenti l' N_{tot} è stato rimosso con percentuali del 23% ($31,2 \text{ Kg ha}^{-1}$) nel corso del 1° anno e 64 e 63 % rispettivamente nel corso del 2° e 3° anno (75 e 74 Kg ha^{-1} rispettivamente).

Lo stesso comportamento e percentuali di rimozione molto simili sono state registrate anche nella fascia tampone ampia 5 m (Figura 56). Essendo molto minore la superficie investita per realizzare il sistema tampone, la resa in termini di abbattimento stimata in kg di N abbattuto per ha di fascia tampone è ovviamente molto superiore.

La figura 57 mostra le concentrazioni di $N-NO_3$ nelle acque a diversi punti di distanza dalla scolina di irrigazione attraverso il sistema tampone.

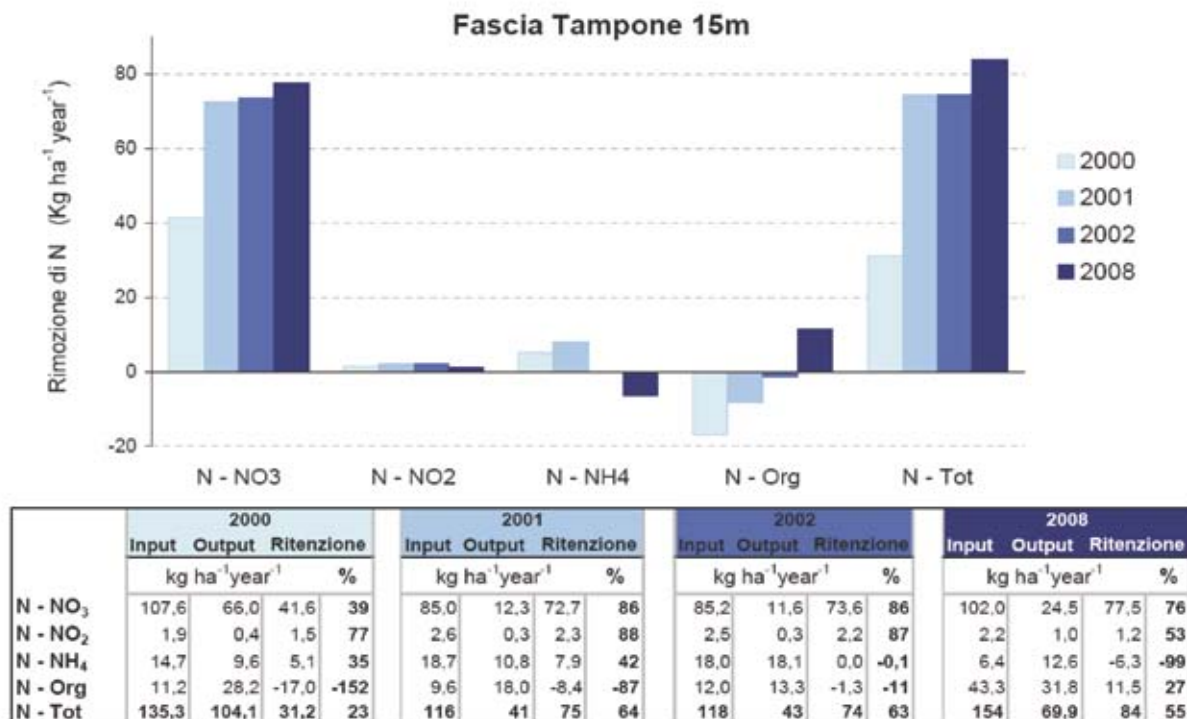


Figura 55: rimozione delle diverse forme di azoto registrate nella fascia tampone ampia 15 m nel corso del triennio 2000-2002 e, per confronto, nel corso del 2008.

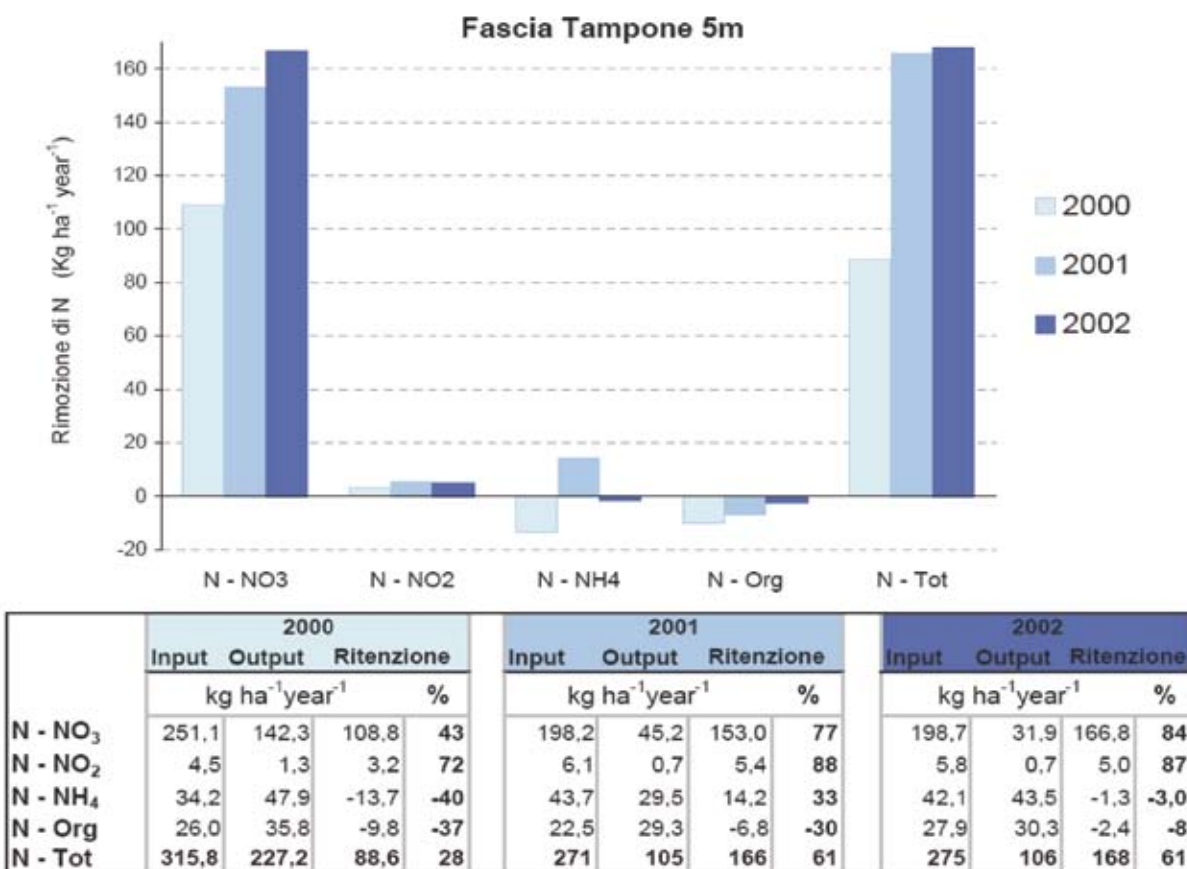


Figura 56: rimozione delle diverse forme di azoto registrate nella fascia tampone ampia 5 m nel corso del triennio 2000-2002.

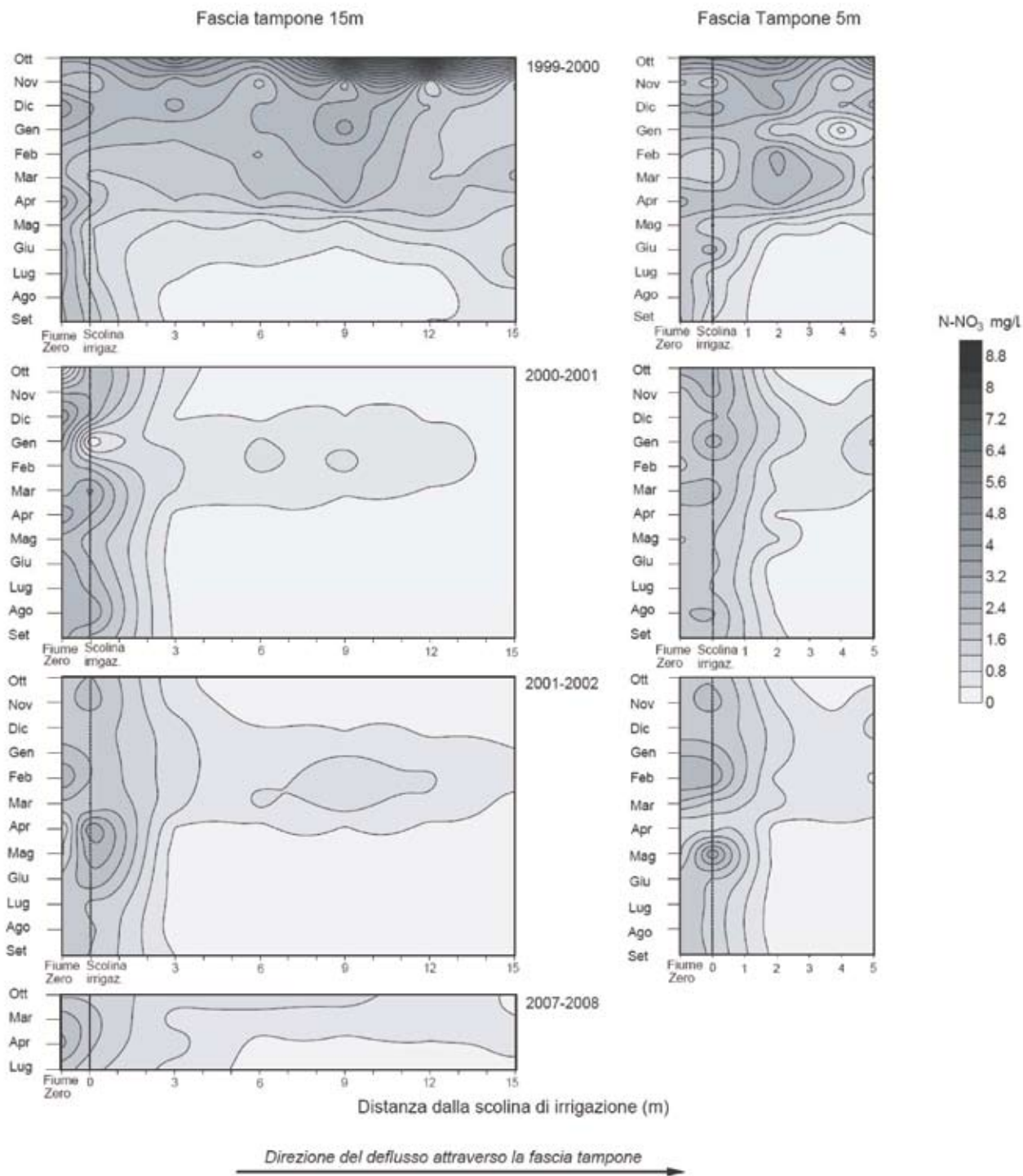


Figura 57: andamento delle concentrazioni di N-NO₃ nel passaggio attraverso la fascia tampone di 15 e di 5 metri nel corso dei primi tre anni e per confronto, nel corso del 2007-2008 (solo per FT 15 m).

È evidente come il sistema non risulti in grado di rimuovere i nitrati durante i primi sei mesi dalla sua realizzazione. Nei mesi seguenti si osserva invece un'evidente riduzione delle concentrazioni già dopo i primi 3-4 metri. Questa efficienza è più evidente nel corso della stagione calda (da aprile/maggio fino a novembre), mentre risulta più ridotta nel periodo invernale (da dicembre a marzo).

4.5.2 Andamento della ritenzione dell'Azoto nel corso della fase 2

Nei quattro campionamenti stagionali effettuati nel periodo 2003-2005 (Figura 58) le percentuali di ritenzione si sono confermate in linea con quelle degli anni precedenti, anche se la quantità assoluta di azoto immesso e rimosso, a partire dall'ottobre 2004 si è ridotta notevolmente a seguito del dimezzamento dei volumi di irrigazione immessi.

Un ulteriore elemento di novità emerso nel corso di questa fase è la capacità di ritenere anche l'azoto organico.

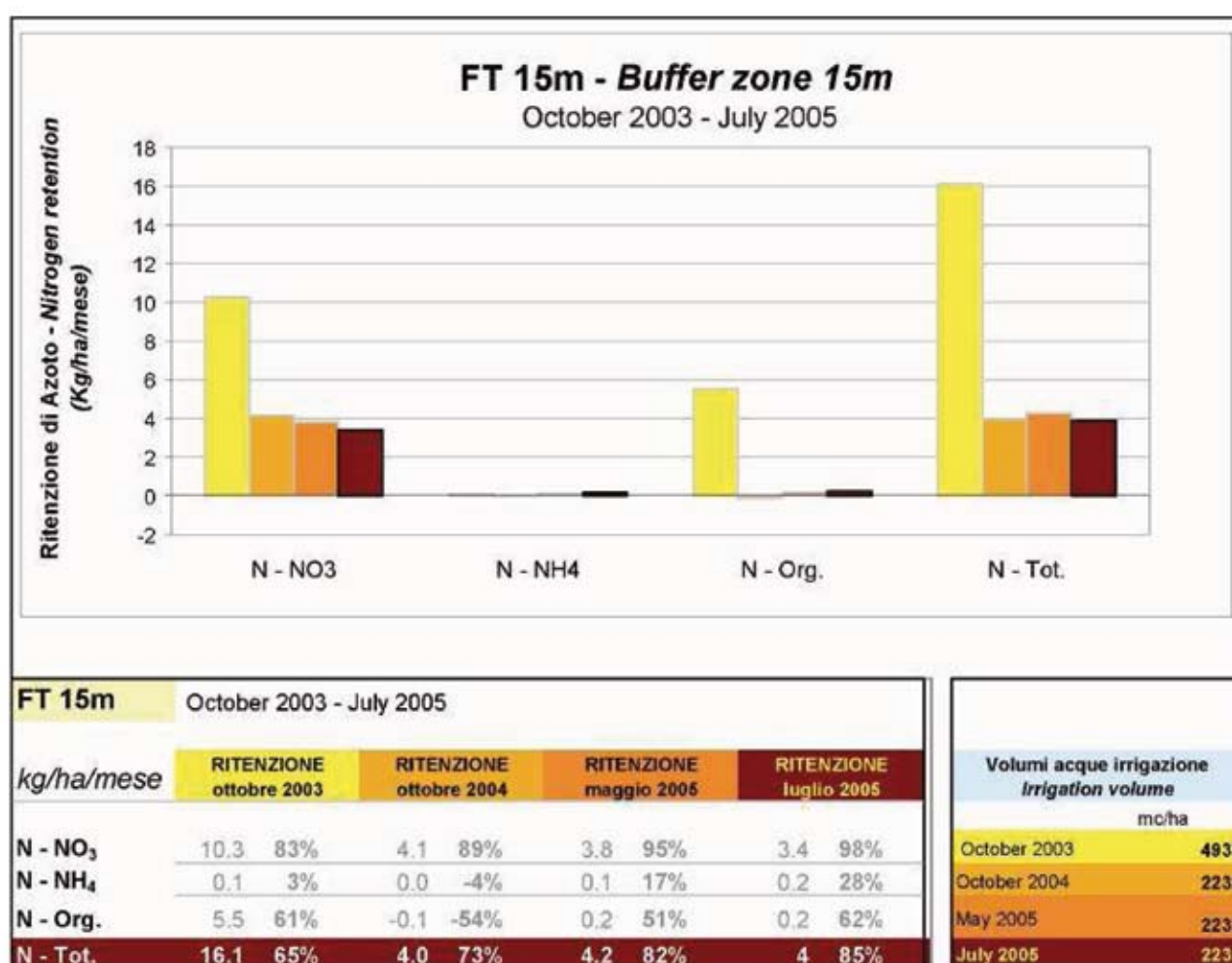


Figura 58: rimozione delle diverse forme di azoto registrate nella fascia tampone di 15 m nel corso dei periodi monitorati fra il 2003 ed il 2005.

4.5.3 Andamento della ritenzione dell'Azoto nel corso della fase 3

Nei quattro campionamenti stagionali effettuati nel periodo 2007-2008 le percentuali di ritenzione (Figura 59) si sono confermate in linea con quelle degli anni precedenti, nonostante la quantità assoluta di azoto immesso e rimosso sia aumentata a seguito dell'incremento dei volumi di irrigazione immessi. Questo si traduce in un maggior abbattimento in termini di Kg/ha. Si conferma inoltre (ad eccezione del periodo primaverile) l'incremento della capacità di ritenzione dell'azoto organico, già rilevata nel periodo 2004-2005.

I ratei di rimozione registrati nel corso dei periodi settimanali di addizione di N-NO₃ nella scolina di irrigazione nel 2009 e 2010, confrontati con quelli misurati in condizioni standard (senza addizione) nel 2008 sono riportati nella figura 59.

Nel corso del 2009 i ratei di rimozione di nitrati variano da un massimo di 38 ad un minimo di 9 Kg ha⁻¹ in primavera ed estate rispettivamente. Il risultato è molto significativo se comparato ai valori compresi fra 1,6 e 2,6 Kg ha⁻¹ rilevati in condizioni standard.

In termini di percentuali di rimozione i valori si sono mantenuti su percentuali simili (min 54%, max 79%) a quelle registrate in condizioni standard. Considerando che l'azoto totale è dato quasi interamente dai nitrati, i ratei di rimozione sono risultati simili anche per questa componente; l'unica eccezione è relativa all'inverno 2009 in cui sono stati registrati elevati rilasci di azoto organico.

Un andamento diverso è stato osservato nel corso delle prove effettuate nel 2010. Durante questo periodo si è osservata una chiara riduzione della capacità di rimozione dei nitrati con valori compresi fra 2% (in inverno e corrispondenti ad una rimozione di 2 Kg ha⁻¹) e 46% (in estate, corrispondenti ad una rimozione di 21,44 Kg ha⁻¹). Un trend analogo è stato osservato per l'azoto totale. In particolare, a causa del significativo rilascio di azoto organico, durante il periodo invernale gli output hanno superato gli input.

I bilanci annuali in termini di input, output e rateo di rimozione registrati nel corso del 2008-2010 vengono riportati nella figura 60.

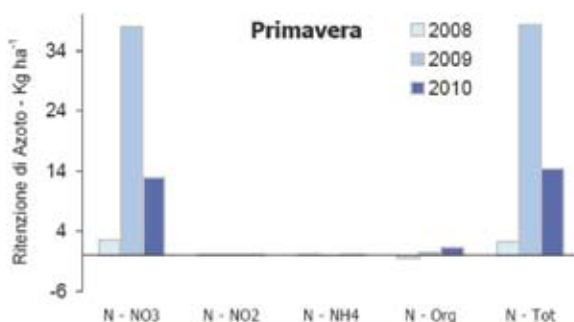
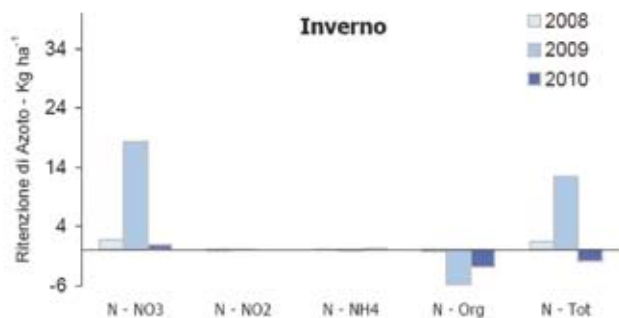
A seguito dell'addizione di azoto nitrico gli input sono stati incrementati dai 150 Kg ha⁻¹ anno⁻¹ di N totale nel 2008 (condizioni standard) ai 272 e 290 Kg ha⁻¹ anno⁻¹ nel 2009 e 2010 rispettivamente.

Nonostante questo significativo incremento degli input, nel 2009 i ratei di ritenzione non hanno subito variazioni sostanziali; ciò significa che il sistema è stato in grado di rimuovere più di 140 Kg ha⁻¹ anno⁻¹ anziché gli usuali 75-85 Kg ha⁻¹ anno⁻¹ degli anni senza aggiunta.

Nonostante il rateo medio di rimozione fosse solo del 37%, la rimozione di azoto totale è complessivamente aumentata anche nel corso del 2010, raggiungendo un valore pari a 106 Kg ha⁻¹ anno⁻¹.

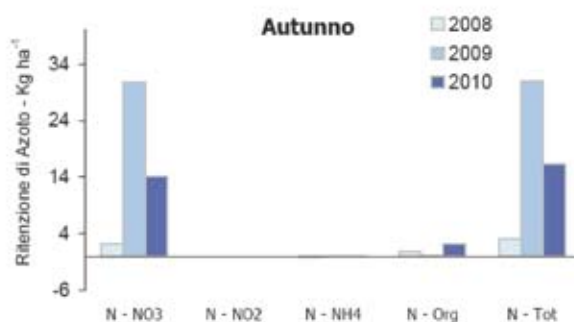
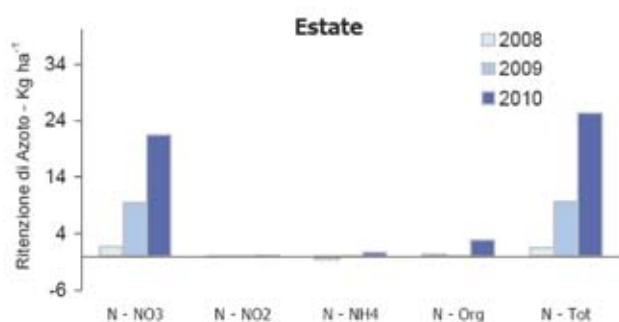
Rispetto al triennio 2000-2002, nel 2008-2010 è stato osservato un significativo incremento delle perdite di N-NH₄, con valori di output maggiori rispetto a quelli di input.

Contrariamente a quanto avvenuto nel primo triennio, nel 2008-2010 si osserva un chiaro incremento nella capacità di rimozione dell'azoto organico disciolto.



INVERNO	RITENZIONE 2008		RITENZIONE 2009		RITENZIONE 2010	
	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%
N - NO ₃	1,66	55%	18,22	54%	0,95	2%
N - NO ₂	-0,03	-55%	0,05	32%	0,00	7%
N - NH ₄	-0,02	-119%	-0,14	-43%	0,13	68%
N - Org	-0,22	-34%	-5,79	-461%	-2,92	-87%
N - Tot	1,39	37%	12,35	35%	-1,83	-4%

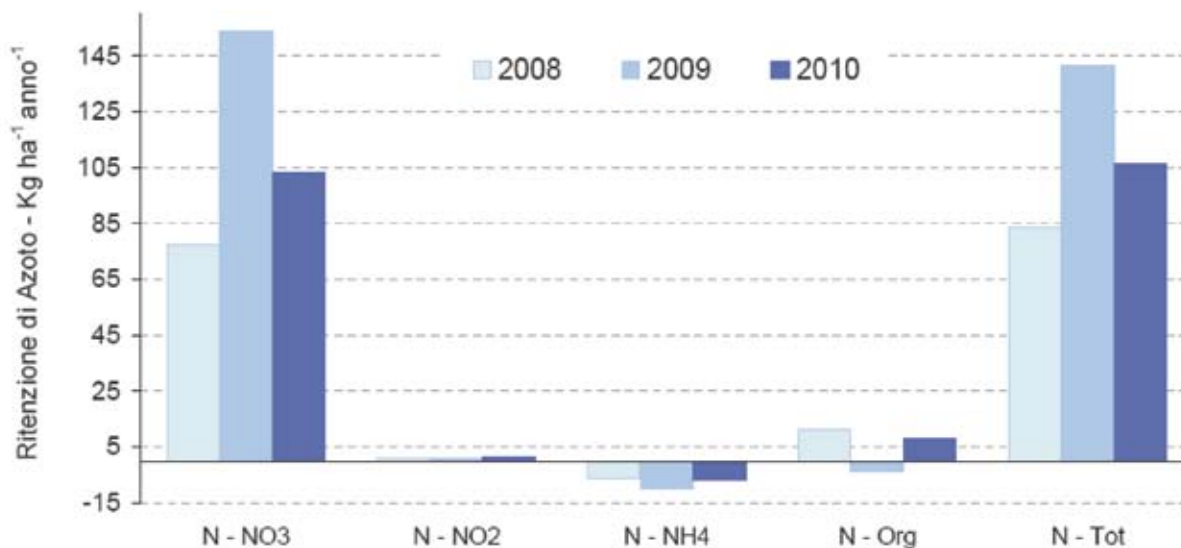
PRIMAV.	RITENZIONE 2008		RITENZIONE 2009		RITENZIONE 2010	
	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%
N - NO ₃	2,56	80%	38,01	79%	12,93	34%
N - NO ₂	0,07	80%	0,08	32%	0,07	41%
N - NH ₄	0,15	46%	-0,03	-27%	0,11	73%
N - Org	-0,53	-65%	0,36	13%	1,25	76%
N - Tot	2,25	51%	38,42	75%	14,36	36%



ESTATE	RITENZIONE 2008		RETENTION 2009		RITENZIONE 2010	
	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%
N - NO ₃	1,76	66%	9,56	75%	21,44	46%
N - NO ₂	0,06	69%	-0,01	-21%	0,25	55%
N - NH ₄	-0,54	-204%	0,03	25%	0,77	96%
N - Org	0,36	39%	0,06	6%	2,99	86%
N - Tot	1,64	42%	9,64	70%	25,46	49%

AUTUNNC	RITENZIONE 2008		RITENZIONE 2009		RITENZIONE 2010	
	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%
N - NO ₃	2,21	96%	30,87	71%	14,18	37%
N - NO ₂	0,01	53%	0,03	45%	0,01	25%
N - NH ₄	-0,10	-182%	-0,06	-32%	-0,02	-
N - Org	0,95	49%	0,21	16%	2,15	64%
N - Tot	3,07	71%	31,05	69%	16,32	39%

Figura 59: i grafici riportano i Kg/ha/mese di azoto (sia totale che distinto nelle varie forme) rimossi dalle fasce tampone di 15 m nelle 4 stagioni campionate nel periodo 2009; accanto alla quantificazione dei Kg/ha vengono anche riportate le percentuali di rimozione.



	2008			2009				2010				
	Input	Output	Ritenzione	Input	Output	Ritenzione	Input	Output	Ritenzione	Input	Output	Ritenzione
	kg ha ⁻¹ year ⁻¹		%	kg ha ⁻¹ year ⁻¹		%	kg ha ⁻¹ year ⁻¹		%	kg ha ⁻¹ year ⁻¹		%
N - NO ₃	102,0	24,5	77,5	76	226,9	72,7	154,2	68	241,7	138,2	103,4	43
N - NO ₂	2,2	1,0	1,2	53	2,5	1,4	1,1	45	2,7	1,3	1,4	51
N - NH ₄	6,4	12,6	-6,3	-99	6,9	16,6	-9,7	-140	6,8	13,5	-6,7	-99
N - Org	43,3	31,8	11,5	27	35,9	39,8	-3,9	-11	39,3	31,1	8,2	21
N - Tot	153,9	69,9	83,9	55	272,2	130,5	141,8	52	290,4	184,1	106,3	37

Figura 60: rimozione delle diverse forme di azoto registrate nella fascia tampone ampia 15 m nel corso del periodo 2008-2010; bilanci annuali.

4.5.4 Estensione del dato sperimentale all'intera area tampone

Assumendo una efficienza di abbattimento, negli altri moduli presenti nell'area tampone, analoga a quella del sito sperimentale (assunzione piuttosto realistica vista l'omogeneità in termini di tipologia di suoli e di comportamento idrologico), e conoscendo i volumi complessivi di acqua pompata nell'intero sistema di 30 ha è possibile stimare la resa in termini di rimozione di N_{tot} nell'intera area per gli anni 2000-2001-2002 e 2008.

Le prove effettuate nel periodo 2009 e 2010 sono state invece considerate per calcolare la potenzialità dell'area tampone nel rimuovere l'azoto nel caso di immissione di acque con maggiori concentrazioni.

Anno	Sito sperimentale	Intero sistema tampone (30 ha)	Intero sistema tampone (30 ha) Potenzialità con carichi di N maggiori
	N _{tot} rimosso (Kg ha ⁻¹ anno ⁻¹)	N _{tot} rimosso (t ha ⁻¹ anno ⁻¹)	N _{tot} rimosso (t ha ⁻¹ anno ⁻¹)
2000	31,2	0,936	
2001	75,0	2,235	
2002	74,0	2,234	
2008	84,0	0,904	
2009	141,8		4,253
2010	106,3		3,189

Tabella 28: stima degli abbattimenti nel sito sperimentale e nell'intera area tampone di 30 ha.

La minore rimozione rilevata nel 2008 è dovuta ad una riduzione complessiva dei volumi immessi nell'area tampone (mediamente, circa 22.000 mc/ha/anno) che non ha riguardato invece il sito sperimentale (59.986 mc/ha/anno); la decisione di ridurre le portate immesse, è stata assunta per massimizzare le altre riconosciute funzioni dell'area (fruizione, produzione di biomasse) che venivano penalizzate in presenza di suoli costantemente prossimi alla saturazione e simili a quelli di un ambiente paludoso.

I dati del 2009-2010 permettono invece di comprendere l'effettiva potenzialità di questo sistema nel caso venisse alimentato da acque con carichi di azoto più elevati; se la concentrazione media risultasse idealmente vicina a 8-10 mg/L di N_{tot} il sistema sarebbe in grado di rimuovere nel suo complesso quantità superiori alle 4-5 t/ha/anno di N_{tot}, avvicinandosi alle previsioni iniziali.

4.5.5 Analisi isotopiche

Il serbatoio naturale di azoto in natura e la sostanza di riferimento (*standard reference*) per la determinazione del rapporto isotopico $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ è rappresentato dall'azoto molecolare dell'aria che contiene circa 0,4% di ^{15}N . Esso viene trasformato, sia attraverso fenomeni fisici come incendi e scariche elettriche sia attraverso l'attività di microrganismi, in azoto inorganico (nitrati e ammoniaca) e in azoto organico (amminoacidi e proteine). L'azoto inorganico prodotto nell'atmosfera passa, attraverso le precipitazioni, dall'aria al terreno e all'acqua. Le piante utilizzano come fonte di azoto i nitrati e l'ammoniaca contenuti nel suolo e non vi è ulteriore frazionamento nella fase di assorbimento a livello di pianta.

I fattori che possono influenzare i processi di frazionamento isotopico provocando un cambiamento del rapporto $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ sono:

- le condizioni del suolo come la profondità, il drenaggio e la pendenza (tutti fattori che riducono il rateo di denitrificazione provocando un impoverimento in ^{15}N);
- il clima inteso come variazioni di temperatura e precipitazioni che influenzano i processi di trasformazione azotata nel suolo: situazioni di stress idrico o vicinanza al mare determinano un arricchimento di ^{15}N (Heaton *et al.*, 1987, Yoneyama *et al.*, 1995);
- la pratica della concimazione con fertilizzanti artificiali, prodotti dalla fissazione dell'azoto atmosferico (urea, nitrato d'ammonio, nitrato di potassio), con intervallo di $\delta^{15}\text{N}$ tra -4 e +4‰, o organici (letame), con valori molto più alti (+2 ÷ +30‰), che portano un arricchimento in ^{15}N nei composti azotati del suolo;
- l'attività di denitrificazione microbica che provoca un progressivo arricchimento nel contenuto dell'isotopo pesante della frazione residua di NO_3 (Mariotti *et al.* 1981, Bohlke & Denver 1995, Mengis *et al.* 1999).

Al contrario di quanto accade in seguito a processi di denitrificazione l'assorbimento dei nitrati da parte delle piante (*plant uptake*) porta a frazionamenti minimi, anche se ci possono essere variazioni a seconda del tipo di pianta e alle condizioni climatiche del sito (Dhondt *et al.* 2003) o nulli (Mariotti 1982, Fry 1991).

A seconda dell'entità dei processi sopra descritti, i valori di $\delta^{15}\text{N}$ del terreno possono variare notevolmente (Rossmann, 1997). L'intervallo di variabilità per i terreni è compreso tra -20 e +30‰.

Recenti studi hanno utilizzato le tecniche isotopiche per valutare la denitrificazione in *soil-stream interface* (Ostrom *et al.* 2002) e per quantificare il peso dell'attività di denitrificazione batterica rispetto al *plant uptake* in sistemi naturali di abbattimento dei nitrati (*riparian zones*) (Dhondt *et al.* 2003, Clement *et al.* 2003).

In questo lavoro sono stati eseguiti circa 60 campionamenti nel sito sperimentale Nicolas al fine di monitorare l'andamento del rapporto $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ nella frazione residua di nitrati nel punto di entrata dell'acqua, nei vari piezometri lungo la scolina fino al punto di uscita e reimmissione nel fiume. I campionamenti sono stati svolti in tre distinte stagioni (fine primavera, estate e fine autunno).

Nella figura 61 vengono riportati i valori medi di $\delta^{15}\text{N}$ misurati sui nitrati residui lungo la rete piezometrica tra la scolina adacquatrice (input) e quella di drenaggio (output). Come già riportato in letteratura (Clement *et al.* 2003) i valori riscontrati variano a seconda del punto di prelievo con differenze significative anche tra piezometri che si trovano alla stessa distanza dalla scolina adacquatrice (SD da 0,3‰ per il

piezometro di fila 4 a 5,0‰ per il piezometro di fila 1). Risulta evidente un effetto stagionale con attività nettamente più marcate in primavera-estate rispetto all'autunno-inverno. Confrontando i valori ottenuti ai soli punti di entrata e uscita è possibile rilevare un significativo aumento del $\delta^{15}\text{N}$ nei nitrati residui sia nel campionamento di maggio (+1,7‰) che di luglio (+2,9‰) a fronte di un abbattimento rispettivamente del 85,6% e del 87,6%. Per contro nel campionamento di novembre con un abbattimento del 83,6% si rileva un non significativo arricchimento in ^{15}N (+0,7‰ con una deviazione standard di ripetibilità per il metodo di estrazione di $\pm 0,5\%$). Questo primo risultato indica un processo misto di denitrificazione batterica e assorbimento delle piante per il periodo primavera-estate mentre in autunno sembra prevalere nettamente l'attività di assimilazione delle piante.

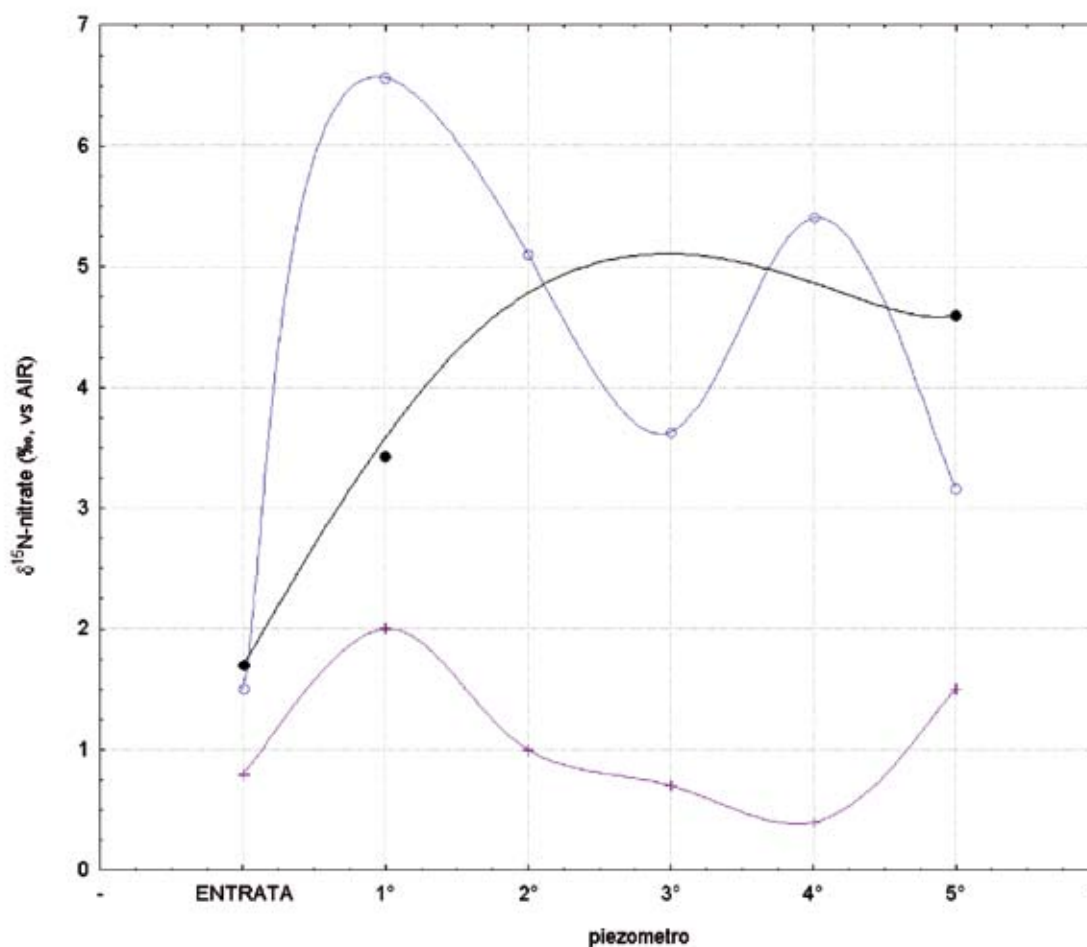


Figura 61: $\delta^{15}\text{N}$ -nitrate misurato nell'acqua in entrata al sito e nei vari piezometri.

Al fine di quantificare l'attività di denitrificazione batterica rispetto all'*uptake* delle piante è stata utilizzata la tecnica descritta da Lund *et al.* (2000). Il frazionamento isotopico dell'azoto è dato dal bilanciamento tra denitrificazione (aumento del $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3$ accompagnato da una diminuzione della concentrazione di $\text{NO}_3\text{-N}$), nitrificazione (diminuzione del $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3$ con un incremento della concentrazione di $\text{NO}_3\text{-N}$ o una totale conversione di NH_4^+ in NO_3) e l'*uptake* delle piante (nessuna variazione del $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3$ con diminuzione del $\text{NO}_3\text{-N}$). Se l'arricchimento isotopico dovuto all'assorbimento delle piante è minimo e la nitrificazione risulta insignificante (come nel nostro caso), essendo i campioni prelevati dalla zona satura il contributo della denitrificazione all'abbattimento dei nitrati può essere quantificato. In figura 62 viene riportata la tecnica utilizzata da Lund *et al.* (2000).

La curva A (ottenuta sperimentalmente da Bleckmer e Bremner, 1977) rappresenta un sistema caratterizzato da sola denitrificazione mentre la curva B rappresenta una condizione di solo *uptake* delle piante. In entrambe le curve la percentuale di nitrati residui viene plottata rispetto alla differenza di $\delta^{15}\text{N}$ rispetto al punto di entrata nel sistema (arricchimento).

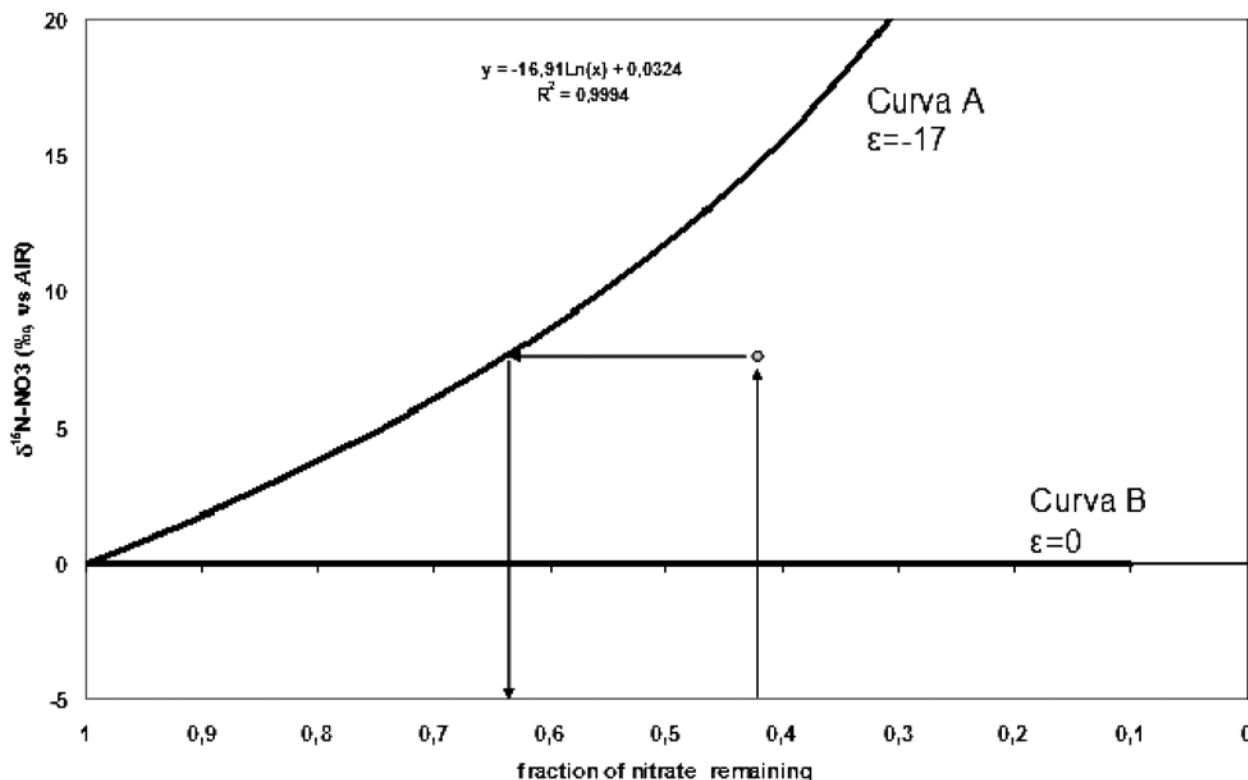


Figura 62: relazione tra concentrazione di nitrati residui nell'acqua e $\delta^{15}\text{N}$ dei nitrati a seconda del diverso fattore di arricchimento (da Lund *et al.* 2000).

Utilizzando il metodo di Lund *et al.* (2000) è stata calcolata la percentuale di denitrificazione per ciascuno dei tre periodi considerati. Per esempio con una concentrazione residua di nitrati nell'acqua del 12% (abbattimento dell'88%) e un arricchimento nel tenore di $\delta^{15}\text{N}$ pari al +2.20‰ otteniamo dalla curva che la percentuale attribuibile alla denitrificazione è pari a circa il 13.80% (0,88/0,12).

Mentre nel periodo autunno-inverno si conferma un abbattimento attribuibile quasi esclusivamente all'attività delle piante con denitrificazione pari al 5% (sd $\pm 5\%$) nei restanti periodi si riscontra una attività di denitrificazione batterica più o meno intensa. Nello specifico nel periodo primaverile si ha un'attività di denitrificazione pari a circa il 15% (sd $\pm 3\%$) mentre nel periodo estivo questa sale a circa il 38% (sd $\pm 8\%$).

Prospettive

Il presente lavoro è da ritenersi come un primo tentativo di utilizzo delle tecniche isotopiche ai fini di individuare quali sono i processi in gioco nell'attività di abbattimento dei nitrati in un'area tampone; per questo forse le stime ottenute non sono del tutto coerenti con quanto emerso da misure dirette del processo di denitrificazione (si veda paragrafo 4.6).

Già da questi primi risultati si possono comunque individuare le notevoli potenzialità di questa metodica quale strumento per la determinazione dell'andamento stagionale dei due processi di denitrificazione e *uptake* delle piante permettendo di quantificarne il peso in percentuale.

Inoltre le tecniche isotopiche in questi ultimi anni si stanno notevolmente evolvendo sia sotto l'aspetto metodologico che analitico:

- è stata messa a punto una metodica microbiologica efficace tanto quella con il nitrato d'argento, usata in questo monitoraggio, ma meno costosa e che richiede una quantità di campione molto ridotta (Xue *et al.* 2010);
- l'analisi degli isotopi dell'azoto associate a quelle dell'ossigeno e del boro permettono di individuare con un range variabile di incertezza la provenienza (fonte) dei nitrati (Bayesian model) (Xue *et al.* submitted).

4.6 Processo di denitrificazione

4.6.1 DNT-Denitrificazione *in situ*

Il processo di denitrificazione, assieme all'*uptake* da parte della comunità microbica e delle piante è il maggiore responsabile della rimozione dalle acque dell'azoto nitrico. Nonostante la sua importanza i metodi attualmente noti per la sua misura presentano tutti alcuni limiti e difficoltà.

Il metodo dell'acetilene, qui adottato, nonostante presenti alcune problematiche, risulta piuttosto affidabile soprattutto per effettuare confronti relativi fra campioni prelevati in diversi punti e periodi; più difficoltoso risulta invece il suo utilizzo per effettuare bilanci di massa vista la grande variabilità spaziale e temporale del processo di denitrificazione.

Di seguito, per DNT si intende la misura dell'attività di denitrificazione in atto nei suoli campionati.

L'andamento del processo viene di seguito discusso in termini di differenze fra stagioni, anni, profili di suoli e zone. Vengono inoltre confrontate le differenze fra la fase 1 (2000-2002) e la fase 3 (2008-2010).

4.6.1.1 DNT: differenze stagionali

Nel periodo 2000-2002 il processo di denitrificazione *in situ* ha avuto una significativa variabilità negli strati 0-15 cm e 40-55 cm, con picchi più elevati registrati durante l'estate (Figura 63a, Figura 64a). In questa stagione la combinazione di alte temperature, di una minore competizione con l'assorbimento operato dalle piante e la presenza di condizioni di saturazione a causa di elevati livelli di falda, determina le condizioni migliori per la denitrificazione (Gumiero *et al.*, 2011). Ciò riguarda in particolare lo strato intermedio.

Nel 2008-2010 differenze stagionali nel processo DNT sono ancora significative (Tabella 31), ma una chiara riduzione dell'attività di denitrificazione durante l'estate e l'autunno è stata osservata in tutti gli strati (Figura 64b e Figura 63b). Questa tendenza non è stata osservata nella zona 3, che si trova nei pressi della scolina adacquatrice (Figura 65).

Questo suggerisce come l'inibizione della DNT durante le stagioni calde possa essere in gran parte legata all'abbassamento della falda acquifera misurato durante il 2008-2010, nella zona 2 e nella zona 1 (Figura 66). Tale abbassamento può essere in massima parte imputabile all'incremento del processo di evapotraspirazione conseguente alla maturità raggiunta dall'impianto arboreo.

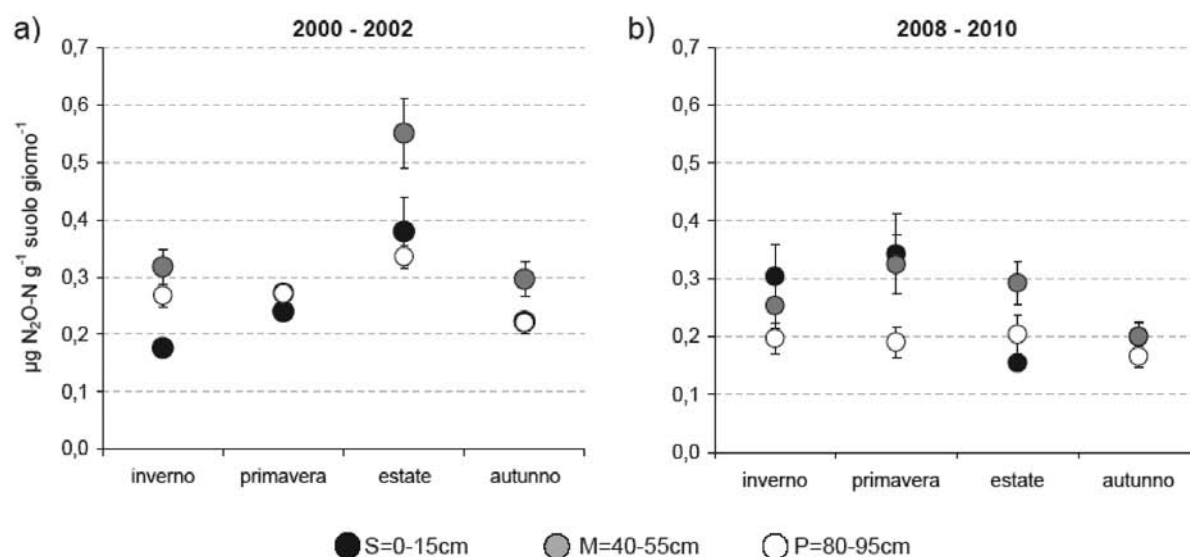


Figura 63: rate di denitrificazione, espressi come $\mu\text{g N-N}_2\text{O g}^{-1} \text{giorno}^{-1}$, per ogni stagione e a tre diverse profondità. I valori sono la media di tutti quelli misurati durante il periodo 2000-2002 (a) e 2008-2010 (b). Le barre rappresentano l'errore standard.

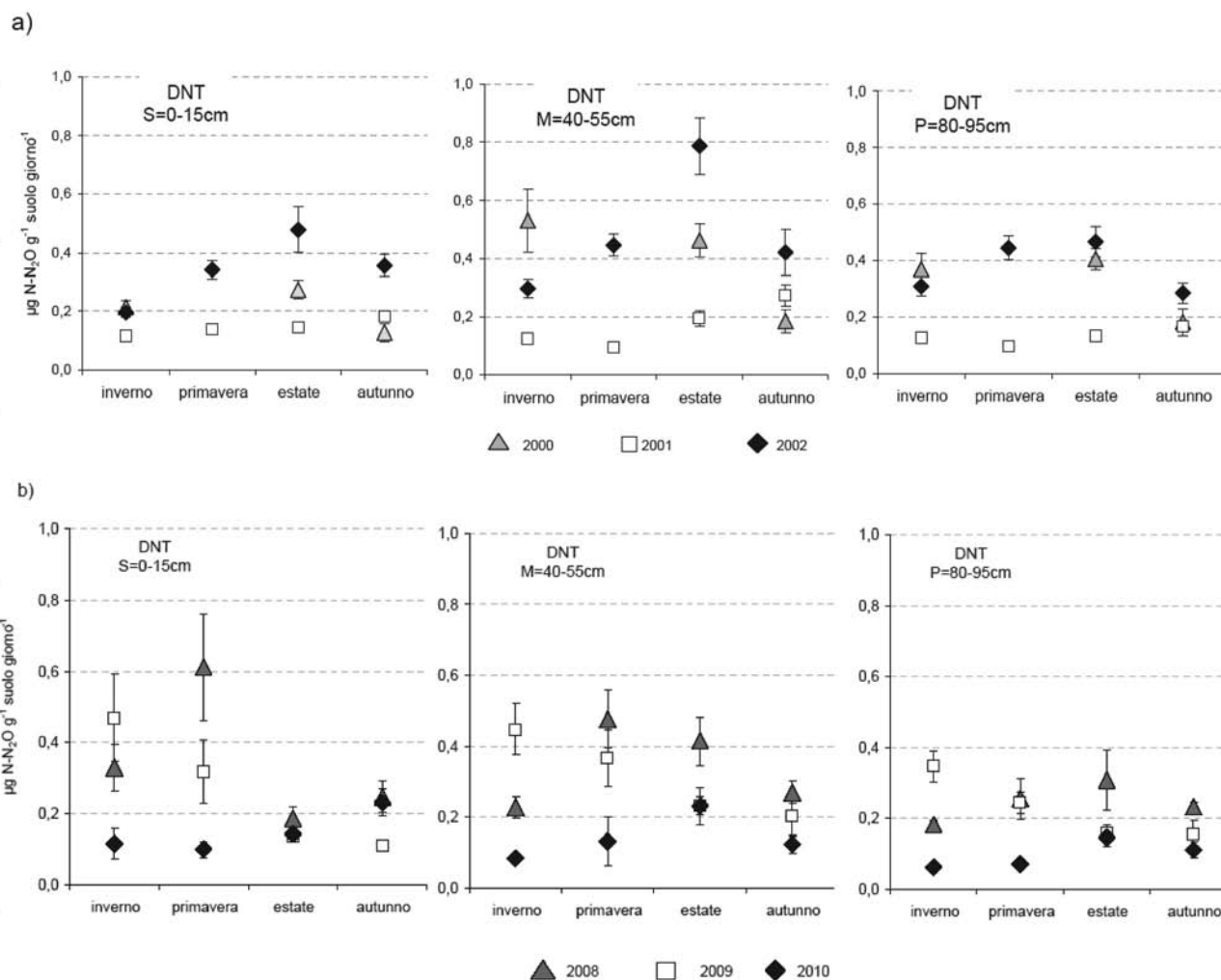


Figura 64: rate di denitrificazione, espressi come $\mu\text{g N-N}_2\text{O g}^{-1} \text{ giorno}^{-1}$, per ogni anno e stagione alle tre diverse profondità. I valori sono la media di 18 rilievi (9 in ciascun appezzamento) durante il periodo 2000-2002 (a) e di soli 9 campioni nel corso del 2008-2010 (b). Le barre rappresentano l'errore standard.

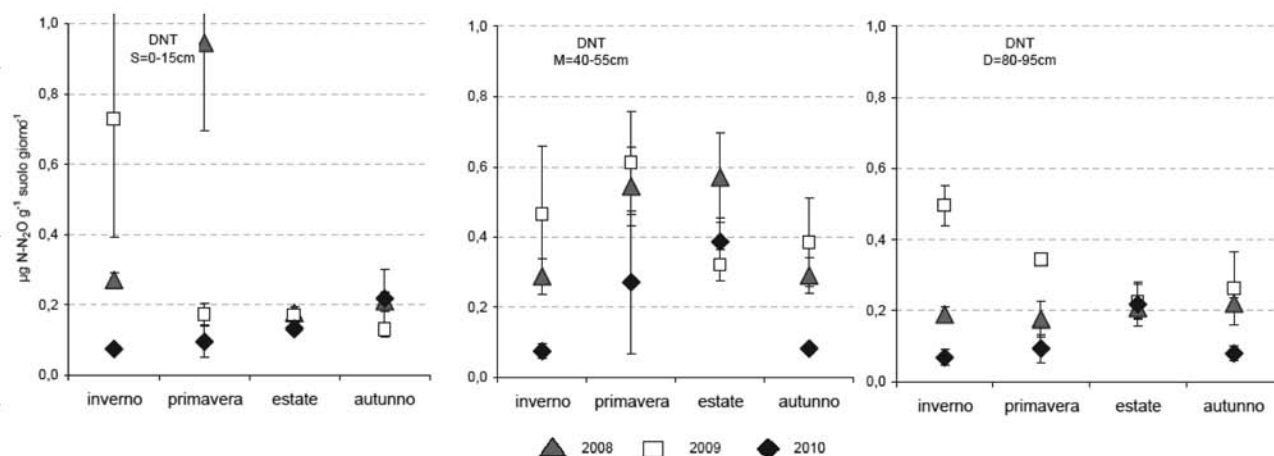


Figura 65: rate di denitrificazione, espressi come $\mu\text{g N-N}_2\text{O g}^{-1} \text{ giorno}^{-1}$, per ogni anno e stagione alle tre diverse profondità nel corso del 2008-2010. Viene considerata solo la zona 3 (localizzata nei pressi della scolina di irrigazione). Le barre rappresentano l'errore standard.

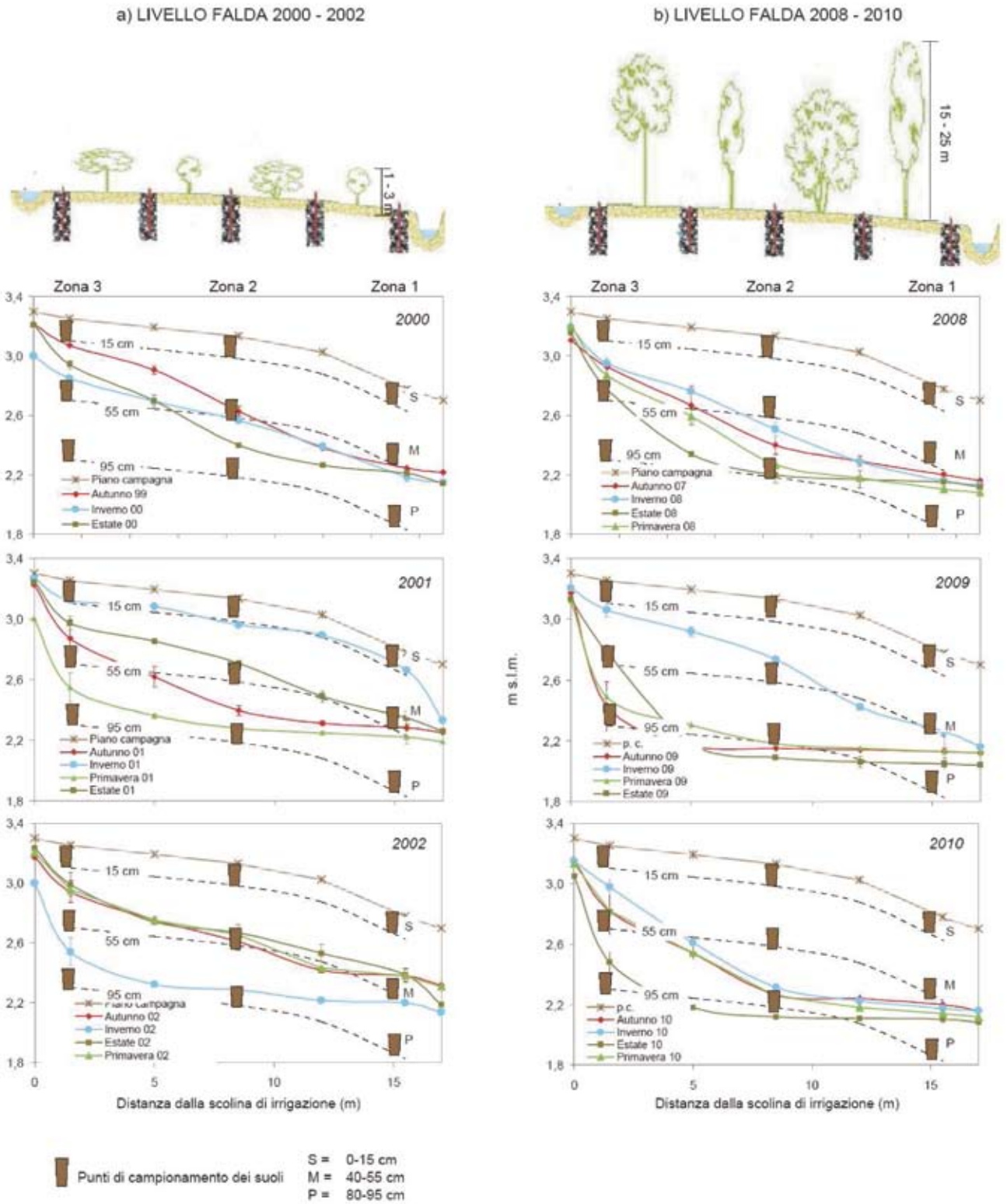


Figura 66: quote dei terreni e livelli di falda misurati durante i campionamenti stagionali durante i sei anni di monitoraggio (a = 2000-2002 e b = 2008-2010). Le barre rappresentano l'errore standard. Nella figura vengono rappresentati anche i punti di campionamento dei suoli che sono localizzati in 9 punti, tre per ciascuna zona. La zona 3 è limitrofa alla scolina di irrigazione, la zona 2 è intermedia e la zona 1 è adiacente alla scolina di drenaggio. Per ciascun punto il suolo viene campionato a tre diverse profondità (S: 0-15 cm, M: 40-55 cm, P: 80-95 cm).

Infatti, a differenza del biennio 2000-2002 (Figura 66a), nel 2008-2010 (Figura 66b) lo strato intermedio nella zona 2 e nella zona 1 non è saturo (tranne nell'inverno 2009). Al contrario, lo strato intermedio della zona 3 risulta ancora in condizioni prevalenti di saturazione.

4.6.1.2 Differenze fra anni

Se consideriamo il periodo iniziale (2000-2002), in tutti gli strati di suolo si è osservata una riduzione del processo durante il secondo anno (2001) ed un considerevole incremento nel corso del terzo anno (Figura 67).

All'inizio dell'esperimento, una notevole quantità di azoto e di carbonio organico derivanti da precedenti attività agricole sono ancora presenti nel suolo (Tabella 29).

Durante il primo anno, questi pool sono stati ridotti a seguito della lisciviazione, dell'attività microbica e dell'assorbimento delle piante nella fase iniziale del loro sviluppo.

La riduzione di questi pool può ragionevolmente giustificare l'inibizione del processo di denitrificazione osservata nel corso del secondo anno.

Tale riduzione può essere inoltre imputabile alla (i) competizione in atto con l'assorbimento da parte della vegetazione e che inizia a svilupparsi molto rapidamente (298 g m⁻² di biomassa erbacea nel secondo anno contro i 104 g m⁻² del primo) riducendo la disponibilità di azoto inorganico per il processo di denitrificazione e (ii) all'ancora limitato rilascio di carbonio organico rilasciato dalla vegetazione durante la fase di decomposizione e successiva mineralizzazione.

Lo sviluppo delle piante tende a riequilibrarsi nel corso del terzo anno, favorendo un incremento del processo di denitrificazione.

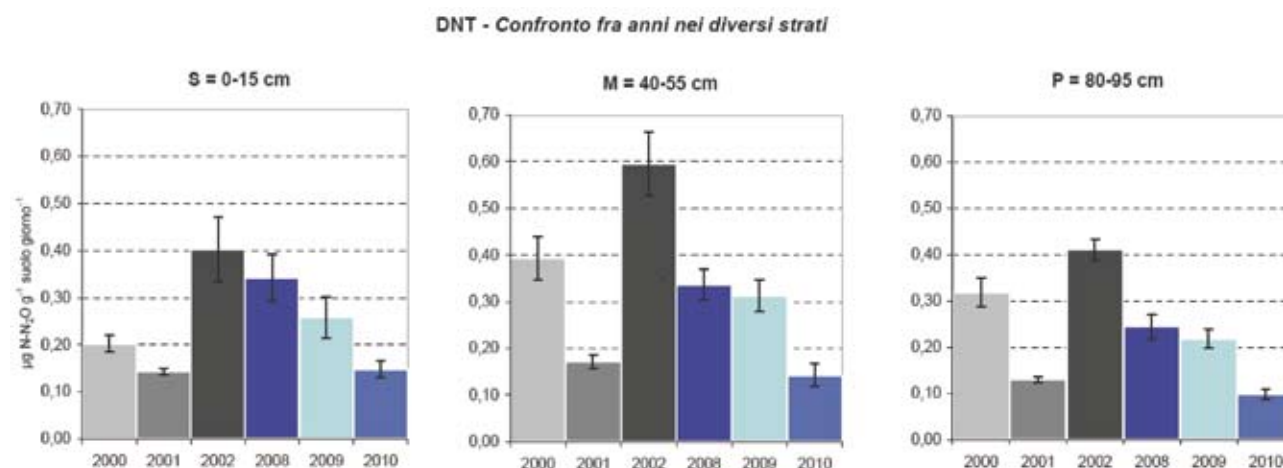


Figura 67: confronto complessivo dei valori medi annui di denitrificazione (DNT) nei tre diversi strati di suolo. I valori qui riportati sono la media di 64 misurazione per ciascun anno nel periodo 2000-2002 e di 32 misurazione nel periodo 2008-2010. Le barre verticali rappresentano l'errore standard.

Anno	Strati di suolo	N inorganico mg N Kg ⁻¹ suolo	C organico %
2000	S (0-15 cm)	4.97 ± 0.56	1.03 ± 0.05
	M (40-55 cm)	5.71 ± 0.68	0.78 ± 0.05
	P (80-95 cm)	4.08 ± 0.45	0.71 ± 0.06
2001	S (0-15 cm)	1.91 ± 0.10	0.87 ± 0.03
	M (40-55 cm)	2.71 ± 0.13	0.55 ± 0.02
	P (80-95 cm)	1.86 ± 0.14	0.31 ± 0.02
2002	S (0-15 cm)	1.97 ± 0.12	0.82 ± 0.02
	M (40-55 cm)	2.40 ± 0.10	0.50 ± 0.02
	P (80-95 cm)	1.86 ± 0.10	0.31 ± 0.02
2008	S (0-15 cm)	2.78 ± 0.29	1.21 ± 0.05
	M (40-55 cm)	2.28 ± 0.17	0.63 ± 0.02
	P (80-95 cm)	1.59 ± 0.13	0.45 ± 0.03
2009	S (0-15 cm)	6.19 ± 0.38	1.35 ± 0.06
	M (40-55 cm)	2.05 ± 0.15	0.57 ± 0.03
	P (80-95 cm)	1.12 ± 0.12	0.41 ± 0.04
2010	S (0-15 cm)	7.91 ± 0.85	1.50 ± 0.09
	M (40-55 cm)	1.92 ± 0.23	0.60 ± 0.04
	P (80-95 cm)	0.60 ± 0.22	0.36 ± 0.03

Tabella 29: contenuto di azoto inorganico (mg N Kg⁻¹ suolo) e di carbonio organico nei suoli dell'area tampone, a tre diverse profondità e per gli anni monitorati (± errore standard).

Nel corso del triennio 2008-2010, nonostante significative differenze fra i valori annuali (Figura 67 e Tabella 33), si osserva una riduzione generalizzata dell'attività di denitrificazione negli strati intermedio e profondo. Come descritto in precedenza, tale inibizione è imputabile in massima parte all'abbassamento dei livelli di falda.

Questa riduzione è meno evidente nello strato superficiale, dove l'attività di denitrificazione risulta molto variabile in dipendenza dalla situazione climatica ed idrologica presente nel momento del campionamento stagionale.

Queste considerazioni di carattere generale non risultano tuttavia in grado di giustificare compiutamente l'evidente riduzione nel processo di denitrificazione osservato nel corso del 2010.

Altre considerazioni aggiuntive possono giustificare questo andamento:

- durante il campionamento invernale le temperature sono risultate eccezionalmente basse con un'inibizione dell'attività batterica; come conseguenza non è stato registrato nessun abbattimento di azoto nelle acque (Figura 59);
- anche nel corso del campionamento autunnale la temperatura era particolarmente bassa (Tabella 30) a causa del posticipo del periodo di prelievo (novembre invece dell'usuale inizio ottobre);
- a fine novembre 2009, la prima fila di vegetazione arborea (quella adiacente alla scolina di irrigazione) contenente più del 50% della biomassa arborea totale è stata tagliata e rimossa dal sistema; ciò può essersi tradotto in una maggiore competizione fra il processo di assorbimento vegetazionale (dalle ceppaie in ricrescita e dalla vegetazione erbacea non più limitata dall'ombreggiamento) soprattutto nel corso del periodo della primavera 2010.

4.6.1.3 Differenze fra strati di suolo

Nella fase 1 (2000-2002) i ratei di denitrificazione sono risultati significativamente diversi ($p < 0.05$) fra i tre strati di suolo (Tabella 31 e Figura 64a); l'attività più elevata si è registrata nello strato intermedio (40-55 cm) localizzato nel punto di confine fra la zona satura e quella insatura.

Periodo		Data giorno/mese/anno	Precipitazioni tot. nei 5 giorni precedenti (mm)	Temperatura esterna durante il campionamento °C
2007/08	Autunno	16/10/2007	0.0	15
	Inverno	10/03/2008	10.0	13
	Primavera	28/04/2008	41.4	25
	Estate	01/07/2008	0.6	25
2009	Autunno	30/03/2009	78.6	10
	Inverno	18/05/2009	0.2	27
	Primavera	03/08/2009	0.0	30
	Estate	05/10/2009	0.8	23
2010	Autunno	08/03/2010	13.0	3
	Inverno	17/05/2010	59.0	20
	Primavera	19/07/2010	6.0	35
	Estate	15/11/2010	15.0	9

Tabella 30: precipitazioni (mm totali nei 5 giorni antecedenti al campionamento) e temperature esterne durante il periodo 2008-2010. In grassetto alcuni dati da considerare con maggiore attenzione.

Nel 2008-2010 un andamento analogo è stato osservato nella sola zona 3 (Figura 68c), mentre la differenza fra lo strato superficiale e quello intermedio non è più significativa qualora si consideri l'intero sistema (Figura 68b). Questa è un'altra interessante conferma dell'effetto inibente, sul processo di denitrificazione, dell'abbassamento dei livelli falda osservati nel 2008-2010 e della dipendenza di questo processo dalla profondità di falda.

Inoltre, durante il periodo 2008-2010 lo strato superficiale risulta complessivamente più idoneo, rispetto al triennio 2000-2002, a sostenere il processo di denitrificazione con elevati picchi registrati nei campionamenti immediatamente successivi a precipitazioni (si veda per esempio l'inverno 2009 e la primavera 2008 in figura 64 e le corrispondenti precipitazioni in tabella 30).

Evidentemente l'incremento del contenuto di carbonio organico e di azoto inorganico (Tabella 29) derivanti dalla decomposizione della vegetazione, nel caso si creino temporanee condizioni di anossia sono in grado di supportare elevati picchi di denitrificazione.

L'elevato errore standard suggerisce che la presenza di picchi nel processo di denitrificazione nello strato superficiale in occasione di precipitazioni non sia una condizione generalizzata ma localizzata in alcune zone ottimali (*hotspots*).

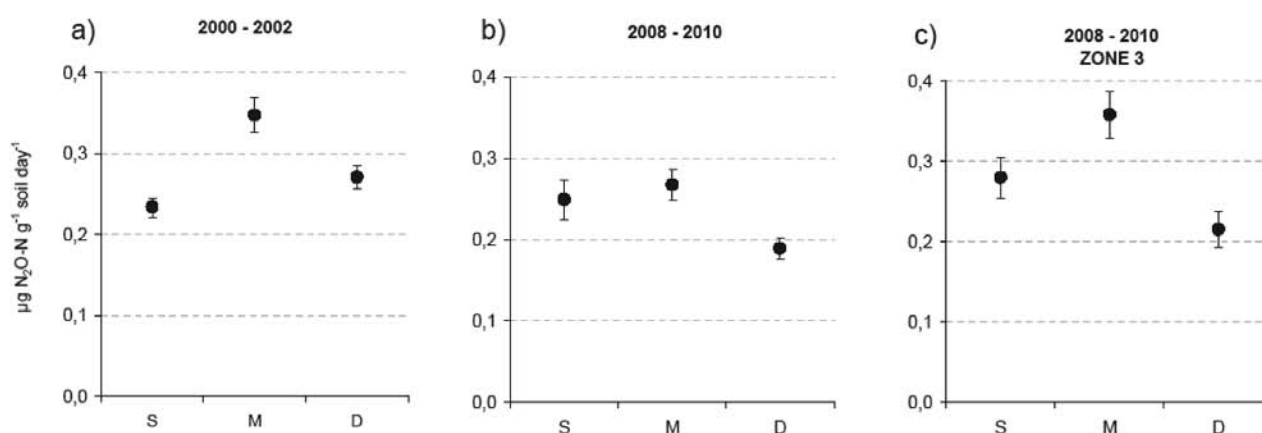


Figura 68: confronto dei ratei di denitrificazione registrati nei tre strati di suolo posti a diversa profondità (S: 0-15 cm, M: 40-55 cm, D: 80-95 cm). Si tratta delle medie di tutti i valori misurati nei campioni raccolti nel periodo 2000-2002 (a); durante il 2008-2010 (b); e durante il 2008-2010 ma solo nella zona 3 (c). Le barre verticali rappresentano l'errore standard.

Three-way ANOVA 2000-2002		df	mean square	F	P
MAIN EFFECTS	(combined)				
	Seasons **	3	1.225	8.846	0.000
	Layers *	2	0.600	4.334	0.014
	Zones	2	0.346	2.497	0.084
2-way interaction	(combined)				
	Seasons x Layers	6	0.206	1.485	0.182
	Seasons x Zones *	6	0.322	2.324	0.032
	Layer x Zones	4	0.110	0.796	0.529
3-way interaction					
	Seasons x Layers x Zones	12	0.067	0.486	0.923

Tabella 31: analisi statistica con ANOVA a 3 vie, per evidenziare la significatività delle differenze nei tassi di denitrificazione nel periodo 2001-2002; i fattori comprendono stagioni (Seasons), strati di suolo (layers) e distanza rispetto alla scolina di irrigazione (zones). Le relazioni significative ed il relativo livello di significatività vengono indicati come 0.05=* e 0.001 = **.

Three-way ANOVA DNT-2008-2010		df	mean square	F	P
MAIN EFFECTS	(combined)				
	Seasons *	3	0.148	3.825	0.010
	Layers **	2	0.184	4.766	0.009
	Zones **	2	0.200	5.181	0.006
2-way interaction	(combined)				
	Seasons x Layers	6	0.076	1.967	0.070
	Seasons x Zones	6	0.015	0.402	0.877
	Layers x Zones	4	0.044	1.136	0.340
3-way interaction					
	Seasons x Layers x Zones	122	0.028	0.715	0.737

Tabella 32: analisi statistica con ANOVA a 3 vie, per evidenziare la significatività delle differenze nei tassi di denitrificazione nel periodo 2008-2010; i fattori comprendono stagioni (seasons), strati di suolo (layers) e distanza rispetto alla scolina di irrigazione (zones). Le relazioni significative ed il relativo livello di significatività vengono indicati come 0.000=***; 0.001 = **; 0.01=*.

Three-way ANOVA DNT-2008-2010		df	mean square	F	P
MAIN EFFECTS	(combined)				
	Years ***	2	0.958	28.159	0.000
	Layers **	2	0.184	5.422	0.005
	Zones **	2	0.200	5.893	0.003
2-way interaction	(combined)				
	Years x Layers	6	0.019	0.554	0.696
	Years x Zones	6	0.051	1.501	0.202
	Layers x Zones	4	0.044	1.292	0.273
3-way interaction					
	Years x Layers x Zones	82	0.021	0.630	0.752

Tabella 33: analisi statistica con ANOVA a 3 vie, per evidenziare la significatività delle differenze nei tassi di denitrificazione nel periodo 2008-2010; i fattori comprendono anni (years), strati di suolo (layers) e distanza rispetto alla scolina di irrigazione (zones). Le relazioni significative ed il relativo livello di significatività vengono indicati come 0.000=***; 0.001 = **; 0.01=*.

4.6.1.4 Differenza fra zone

I valori di attività di denitrificazione nei suoli prelevati nelle 3 zone a distanza crescente dalla scolina di irrigazione sono messi a confronto nella figura 69.

A differenza che nel corso dei primi tre anni, analizzando i dati nel loro complesso nel 2008-2010 si osserva una significativa ($p < 0.006$) differenza fra le 3 zone (Tabella 32 e Tabella 33).

Questa differenza complessiva non può essere attribuita agli strati superficiale e profondo, dove, al contrario non si osservano differenze significative fra le 3 zone (Figura 69).

Nello strato intermedio invece, una maggiore reattività era già stata osservata (Figura 70) nella zona 3 durante le stagioni più attive (estate ed autunno) già nel corso del 2000-2002; nel periodo 2008-2010 (Figura 71a) questa tendenza diviene ancor più chiara in tutte le stagioni.

Ciò è spiegabile non solo considerando i più elevati livelli di falda nella zona 3 con la saturazione dello strato intermedio (Figura 66) ma anche, come apprezzabile dall'osservazione della Figura 71b, dalla maggiore disponibilità di carbonio organico. Ciò può essere messo in relazione alla presenza di specie arboree a più rapido accrescimento (Salici ed Ontani) ed alla maggiore capacità di trasporto del carbonio verso gli strati di suolo profondi nella zona 3.

Infine, per giustificare la maggiore idoneità della zona 3 a sostenere i processi di denitrificazione, va considerata anche la maggiore disponibilità di nitrati (Figura 71c). Al contrario, in termini quantitativi, la distribuzione della comunità microbica nelle 3 zone non varia (Figura 71d), anche se non può essere esclusa una differenza in termini qualitativi.

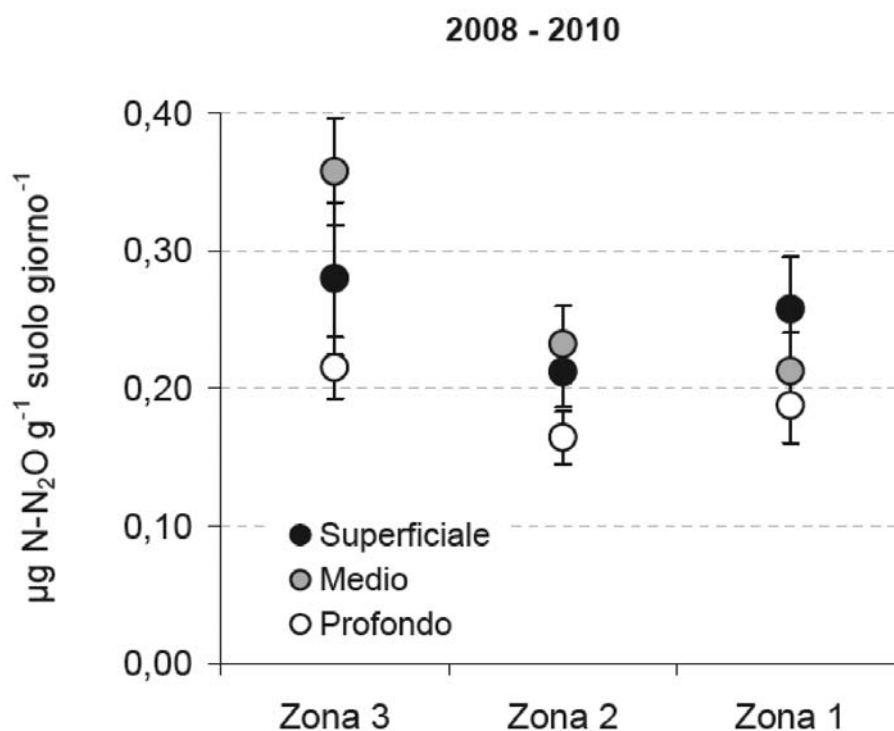


Figura 69: confronto fra i ratei di denitrificazione nelle 3 diverse zone e nei tre diversi strati durante il periodo 2008-2010. Le barre verticali rappresentano l'errore standard.

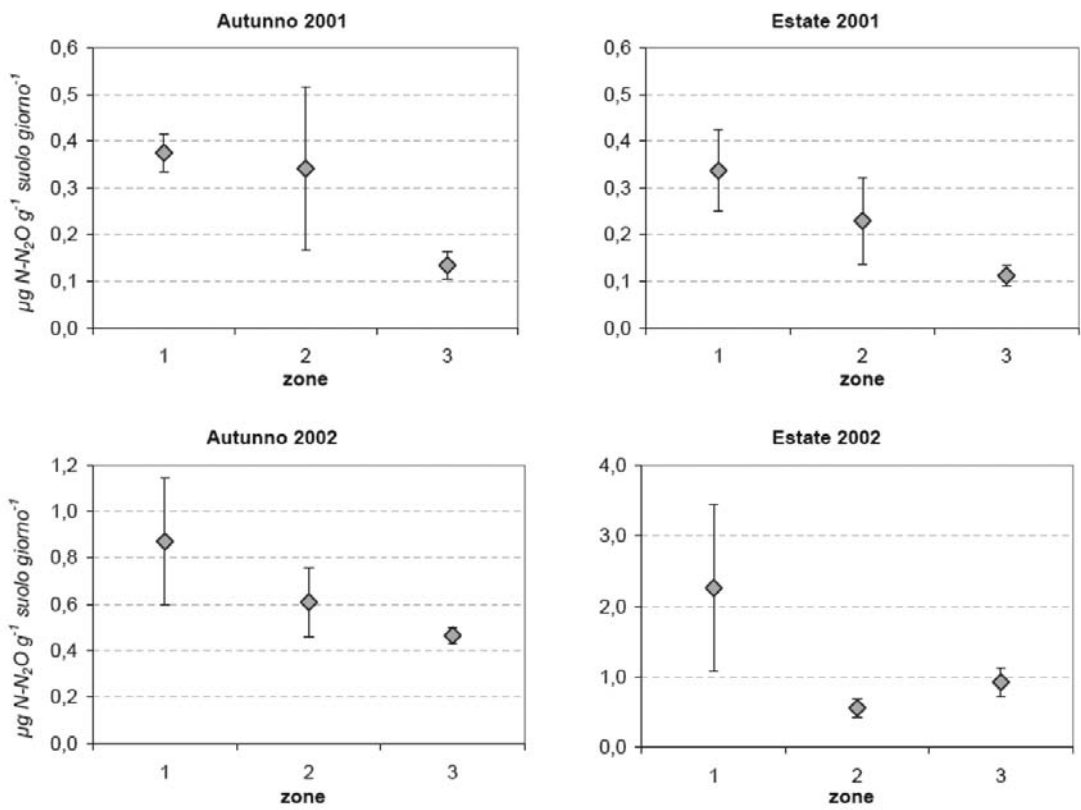


Figura 70: confronto fra i ratei di denitrificazione nelle 3 diverse zone durante le stagioni estive ed autunnali del 2011 e 2002 (solo strato intermedio). Le barre verticali rappresentano l'errore standard.

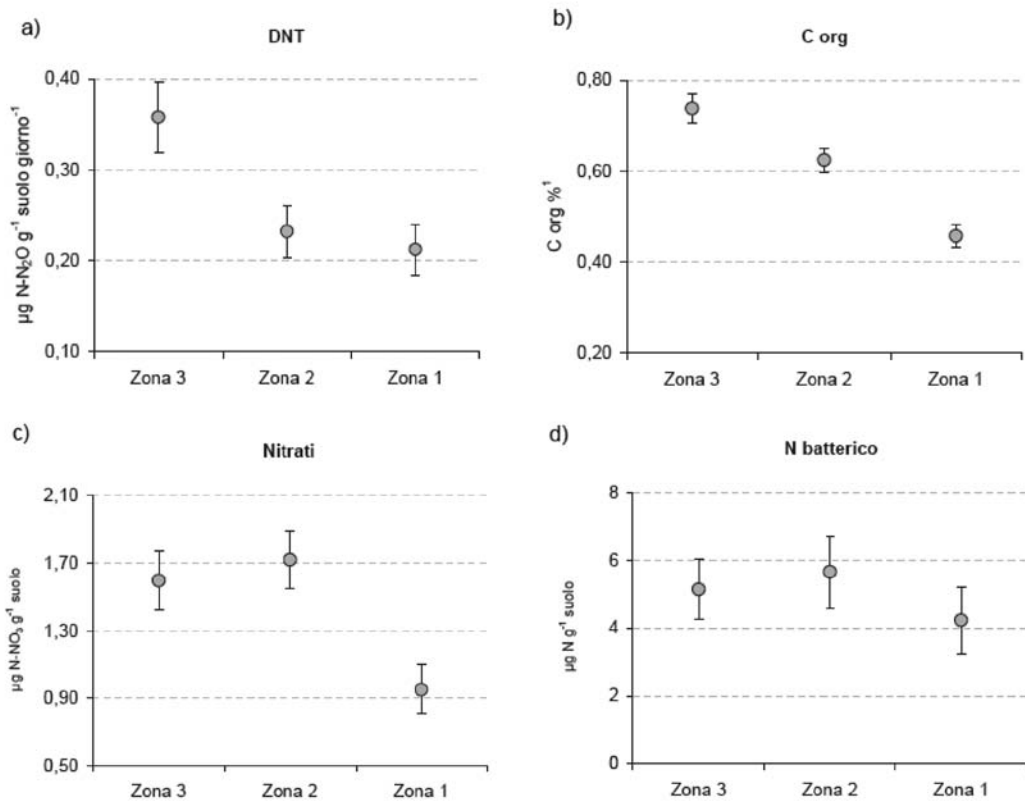


Figura 71: confronto fra: a) i ratei di denitrificazione *in situ*; b) il contenuto di C organico; c) la disponibilità di nitrato; d) il contenuto di N batterico nelle 3 zone durante il 2008-2010 (solo strato intermedio). Le barre verticali rappresentano l'errore standard.

4.6.1.5 Contributo del processo di denitrificazione nel processo depurativo

Il calcolo di un bilancio complessivo delle quantità di N rimosso attraverso il processo di denitrificazione basato su misurazioni stagionali, non è prassi consueta a causa dell'elevata variabilità spaziale e temporale del processo di denitrificazione. Tuttavia nel caso specifico, considerando la notevole omogeneità del sistema suolo e a titolo indicativo, è possibile realizzare dei bilanci di massa.

Se si considera lo strato di suolo mediamente interessato dal deflusso ipodermico e cioè quello compreso fra l'altezza media della falda e lo strato impermeabile (approssimabile a 15 cm di spessore) e una densità media del suolo di 1100 Kg/m³, nei primi 3 anni, il processo di denitrificazione risulta in grado di garantire la rimozione di azoto nelle quantità riportate in tabella 34.

Si osservi come, nonostante la forte approssimazione del calcolo basato su ratei calcolati come medie di dati stagionali, gli ordini di grandezza dell'azoto rimosso attraverso il processo di denitrificazione siano comparabili con gli input complessivi derivanti dall'apporto di azoto inorganico dal fiume Zero e dall'apporto dell'azoto mineralizzato lisciviato dagli strati sovrastanti.

Tali valori evidenziano il significativo contributo sia in termini assoluti, sia in termini relativi rispetto al processo di *uptake* che il processo di denitrificazione è in grado di fornire nella rimozione complessiva di azoto dalle acque del deflusso ipodermico.

	DNT-Strato interessato dal deflusso ipodermico	INPUT N-inorg da irrigazione (Kg/ha/anno)	Pool iniziale di N-inorg nei suoli (Kg/ha/anno)	INPUT N-mineralizzato lisciviato (Kg/ha/anno)
2000	116,8 ± 17,7	124,1	6,9 ± 3,0	75,6 ± 11,6
2001	70,6 ± 6,6	106,3	3,8 ± 0,3	13,8 ± 3,4
2002	174,5 ± 14,1	105,7	2,9 ± 1,7	17,1 ± 6,6

Tabella 34: Kg/ha/anno di N rimossi attraverso il processo di denitrificazione considerando il solo strato intermedio nei diversi anni e confronto con i principali input di azoto inorganico nello strato interessato dal deflusso ipodermico.

Se invece si effettua il bilancio nello strato superficiale di suolo, si ottengono valori comparabili con l'input dato dalla somma di azoto inorganico derivante dal processo di mineralizzazione e dalle precipitazioni.

	DNT-strato superficiale (Kg/ha/anno)
2000	45,0 ± 4,7
2001	45,2 ± 2,4
2002	92,2 ± 6,9

Tabella 35: Kg/ha/anno di N rimossi attraverso il processo di denitrificazione considerando il solo strato superficiale nei diversi anni.

4.6.2 DEA-Attività enzimatica di denitrificazione

4.6.2.1 Confronto fra DNT e DEA

I campioni di suolo incubati in condizioni di anareobiosi (indicate come DEA) sono stati comparati per ciascun anno e nei 3 diversi strati di suolo (Figura 72d e Figura 73d) con i ratei di denitrificazione misurati *in situ* (DNT).

Durante la prima (2000-2002) e la seconda fase (2005 in figura 74) non è stato osservato un significativo incremento dell'attività di denitrificazione; questo significa che la presenza di condizioni anaerobiche di per se non sono un fattore limitante per il processo.

Nel periodo 2008-2010 delle differenze significative ($t = -12.5351$, $df = 323$ e $p\text{-value} < 2.2e^{-16}$) fra DEA e DNT sono state osservate in tutti gli strati di suolo (Figura 73d).

Nello strato superficiale, visto l'incremento nella disponibilità di N e C (Tabella 29), qualora siano garantite le condizioni di anaerobiosi, i ratei di denitrificazione aumentano.

Negli strati intermedio e profondo, al contrario, le differenze sono da imputare alla riduzione (Figura 67) della DNT (per abbassamento della falda con conseguente minore durata delle condizioni di anaerobiosi) piuttosto che all'incremento della DEA.

I valori di DEA sono stati comparati con quelli ottenuti aggiungendo ai campioni elevate quantità sia di C_{org} che di $N-NO_3$ (DEA+C+N in figura 72a e figura 73a), solo di $N-NO_3$ (DEA +N in figura 72b e figura 73b) e solo di C_{org} (DEA+C in figura 72c e figura 73c).

Considerando la DEA+C+N, durante il periodo 2000-2002 lo strato superficiale (0-15 cm) ha fatto registrare la massima potenzialità di denitrificazione (Figura 72a). Risultati simili sono stati osservati anche durante le successive fasi (Figura 73a e Tabella 36).

La potenzialità a svolgere il processo di denitrificazione decresce in modo drastico passando dallo strato superficiale agli strati intermedio e profondo; ciò è principalmente collegato al decremento della popolazione microbica all'aumento della profondità (Figura 75 e Figura 76).

Da osservare inoltre come il potenziale di denitrificazione sia aumentato passando dal primo al terzo anno dalla conversione del sito in area tampone boscata (Figura 74a e b), per poi mantenersi piuttosto stabile nelle fasi successive.

L'aggiunta di solo nitrato (DEA+N) ai campioni (Figura 72b) ha portato ad un incremento di denitrificazione solo nello strato superficiale.

Questo trend è parso ancor più chiaro nel periodo 2008-2010 (Figura 73b e Tabella 37). Ne deriva che il principale fattore limitante il processo di denitrificazione nello strato 0-15 cm è la disponibilità di nitrato e che la DEA+N è correlata alla disponibilità di C nei suoli (Figura 79).

La sola addizione di glucosio (DEA+C) porta ad un significativo incremento della denitrificazione in tutti gli strati nel corso del primo anno (2000) e solo nello strato intermedio negli anni successivi (Figura 72c e Figura 73c). La disponibilità di carbonio organico risulta essere quindi il principale fattore limitante nello strato intermedio.

In sintesi, il principale fattore limitante per la denitrificazione nello strato 0-15 cm risulta essere la disponibilità di nitrati (Figura 72b e Figura 73b); il fattore più limitante per lo strato intermedio (40-55 cm) è la disponibilità di carbonio organico (Figura 72c e Figura 73c).

L'attività microbica decresce all'aumento della profondità fino al terzo strato (80-95 cm) dove, proprio la scarsa presenza di batteri, risulta essere il principale fattore limitante (Figura 72 e Figura 73).

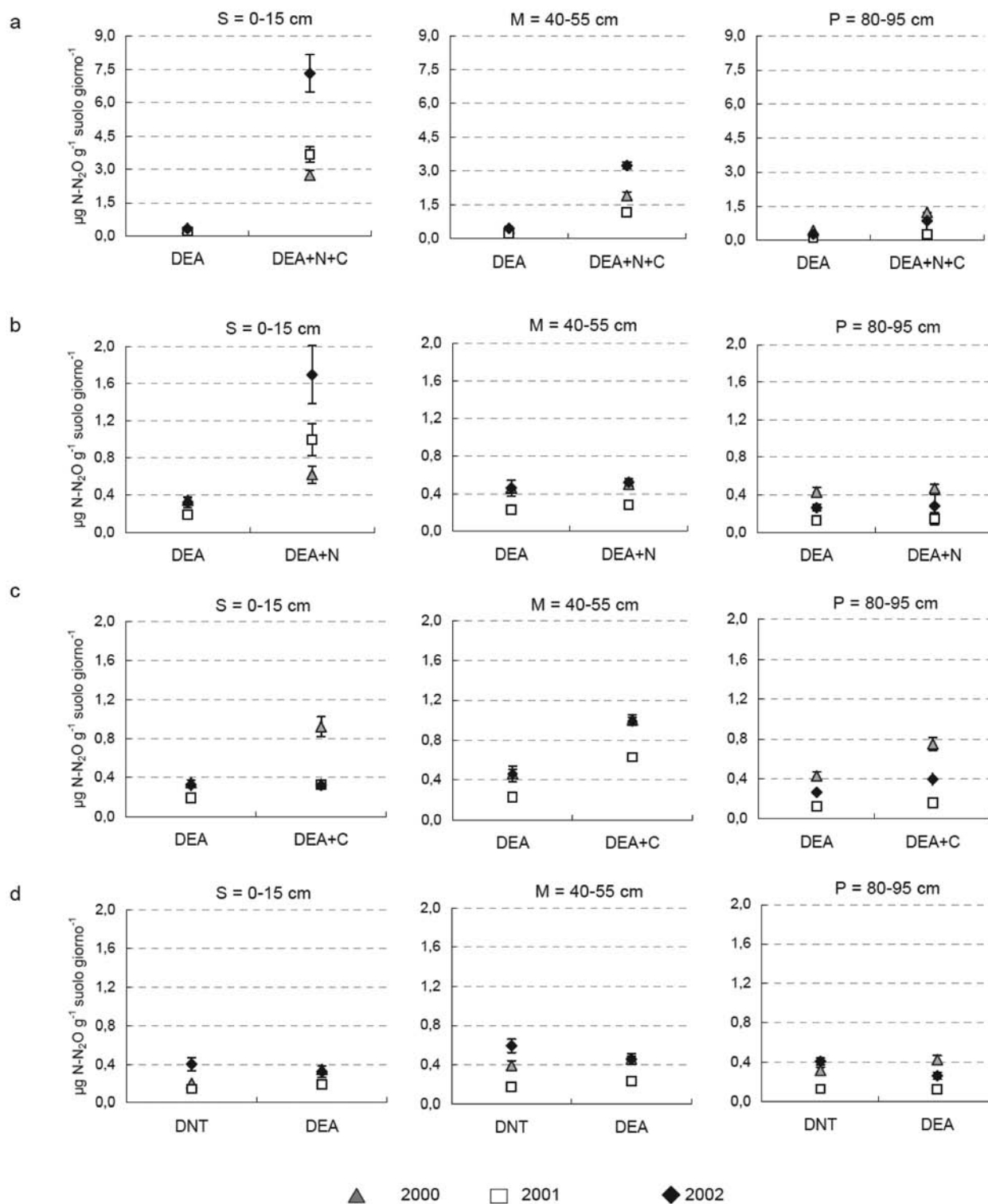


Figura 72: confronto fra le medie annuali (durante il triennio 2000-2002) e nei 3 diversi strati fra la denitrificazione potenziale ottenuta ponendo i campioni di suolo in condizioni di anaerobiosi e incubandoli senza alcuna addizione (DEA) e quelli incubati in aggiunta di (a) sia nitrati che carbonio organico (DEA+N+C), (b) solo nitrato (DEA+N), (c) solo carbonio organico (DEA+C). Infine in (d) la DEA viene comparata con la denitrificazione misurata in condizioni ambientali (DNT).

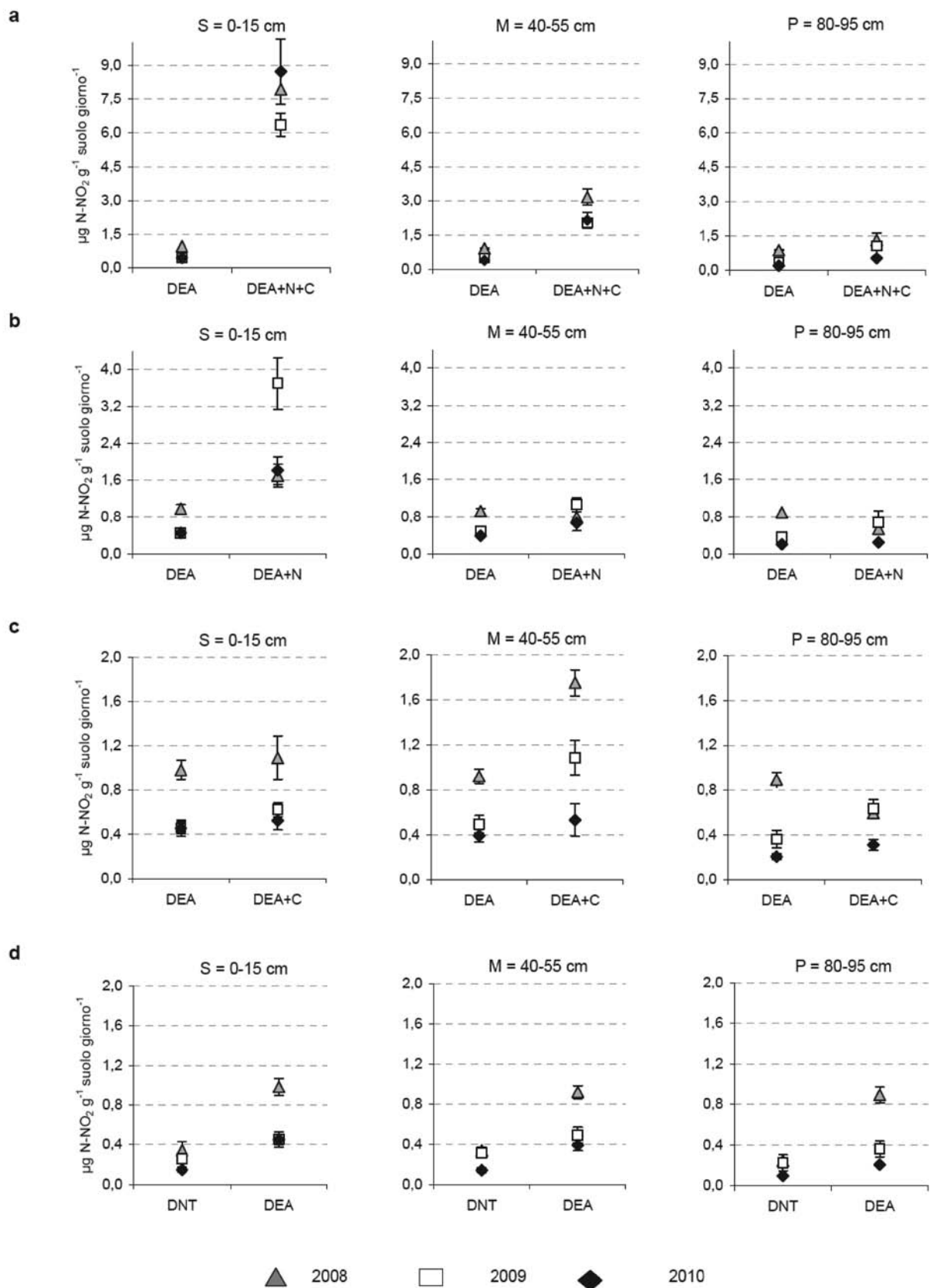


Figura 73: confronto fra le medie annuali (durante il triennio 2008-2010) e nei 3 diversi strati fra la denitrificazione potenziale ottenuta ponendo i campioni di suolo in condizioni di anaerobiosi e incubandoli senza alcuna addizione (DEA) e quelli incubati in aggiunta di (a) sia nitrati che carbonio organico (DEA+N+C), (b) solo nitrato (DEA+N), (c) solo carbonio organico (DEA+C). Infine in (d) la DEA viene comparata con la denitrificazione misurata in condizioni ambientali (DNT).

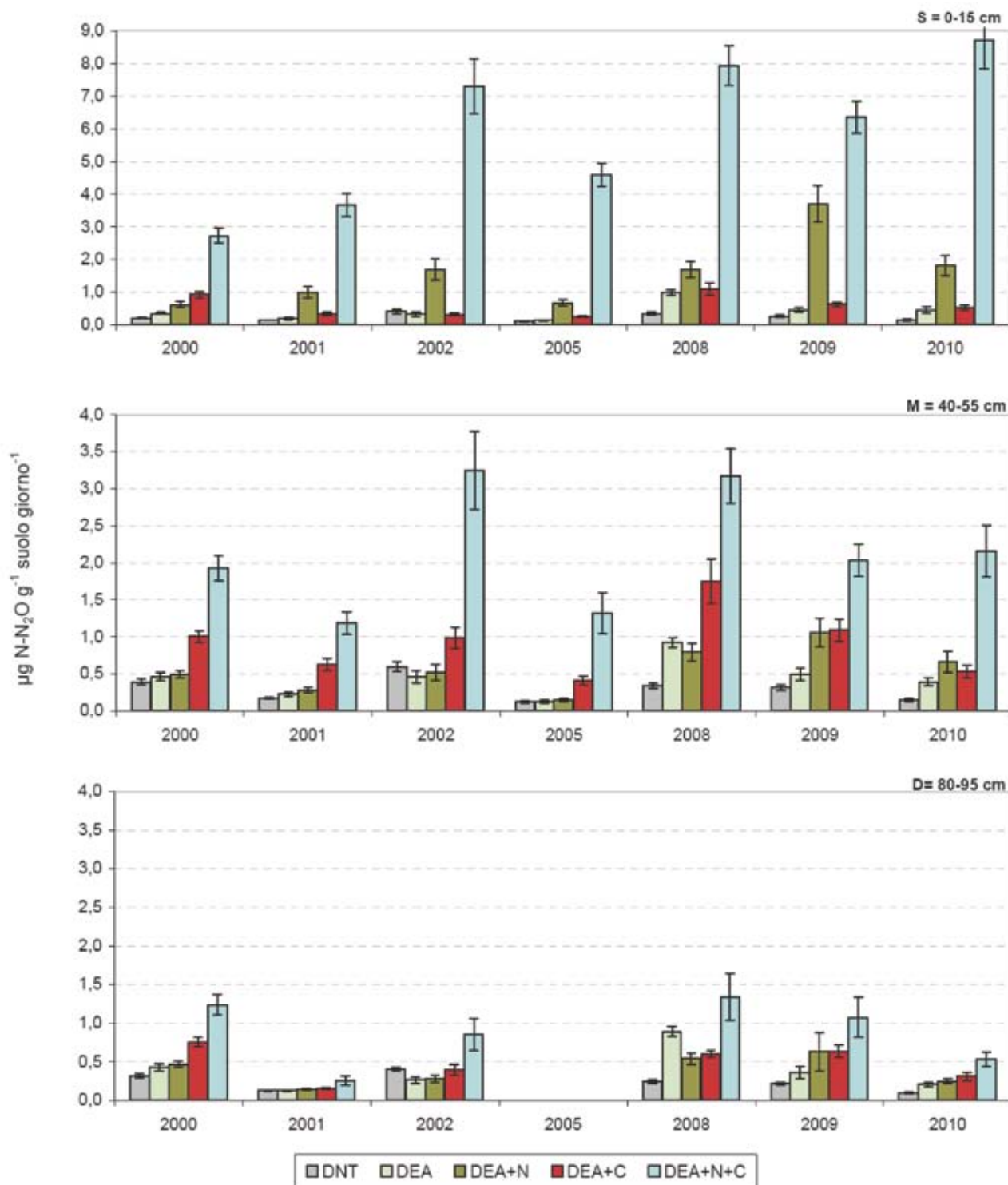


Figura 74: confronto fra le medie annuali, in tutti gli anni monitorati e nei 3 diversi strati fra la denitrificazione *in situ* (DNT) e quella potenziale ottenuta ponendo i campioni di suolo in condizioni di anaerobiosi e incubandoli senza alcuna addizione (DEA), in aggiunta sia nitrati che carbonio organico (DEA+N+C), di solo nitrato (DEA+N), di solo carbonio organico (DEA+C).

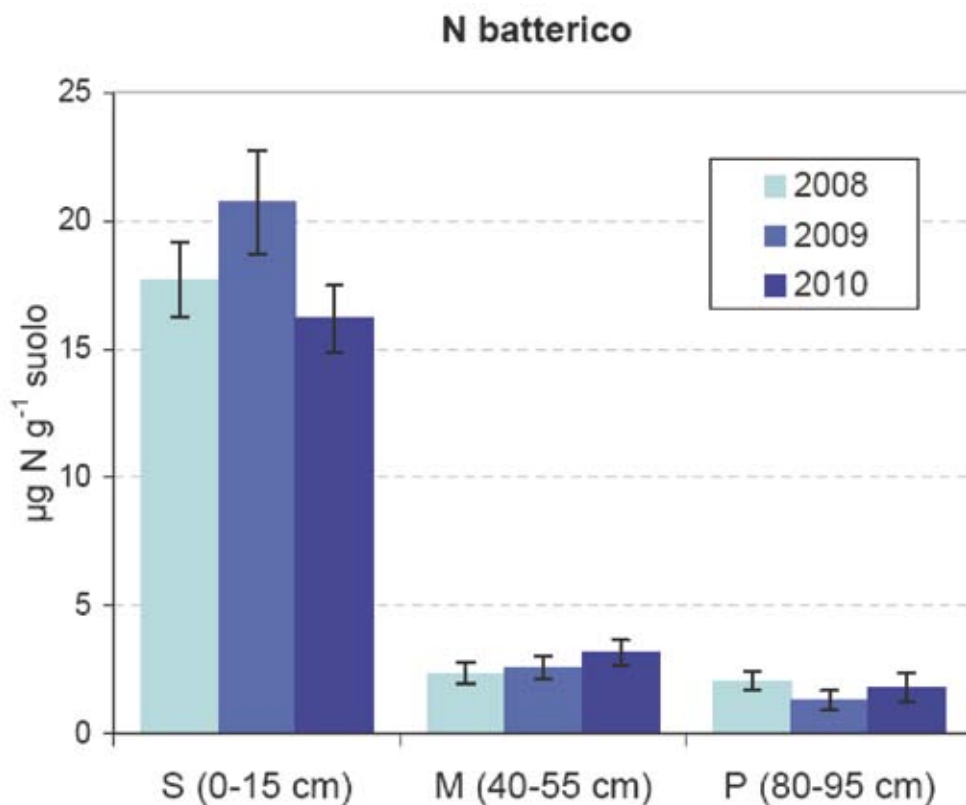


Figura 75: valori di N contenuto nella biomassa batterica presente nei suoli nei 3 diversi orizzonti nel 2008, 2009 e 2010.

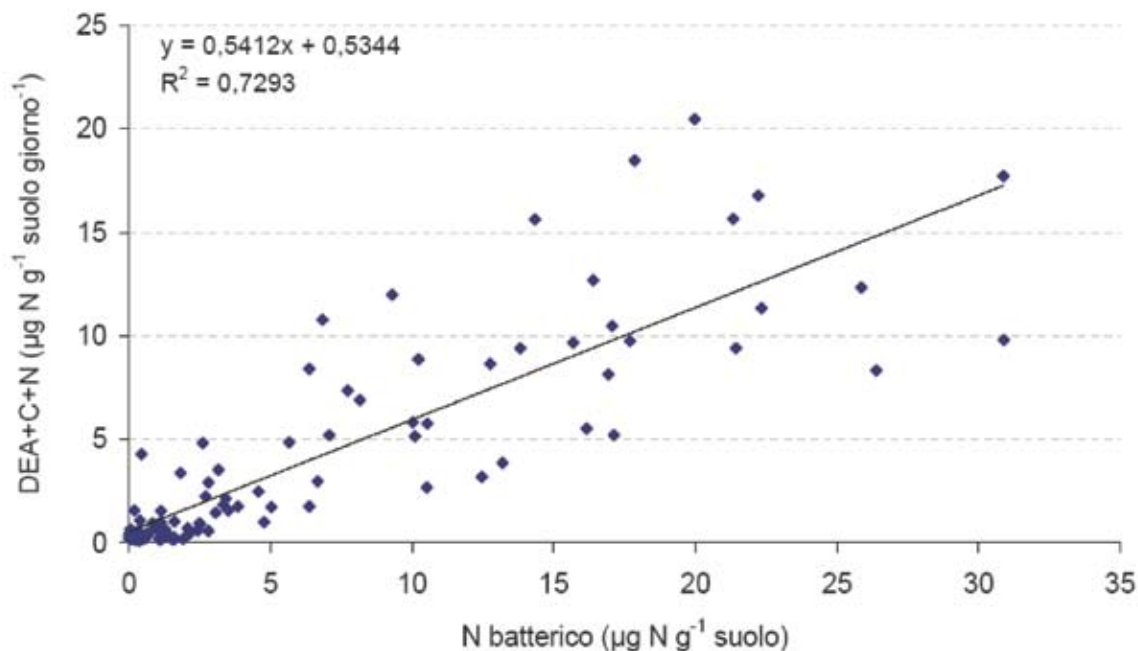


Figura 76: correlazione fra il contenuto di N batterico e la DEA+N+C osservata nel corso del 2010.

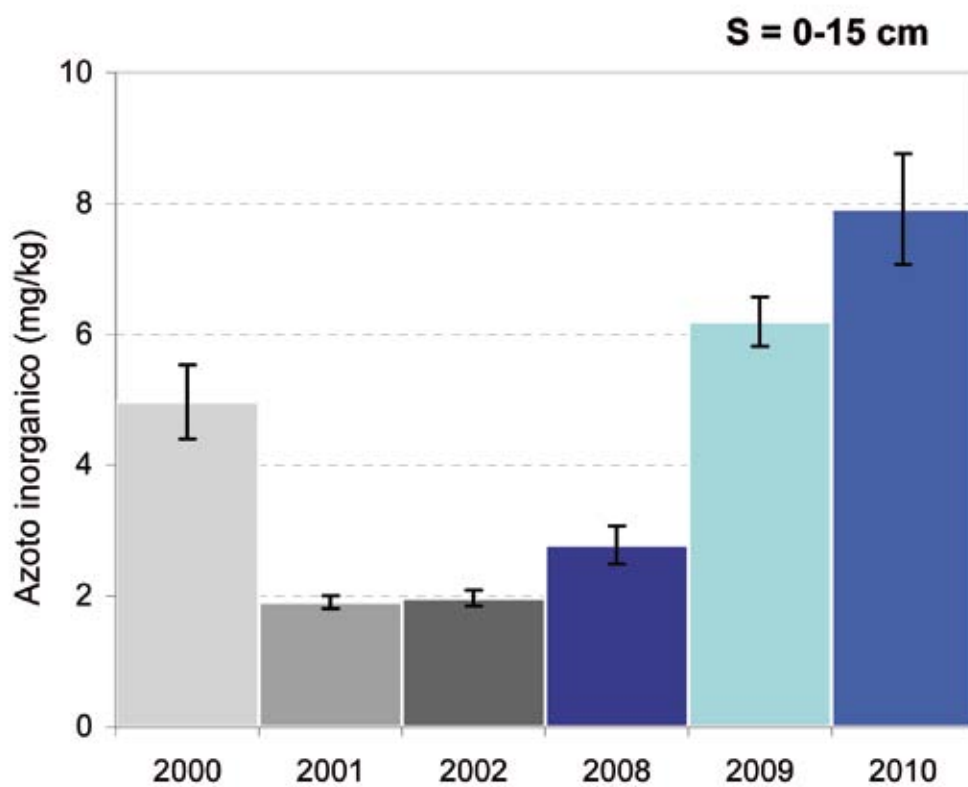


Figura 77: contenuto di azoto inorganico nei diversi anni nello strato superficiale.

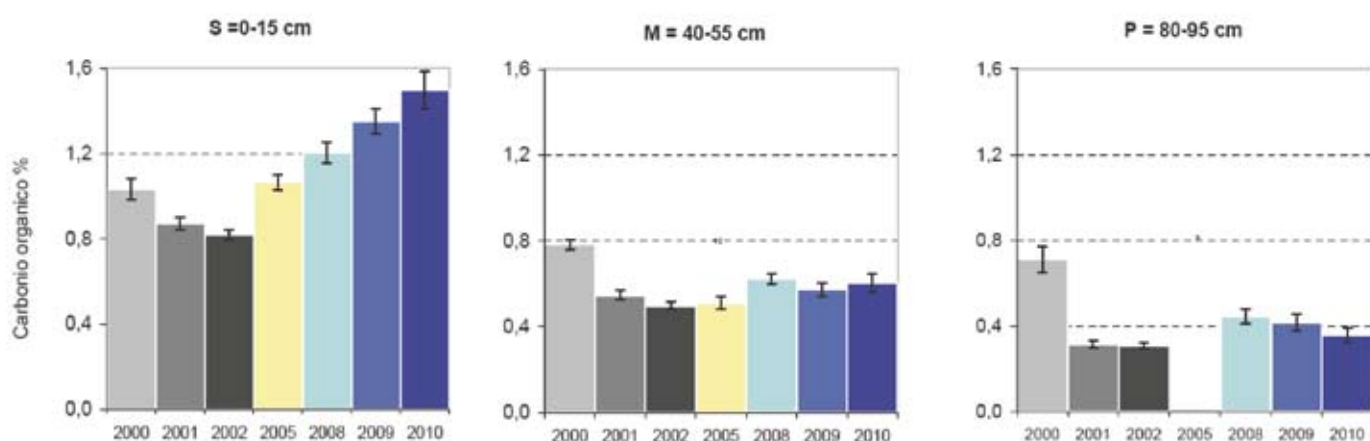


Figura 78: contenuto di C organico nei diversi anni nei 3 orizzonti.

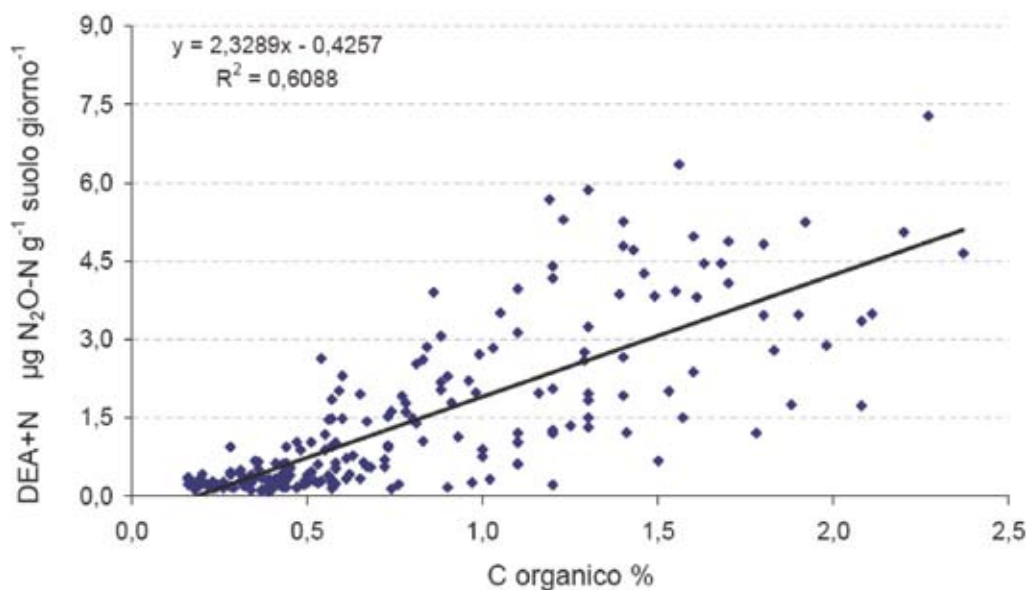


Figura 79: correlazione fra il contenuto di C organico e la DEA+N osservata durante il 2008-2010.

Two-way ANOVA DEA+N+C (2008-2010)		df	mean square	F	P
MAIN EFFECTS	(combined)				
	Layers ***	2	0.184	173.617	0.000
	Zones	2	0.200	0.966	0.382
2-way interaction	(combined)				
	Layers x Zones	4	11.670	1.525	0.195

Tabella 36: analisi statistica con ANOVA a 2 vie, per evidenziare la significatività delle differenze nei ratei di DEA+N+C nel periodo 2008-2010; i fattori comprendono strati di suolo (layers) e distanza rispetto alla scolina di irrigazione (zones). Le relazioni significative ed il relativo livello di significatività vengono indicati come 0.000=***; 0.001 = **; 0.01=*.

Two-way ANOVA DEA+N (2008-2010)		df	mean square	F	P
MAIN EFFECTS	(combined)				
	Layers ***	2	112.339	42.544	0.000
	Zones**	2	14.462	5.477	0.004
2-way interaction	(combined)				
	Layers x Zones	4	1.427	0.540	0.706

Tabella 37: analisi statistica con ANOVA a 2 vie, per evidenziare la significatività delle differenze nei ratei di DEA+N nel periodo 2008-2010; i fattori comprendono strati di suolo (layers) e distanza rispetto alla scolina di irrigazione (zones). Le relazioni significative ed il relativo livello di significatività vengono indicati come 0.000=***; 0.001 = **; 0.01=*.

Two-way ANOVA DEA+C (2008-2010)		df	mean square	F	P
MAIN EFFECTS	(combined)				
	Layers ***	2	10.833	13.296	0.000
	Zones	2	1.409	1.729	0.179
2-way interaction	(combined)				
	Layers x Zones	4	1.142	1.401	0.233

Tabella 38: analisi statistica con ANOVA a 2 vie, per evidenziare la significatività delle differenze nei ratei di DEA+C nel periodo 2008-2010; i fattori comprendono strati di suolo (layers) e distanza rispetto alla scolina di irrigazione (zones). Le relazioni significative ed il relativo livello di significatività vengono indicati come 0.000=***; 0.001 = **; 0.01=*.

4.6.2.2 Differenze fra zone

Ulteriori indicazioni sul processo di denitrificazione possono essere ottenute dal confronto fra i ratei di denitrificazione potenziale nelle diverse zone in diversi strati.

Mentre nello strato superficiale non si osservano differenze significative fra le 3 zone poste a diversa distanza dalla scolina di irrigazione, nuovamente nello strato intermedio si osserva chiaramente come la zona 3 abbia un più elevato potenziale di denitrificazione (Figura 80 a,b e Tabella 39).

In particolare si osserva che:

- la DEA+N (Figura 80a e Figura 81) è chiaramente più elevata nella zona 3, in accordo con la maggiore disponibilità di C_{org} (Figura 80d);
- anche la DEA+N+C (Figura 80b e Figura 81) risulta più attiva nella zona 3; ciò può essere in relazione ad una differenza in termini qualitativi della composizione della comunità microbica;
- la DEA+C (Figura 80c e Figura 81) non è chiaramente differenziata fra le tre zone anche se sembra esistere una relazione con la disponibilità di nitrato (Figura 80e).

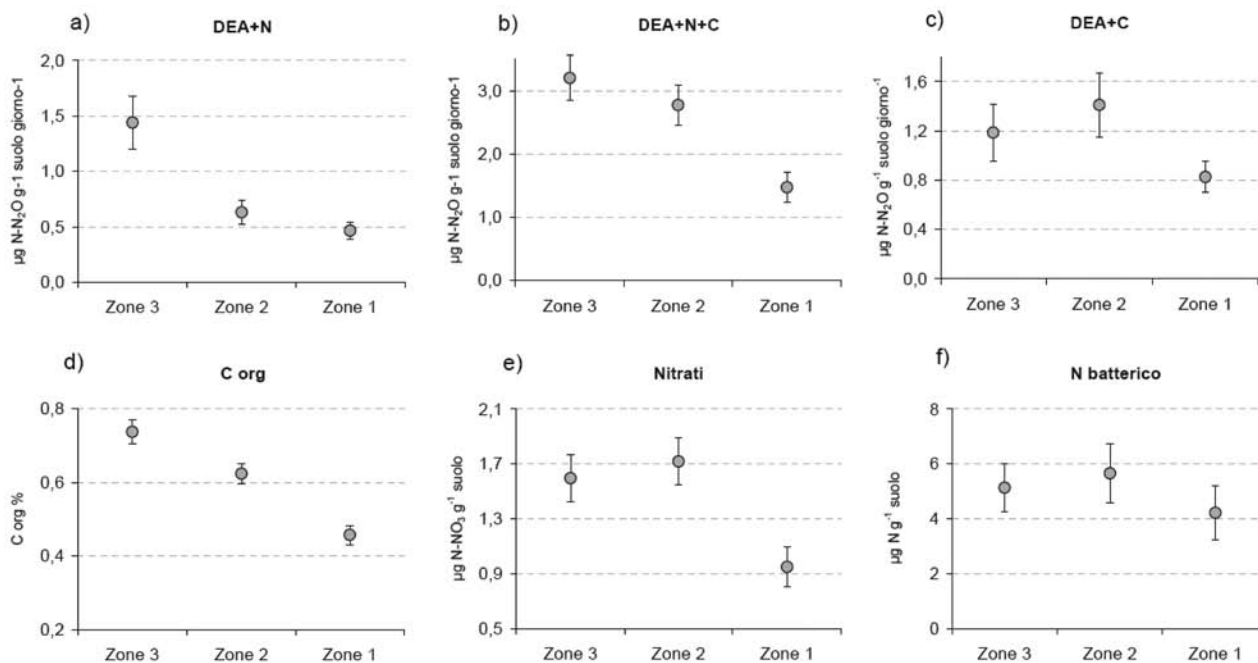


Figura 80: confronto fra a) denitrificazione potenziale in aggiunta di soli nitrati (DEA+N), b) aggiunta di nitrati e carbonio (DEA+N+C), c) aggiunta di solo C organico (DEA+C), d) contenuto di C organico, e) contenuto di azoto nitrico e f) contenuto di N microbico fra le 3 zone nello strato intermedio.

One-way ANOVA Only medium layer (2008-2010)		df	mean square	F	P
DEA+N+C	Zones ***	2	29.186	8.620	0.000
DEA+N	Zones ***	2	9.804	13.653	0.000
DEA+C	Zones	2	3.140	1.886	0.156
DEA	Zones	2	0.129	0.586	0.558

Tabella 39: analisi statistica con ANOVA a 1 via, per evidenziare la significatività delle differenze nei ratei di DEA, DEA+C, DEA+N, DEA+N+C nel periodo 2008-2010 nelle 3 diverse zone nello strato intermedi. Le relazioni significative ed il relativo livello di significatività vengono indicati come 0.000=***; 0.001 = **; 0.01=*.

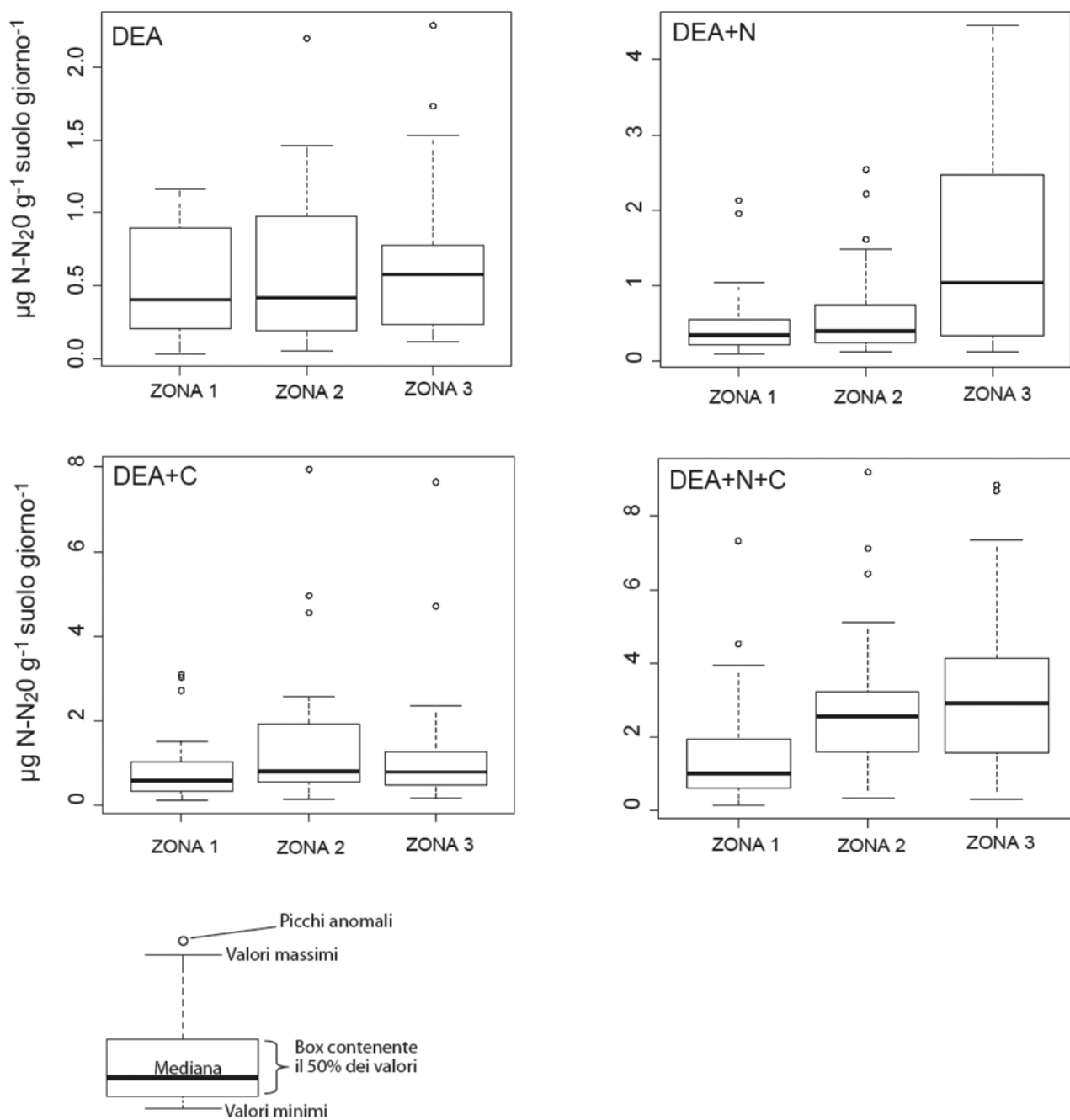


Figura 81: differenze nei ratei di DEA, DEA+N, DEA+C e DEA+N+C nel 2008-2010 fra le 3 diverse zone nello strato intermedio (40-55 cm).

4.6.2.3 Differenze fra stagioni

Il processo di denitrificazione potenziale (DEA+C+N) ha dimostrato un'evidente stagionalità (Figura 82) con valori più elevati nel corso del periodo estivo. Anche se la temperatura può essere un importante fattore di controllo dell'attività, è verosimile pensare che anche le naturali dinamiche nella composizione della comunità microbica possano incidere sul compimento di questo processo.

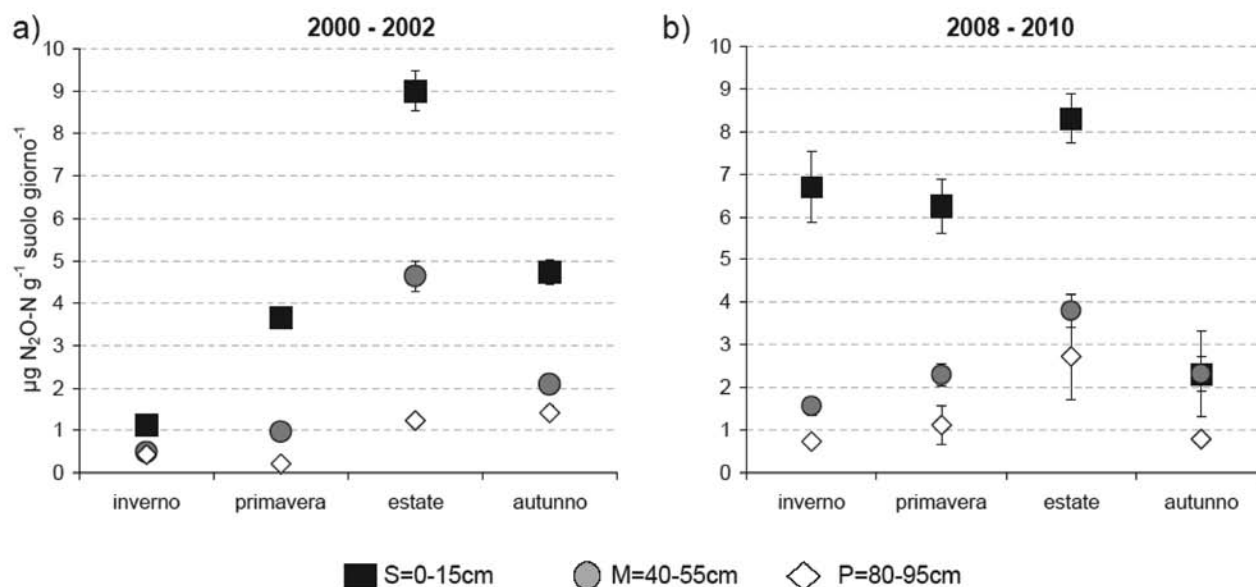


Figura 82: DEA+N+C per diverse stagioni nei 3 orizzonti di suolo. I valori sono le medie di tutte le misurazioni effettuate nel 2000-2002 (a) e 2008-2010 (b). La barra verticale rappresenta l'errore standard.

4.6.2.4 Confronto con i suoli di un'area agricola

A partire dall'ottobre 2009, e per l'intero anno 2010, sono stati confrontati i ratei di DNT, DEA+N e DEA+N+C nella zona tampone e in un limitrofo sito agricolo esterno.

I ratei di denitrificazione *in situ* non mostrano differenze significative (Figura 83).

La DEA+N è risultata significativamente più elevata nell'area tampone boscata sia in superficie che nello strato intermedio) mentre la DEA+C+N è risultata più elevata nell'area tampone solo nello strato superficiale (Figura 83 e Tabella 41).

Le differenze della DEA+C+N fra l'interno e l'esterno del sito sono risultate comparabili con quelle registrate fra la fase iniziale e quella finale di sviluppo del sistema tampone (Figura 74a). Questo suggerisce che la differenza in termini di capacità potenziale di denitrificazione dipenda da una trasformazione qualitativa della comunità microbica dei suoli indotta dalla trasformazione di uso del suolo. Infatti, differenze in termini quantitativi fra la comunità microbica presente internamente ed esternamente al sito sperimentale non sono state osservate (Figura 85).

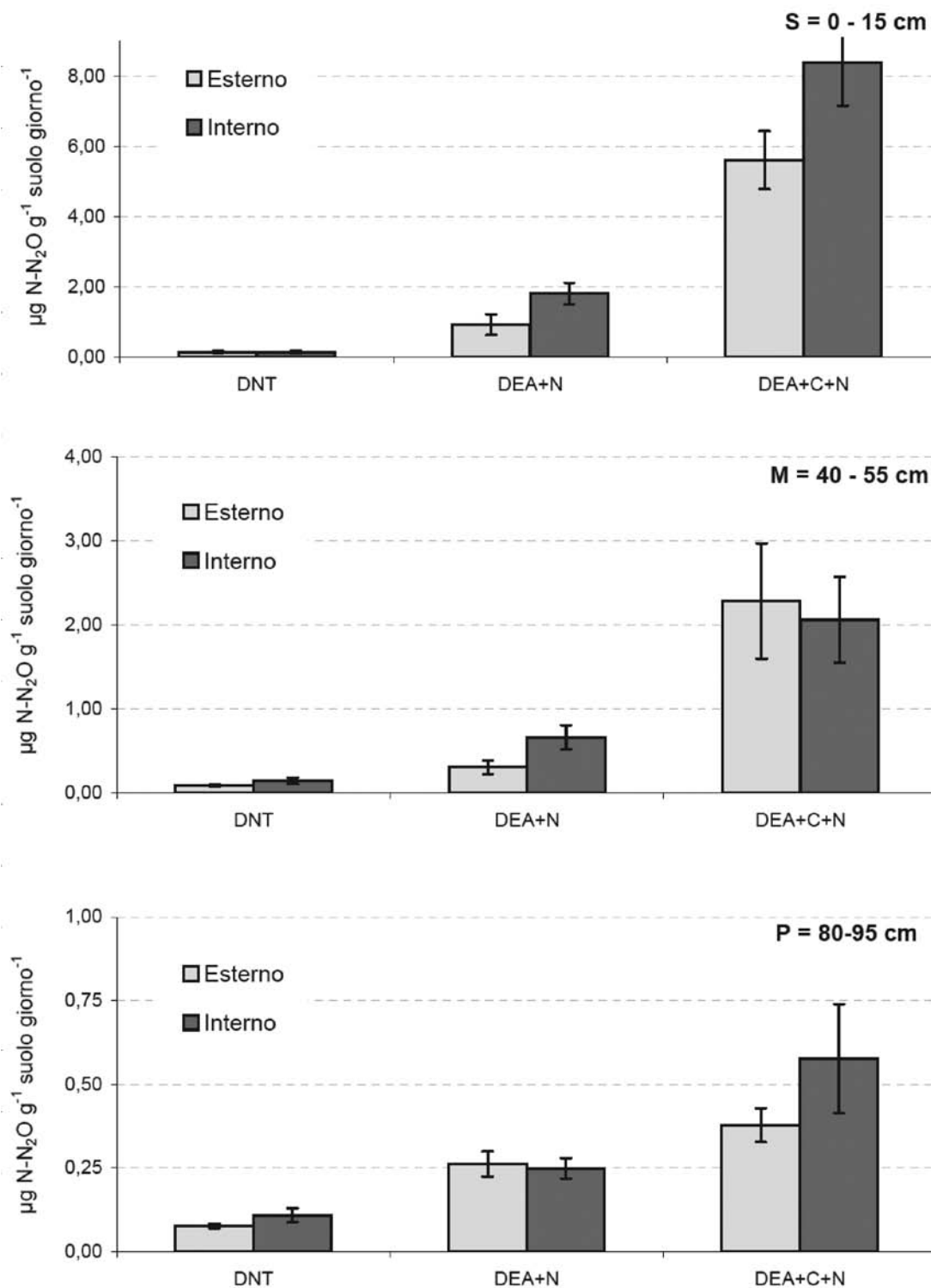


Figura 83: confronto fra DNT, DEA+N e DEA+N+C fra interno ed esterno nel periodo 2009-2010.

Two-way ANOVA DEA+N (2008-2010)		df	mean square	F	P
MAIN EFFECTS	(combined)				
	in.out *	1	5.505	5.695	0.019
	Layers***	2	7.471	7.728	0.000

Tabella 40: analisi statistica con ANOVA a 2 vie, per evidenziare la significatività delle differenze nei ratei di DEA+N nel periodo 2008-2010; i fattori comprendono il sito (interno ed esterno all'area tampone) e gli strati di suolo. Le relazioni significative ed il relativo livello di significatività vengono indicati come 0.000=***; 0.001 = **, 0.01=*.

Two-way ANOVA DEA+N+C (2008-2010)		df	mean square	F	P
MAIN EFFECTS	(combined)				
	in.out *	1	43.99	6.549	0.012
	Layers***	2	351.80	52.378	0.000

Tabella 41: analisi statistica con ANOVA a 2 vie, per evidenziare la significatività delle differenze nei ratei di DEA+N+C nel periodo 2008-2010; i fattori comprendono il sito (interno ed esterno all'area tampone) e gli strati di suolo. Le relazioni significative ed il relativo livello di significatività vengono indicati come 0.000=***; 0.001 = **, 0.01=*.

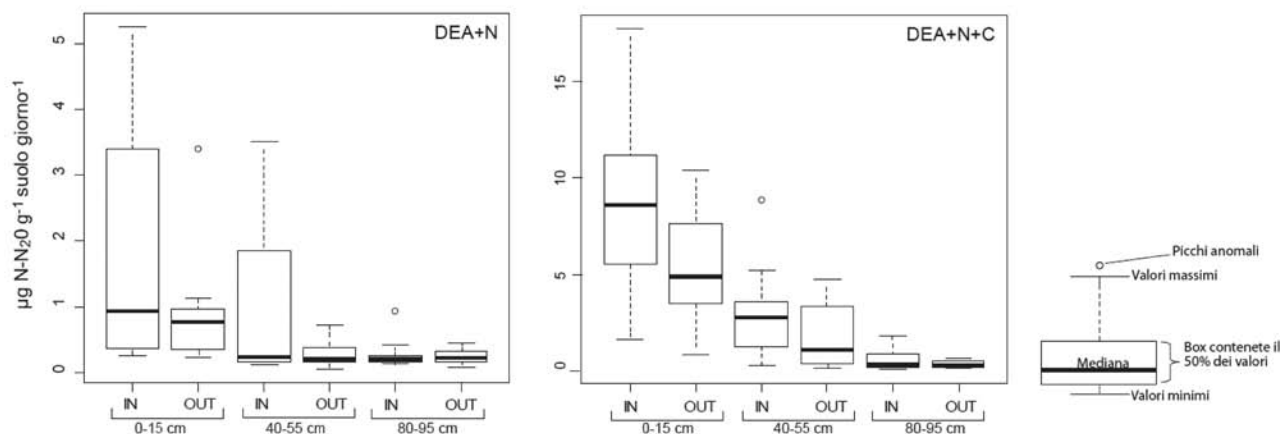


Figura 84: confronto fra DEA+N e DEA+N+C fra l'interno e l'esterno del sito sperimentale nel 3 diversi orizzonti (2009-2010).

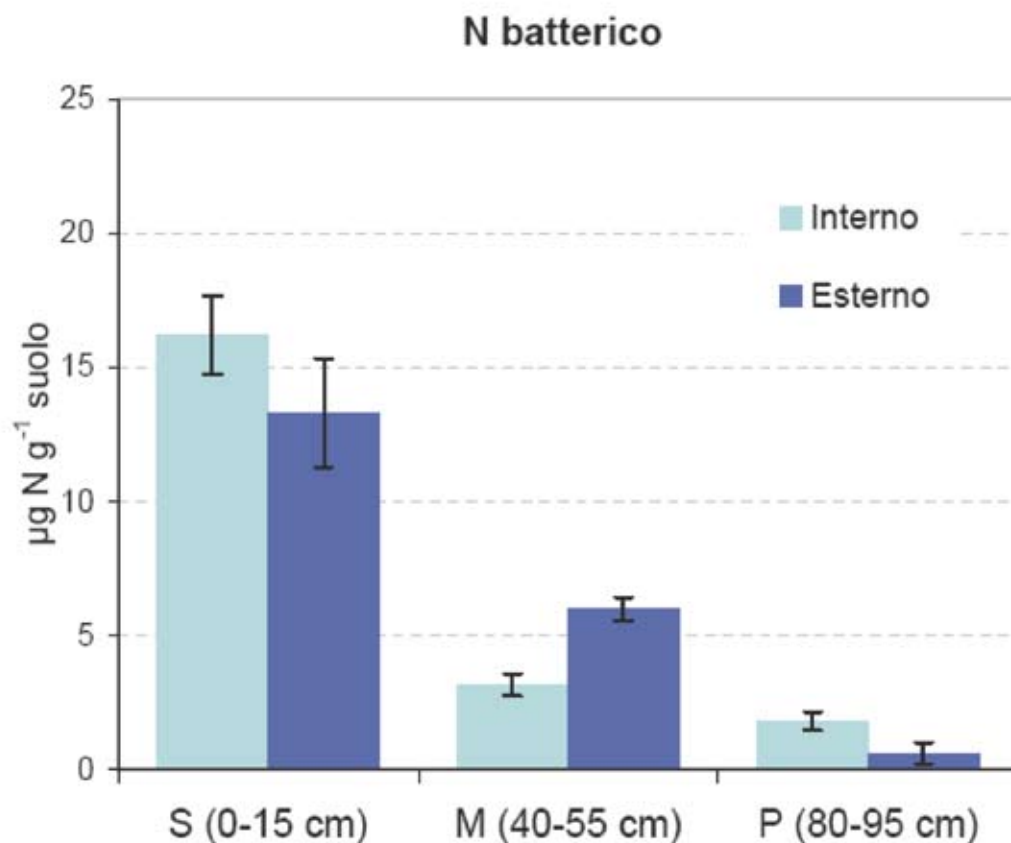


Figura 85: confronto fra l'N batterico nei 3 diversi orizzonti di suolo, fra l'interno e l'esterno (2009-2010).

4.6.3 Considerazioni finali

Lo studio dell'attività di denitrificazione è uno dei punti di forza di questo progetto di monitoraggio; infatti, la particolare progettazione del sito e la possibilità di gestire i deflussi possono consentire, con una gestione adeguata, un'ottimizzazione del principale processo di rimozione dell'azoto dalle acque.

Le elevate risorse investite nello studio del processo di denitrificazione, hanno permesso di incrementare notevolmente il quadro di conoscenze in materia (si veda anche la pubblicazione Gumiero *et al.*, 2011) e soprattutto di trarre delle indicazioni di carattere gestionale valide non solo per l'area tampone in questione ma esportabili ad altri contesti.

Influenza del deflusso sub-superficiale sull'attività di denitrificazione. L'influenza dei deflussi ipodermici sui processi chiave del ciclo dell'azoto nelle fasce tampone ripariali è stato ampiamente documentato (Mitsch *et al.*, 1977; LaBough, 1986; Chescheir *et al.*, 1988; Correll and Weller, 1989; Dosskey and Bertsch, 1994; Pinay *et al.*, 2000).

Studi recenti (Hefting *et al.* 2004) considerano questo aspetto prioritario nella regolazione delle dinamiche dell'azoto; infatti, se da un lato è noto che le potenzialità intrinseche dei suoli a denitrificare generalmente aumentano in vicinanza degli strati di suolo più superficiali, le variazioni del livello di falda sono il fattore che può determinare l'attivazione o al contrario l'inibizione del processo.

Burt *et al.* (2002), nelle conclusioni del progetto Europeo NICOLAS, comparando un rappresentativo numero di siti sperimentali, rilevano come il processo di denitrificazione sia generalmente più elevato là dove le particolari condizioni idrogeologiche favoriscono la presenza di deflussi in prossimità degli strati di suolo più superficiali per lunghi periodi. Ciò si verifica in genere nelle situazioni in cui orizzonti permeabili

di suolo giacciono su strati impermeabili e dove esiste una certa pendenza (5-10°) (Pinay and Burt, 2001). I risultati da noi ottenuti dimostrano che nei suoli a tessitura fine che caratterizzano questo sito sperimentale, le condizioni anossiche richieste per il processo di denitrificazione possono essere ottenute creando dei deflussi ipodermici direzionati dalle scoline di irrigazione (alimentate in continuo) verso delle scoline di drenaggio conferendo ai suoli una pendenza del 4-5%. Infatti i maggiori ratei di denitrificazione sono stati misurati nello strato di suolo mantenuto in saturazione dal deflusso indotto. Più precisamente il processo è risultato maggiormente attivo nello strato intermedio (40-55 cm di profondità), posto a confine fra la zona satura e quella insatura, dove i processi aerobici (come la nitrificazione) e quelli anaerobici (denitrificazione) possono alternarsi in stretta vicinanza.

D'altro canto la sperimentazione ha dimostrato anche che attraverso una corretta gestione dell'idrologia del sito non è possibile modificare altri fattori che limitano il processo di denitrificazione, quali le basse temperature invernali, la forte competizione con il processo di assorbimento vegetazionale in primavera e la ridotta presenza batterica negli strati più profondi di suolo.

Dinamiche idrologiche. Il monitoraggio a lungo termine ha anche dimostrato che quando il bosco ripario ha raggiunto una fase avanzata del suo processo di crescita (8-10 anni dall'impianto), la presenza della vegetazione può influenzare in modo considerevole le dinamiche idrologiche con delle ripercussioni nel livello di falda. In particolare la creazione di vie di deflusso preferenziale dovuto allo sviluppo degli apparati radicali e l'incremento dell'evapotraspirazione possono portare ad un generale abbassamento dei livelli di falda con conseguente inibizione del processo di denitrificazione.

In quest'ottica, la competizione fra piante e batteri non va letta solo in termini di utilizzazione dei nitrati ma anche di capacità della vegetazione arborea di influenzare l'idrologia dei suoli ed i processi batterici da essa dipendenti.

Infine, la gestione idraulica del sito sperimentale non permette di influire in modo significativo sui processi che si verificano nello strato di suolo più attivo e cioè quello superficiale, che al contrario è strettamente dipendente dagli eventi meteorici.

È noto che le precipitazioni sono in grado di attivare il processo di denitrificazione creando momentanee situazioni di anossia nei suoli (Ambus and Zechmeister-Boltenstern, 2007); anche nel corso della sperimentazione condotta nel sito di Mogliano si sono osservati elevati ratei di denitrificazione in coincidenza di eventi di pioggia significativi. Considerando che questi picchi di denitrificazione sono risultati distribuiti in modo molto disomogeneo all'interno dell'area tampone e che la loro frequenza è aumentata con la maturazione dell'area forestale, il processo di denitrificazione nello strato superficiale sembra avvenire nelle cosiddette zone *hotspots*, dove vengono a coincidere la presenza di condizioni di anossia e un'elevata disponibilità di carbonio organico e di nitrati derivanti da processi di mineralizzazione dei residui vegetazionali.

I tempi di conversione di un suolo agricolo in area tampone forestale. I risultati ottenuti dimostrano che l'area tampone inizia ad essere realmente efficiente in termini di rimozione dell'azoto dalle acque che la attraversano già durante il secondo anno dalla sua trasformazione, quando si osserva un deciso incremento della biomassa arborea ed erbacea (298 g/m² nel secondo anno invece di 104 g/m² nel primo anno). Nonostante questo, per avere un elevato incremento delle potenzialità dei suoli nello svolgimento del processo di denitrificazione, è necessario attendere il terzo anno quando i processi di sviluppo ed accrescimento tendono a stabilizzarsi; una volta raggiunta, questa potenzialità massima viene mantenuta, senza ulteriori incrementi, nel periodo successivo.

Durante i primi due anni, la potenzialità allo svolgimento del processo di denitrificazione nell'area tampone è comparabile con quello misurato in un'area agricola posta esternamente al sito sperimentale. Questo porta a pensare che la differenza in termini di potenzialità allo svolgimento del processo di denitrificazione fra le zone tampone forestali e quelle agricole sia principalmente dipendente da una trasformazione qualitativa (più elevata biodiversità) nella composizione della comunità microbica. Questo studio, ed altri altrettanto recenti (Wallenstein *et al.*, 2006; McGill *et al.*, 2010), dimostrano come la denitrificazione potenziale cambi in base alle stagioni ma anche in base ai diversi siti e come questi cambiamenti dipendano dalle dinamiche delle popolazioni microbiche denitrificanti.

I risultati riportati nel capitolo 4.8 supportano quest'ipotesi. Si osservi che questa visione non è quella prevalente in letteratura dove tipicamente il processo di denitrificazione viene visto come strettamente dipendente dai fattori ambientali a contorno (disponibilità di N e C e presenza di condizioni anossiche) (si veda anche Schimel, 2001 e McGill *et al.*, 2010)

Denitrificazione potenziale. Come atteso, nonostante la denitrificazione *in situ* (DNT) sia risultata maggiore nello strato di suolo intermedio, la massima potenzialità di denitrificazione (DEA+N+C) si ha di gran lunga nello strato di suolo superficiale e decresce drasticamente con l'aumento della profondità.

Ciò è in accordo con un numero significativo di esperienze (si veda ad esempio Lowrance, 1991 Hunt *et al.*, 2004; Hunt *et al.*, 2007; Munch and Velthof, 2007).

La denitrificazione potenziale con sola aggiunta di nitrati (DEA+N) nello strato superficiale aumenta gradualmente nel tempo. Ciò sta a significare che anche a dieci anni dalla conversione dell'area agricola in zona tampone forestata, la disponibilità di nitrati rappresenta ancora il maggiore fattore limitante nello strato superficiale; l'incremento di C_{org} nello strato superficiale di suolo è in grado di favorire la rimozione di più elevati quantitativi di azoto inorganico derivante dal processo di mineralizzazione della sostanza organica.

È noto infatti che la presenza di specie arboree decidue, come quelle presenti nel sito sperimentale, influenzano il contenuto di carbonio organico nel suolo (Menyailo *et al.*, 2002). L'incremento osservato nello strato superficiale non ha invece riguardato gli strati posti a maggiore profondità ad eccezione di quanto osservato nello strato intermedio (40-55 cm) della zona 3, posta vicino alla scolina di irrigazione e caratterizzata dalla presenza di specie arboree a rapido accrescimento (*Salix alba* in particolare). Questo confermerebbe il ruolo del tipo di piante e dell'idrologia nell'influenzare la distribuzione verticale del carbonio organico nei suoli (Jobbagy and Jackson, 2000).

Nello strato più profondo (80-95 cm) l'aggiunta di C e N o l'induzione di condizioni anossiche non sono in grado di incrementare il processo di denitrificazione, che sembra quindi prevalentemente condizionato dalla scarsa presenza di batteri a questa profondità.

Fattori critici nell'ottimizzazione della capacità tampone. Come già discusso i risultati dimostrano come un'adeguata gestione dell'irrigazione e una corretta sistemazione dei suoli (ampiezza e pendenza degli appezzamenti) siano dei fattori chiave per ottimizzare i processi di rimozione dell'azoto dalle acque. Particolare attenzione deve essere posta nel mantenere i deflussi sub-superficiali il più vicino possibile al piano campagna. Riguardo a questo aspetto, con l'accrescimento della vegetazione arborea e degli apparati radicali e nonostante un incremento dei volumi di irrigazione, si è osservato un generale abbassamento dei livelli della falda ipodermica. Se, come realisticamente prevedibile, questo trend non verrà interrotto dalla presenza dello strato impermeabile non fessurato posto alla profondità di 90-150 cm, nei prossimi anni il processo di denitrificazione potrà venire ulteriormente ridotto.

La disponibilità di carbonio organico è risultato essere uno dei fattori che maggiormente influenzano il processo di denitrificazione; esso viene reso disponibile (e lo sarà ancor di più nel tempo) dalla decomposizione dei residui vegetazionali. La selezione di specie a rapido accrescimento può quindi costituire un altro elemento importante da considerare in fase progettuale. Inoltre, come già descritto da McGill *et al.*, 2010, il tipo di vegetazione influenza l'attività microbica e una maggiore diversità può favorire la stabilità dei processi batterici, inclusa la denitrificazione.

4.6.4 Emissioni naturali di N_2O

Il processo di denitrificazione spesso non avviene in modo completo con la trasformazione dalle forme nitriche a quella molecolare biatomica del N_2 ma solo parziale, con l'emissione in atmosfera di NO e N_2O . N_2O è un potente gas serra, con una capacità intrinseca di contribuire a questo problema 298 volte superiore a quella della CO_2 , e con un apporto complessivo al processo di riscaldamento globale attualmente pari al 6%. Il 70% di N_2O viene emesso dai suoli.

In occasione dei rilievi effettuati per la misura dei ratei di denitrificazione è stato misurato anche il rilascio dai suoli del sito sperimentale di N₂O.

La Figura 86 riporta i ratei medi registrati in occasione delle campagne stagionali dal 1999 al 2010. Ad esclusione delle prime due campagne di rilievo, in cui si sono registrati valori particolarmente elevati e probabilmente dovuti alla fase di trasformazione in atto con elevata disponibilità di azoto nei suoli, dal 2002 le oscillazioni stagionali risultano più contenute con maggiori perdite nei periodi autunnali e con una riduzione delle emissioni in inverno.

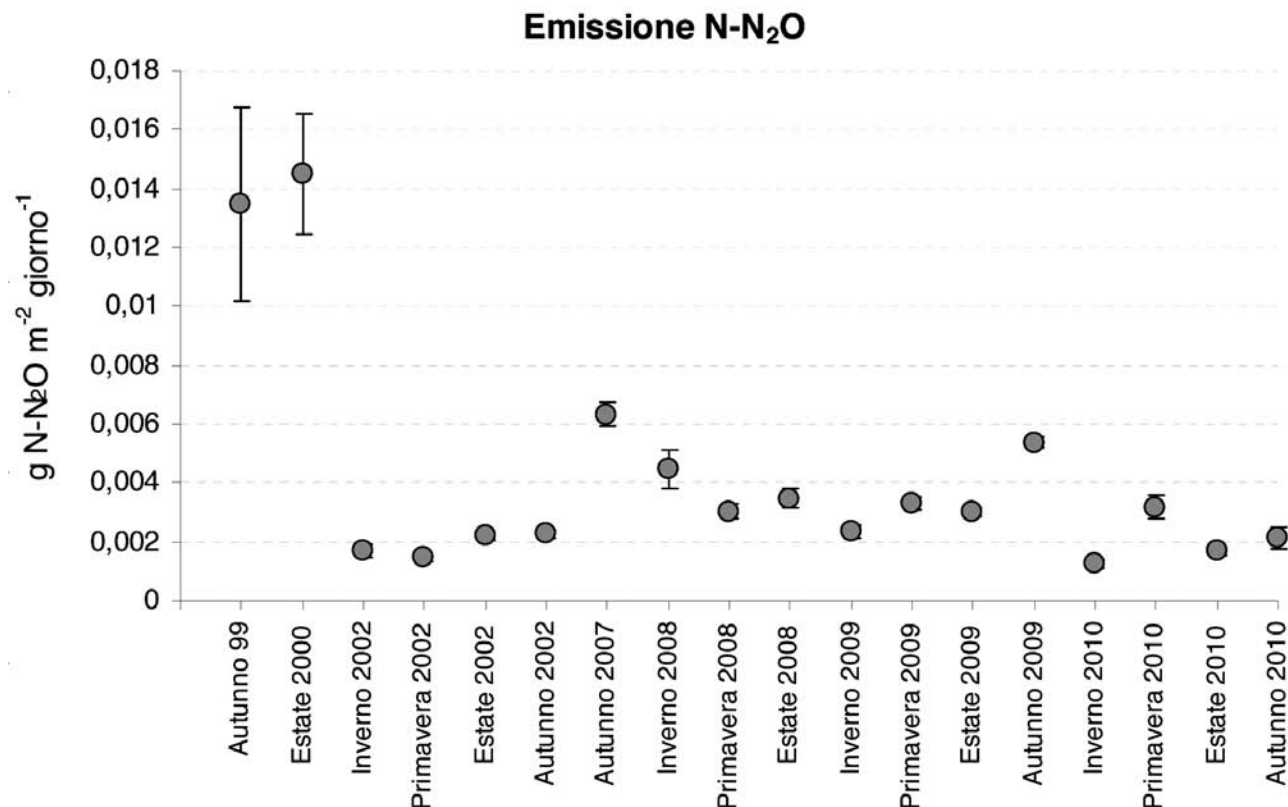


Figura 86: emissioni di N-N₂O dai suoli dell'area tampone registrate nel corso dei diversi campionamenti stagionali.

Partendo dai dati stagionali, attraverso un'interpolazione lineare ed un'integrazione numerica dei dati compresi fra i diversi campionamenti è possibile giungere ad una stima (necessariamente approssimata) delle perdite annuali:

	Kg N-N₂O ha⁻¹ anno⁻¹
2002	5,68 ± 0,23
2007-2008	12,96 ± 0,61
2009	10,47 ± 0,33
2010	6,15 ± 0,39

Considerando che i valori di denitrificazione nello strato superficiale variano fra i 40-90 Kg N ha⁻¹ anno⁻¹ si deduce che le perdite come protossido corrispondono al 10-20% del totale di azoto denitrificato.

4.7 Sviluppo vegetazionale nel tempo

4.7.1 Vegetazione erbacea e lettiera

Biomassa

La stima della produttività erbacea annua è stata effettuata mediante il massimo valore raggiunto dalla biomassa come peso secco per m². Il valore rilevato è da ritenersi sottostimato poiché non vengono considerate le perdite di foglie o di altre parti della pianta prima del campionamento della biomassa maggiore. In generale il massimo della biomassa della componente erbacea viene raggiunto nel periodo estivo o inizio autunno a seconda della struttura della comunità e delle condizioni meteorologiche.

L'andamento del sistema in termini di produzione di biomasse erbacee stimate durate gli otto anni di campionamento del sito sperimentale, anche se effettuato esclusivamente in coincidenza con i giorni di campionamento del suolo e delle acque, mostra un trend piuttosto chiaro (Figura 87) e caratterizzato da un notevole aumento dei valori di biomassa erbacea fino al 2005 (i primi 5 anni dalla realizzazione dell'impianto) a cui segue una netta riduzione dovuta all'aumento della copertura arborea.

Al contrario i valori di peso secco della lettiera hanno registrato un trend crescente continuo, dovuto inizialmente (fino al 2005) all'aumento della produttività erbacea e in seguito all'incremento della lettiera arborea.

Dalla differenza tra la biomassa erbacea estiva ed il totale della lettiera raccolta in autunno è stata effettuata una stima approssimativa, sicuramente per difetto, della componente fogliare arborea. Al fine di effettuare una misura più precisa della lettiera, oltre alla raccolta delle nove repliche di un metro quadro ciascuna effettuata durante il campionamento dei suoli e delle acque, per due anni (2009/2010) da ottobre a gennaio sono state raccolte anche le foglie degli alberi subito dopo l'abscissione (vedi cap 3.2). Questo ulteriore sforzo ha permesso di registrare nel 2009 una biomassa complessiva della lettiera di circa 72 quintali ettaro di cui si stima che 14 derivino dalla vegetazione erbacea e 58 q/ha dalle foglie arboree. Nel 2010 dopo il taglio della fila di alberi (salici ed ontani) più vicina alla scolina adacquatrice si è avuto una riduzione della componente fogliare della lettiera che si riduce a 40 quintali e un leggero incremento della erbacea con una biomassa media di 17 quintali.

In sintesi (Figura 87), nel sito sperimentale NICOLAS la produttività della vegetazione erbacea inizialmente di 710 kg/ha (estate 2000) è aumentata negli anni fino a raggiungere un picco nel 2005 di 2.700 kg/ha. In seguito si è ridotta a causa dell'ombreggiamento arboreo fino a registrare nel 2009/2010 un valore di circa 1.400/1.700 kg/ha.

Osservando più in dettaglio la produttività in termini di lettiera arborea stimata nel 2009 e nel 2010 e confrontando i valori tra le diverse file di alberi si osserva come le differenze siano dovute esclusivamente alla fila prospiciente i salici e gli ontani, i più produttivi sia in termini di biomassa fogliare che legnosa, tagliati prima della raccolta del 2010 (Tabella 42).

tra 1 e 2 fila quercia acero nocciolo m2		tra 2 e 3 fila quercia ontano m2		dopo 4 fila salice ontano m2	
2009	2010	2009	2010	2009	
257	280	472	525	1027	

Tabella 42: valori di biomassa in gr/m² della lettiera arborea nelle diverse zone del sito sperimentale.

Per un utile confronto si riportano alcuni valori stimati in 10 siti diversi (da medio sabbioso a limoso) della gola del Po in provincia di Rovigo durante una ricerca svolta tra il 1996 e il 1997. La produzione di biomassa erbacea calcolata variava da un minimo di 2000 kg/ha ad un massimo di 10000 Kg/ha mentre quella della lettiera arborea ha registrato un range che variava da 1000 a 4500 kg/ha.

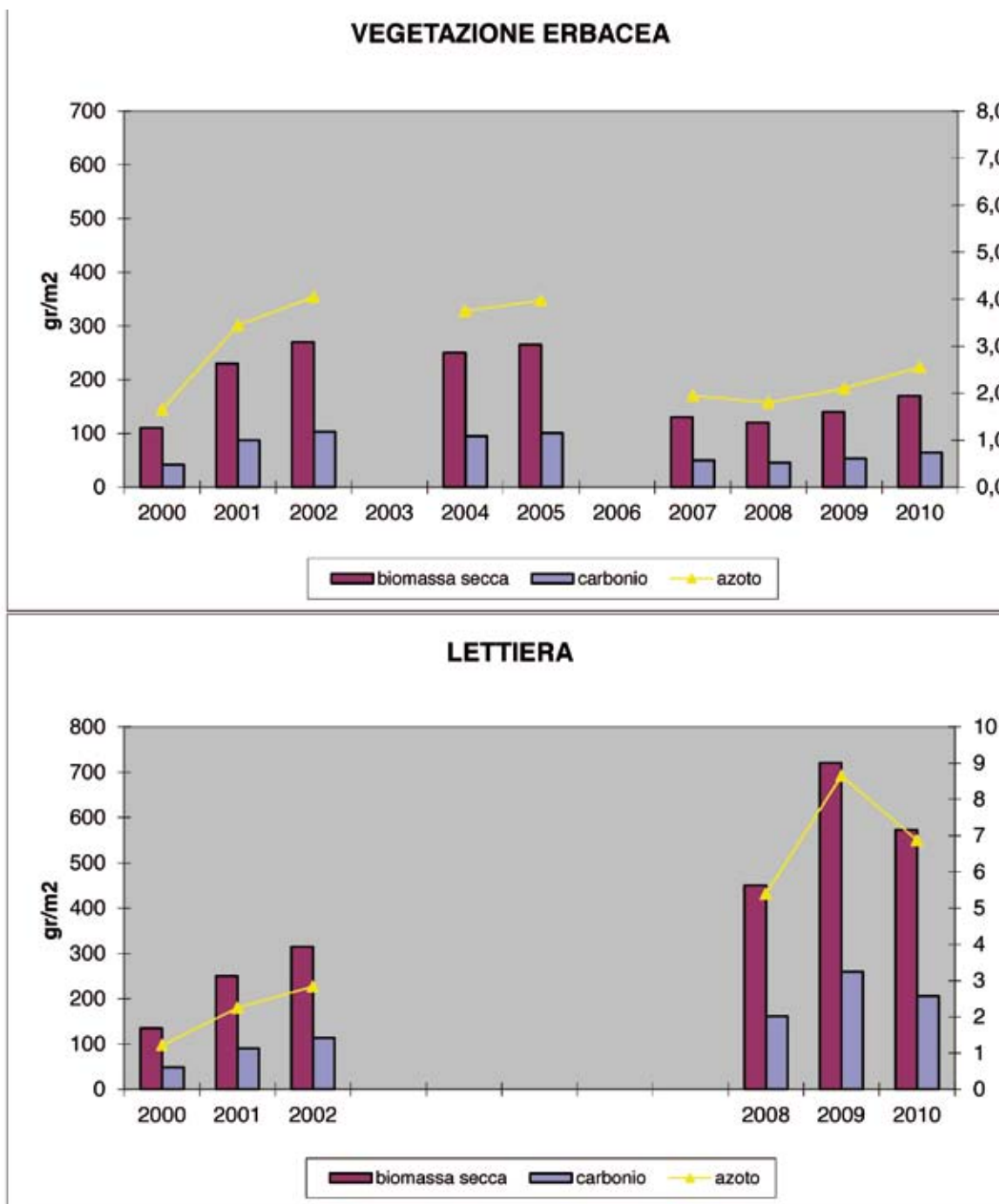


Figura 87: stima della produttività annua della vegetazione erbacea in alto; valori di biomassa secca della lettiera in basso.

Carbonio

Per stimare la fissazione della CO₂ atmosferica negli impianti di arboricoltura da legno in genere si usa assumere che

$$1 \text{ g s.s.} = 0.5 \text{ g C} = 1.83 \text{ g CO}_2 \text{ atmosferica fissata}$$

I valori in percentuale del contenuto di carbonio da noi rilevati variano da 27 a 43% con un valore medio di 37%. Ciò significa che dopo dieci anni di maturazione il sito sperimentale Nicolas è in grado di fissare 2300 kg/ha di carbonio “dinamico” all’anno corrispondenti a 8 t/ha di CO₂. Questa frazione del carbonio

è definita dinamica perché viene messa a disposizione della biomassa batterica del suolo in tempi brevi e va ad incrementare il contenuto di carbonio del suolo contribuendo ad aumentare il contenuto di sostanza organica e di conseguenza anche la qualità dei suoli. Questo dato risulta particolarmente interessante se si considera che il tenore di anidride carbonica nell'atmosfera è elevato e le implicazioni sull'ambiente e sul clima sono numerose. Per cui emerge la necessità sia di contenere le emissioni di gas serra nell'atmosfera sia di promuovere la fissazione della CO₂, specialmente da parte degli ecosistemi agroforestali.

Azoto

L'azoto assimilato dalla vegetazione nella sua componente più dinamica rappresenta un fattore importante nel ciclo dell'azoto, in particolare nel sito Nicolas in cui lo strato superficiale risulta azoto limitante. Le percentuali di azoto rilevate nella lettiera sono dell'ordine di 0,9 nei primi tre anni, periodo in cui è la vegetazione erbacea a caratterizzare maggiormente la composizione della lettiera, e di 1,2 negli ultimi tre anni di indagine.

È possibile quindi affermare che nella vegetazione erbacea e nella componente fogliare degli alberi e arbusti nel 2009 sono stati assimilati circa 87 kg/ha di azoto dinamico mentre nel 2010 69 kg/ha. Questo pool di azoto viene per lo più assimilato (sottratto) nello strato intermedio ed in quello profondo, in seguito attraverso la decomposizione della lettiera va ad arricchire lo strato superficiale con beneficio delle comunità batteriche potenzialmente più attive e diversificate nei primi 10-15 cm di suolo.

A dimostrazione di ciò come riportato nel capitolo 4.2.3 (Figura 47) i valori medi annui di azoto inorganico misurato nei suoli, nei tre strati indagati, mostrano un netto e significativo incremento del valore nello strato superficiale. Al contrario negli strati intermedio e profondo si evidenzia una leggera diminuzione.

In particolare si osserva:

- fino al 2005, una differenza fra i diversi strati, con un contenuto significativamente maggiore nello strato intermedio (40-55 cm), che, ricordiamo è quello maggiormente interessato dal deflusso sub-superficiale delle acque di irrigazione; tale differenza viene invertita a seguito dell'apporto derivante dalla mineralizzazione della lettiera a partire dal 2008;
- l'andamento registrato evidenzia, rispetto all'anno di allestimento del sito (2000), una forte riduzione della disponibilità di nitrati nei suoli nel corso del secondo (2001) e terzo anno (2002) di campionamento; ciò è imputabile principalmente alla grossa richiesta da parte della vegetazione nelle fasi iniziali del proprio sviluppo;
- a partire dal 2005, e con piena evidenza nel 2009 nello strato superficiale, si registra un incremento della disponibilità di azoto imputabile a processi di mineralizzazione nella lettiera. Difficilmente interpretabile l'incremento nello strato intermedio registrato nel periodo 2004-2005 e non confermato dai dati del 2008.

4.7.2 Vegetazione arborea

L'abbattimento dell'azoto avviene principalmente attraverso due processi: la denitrificazione, descritta nel capitolo 4.6 e l'assorbimento da parte della vegetazione, che nel sito Nicolas è caratterizzata da una notevole diversità con specie erbacee, arbustive ed arboree formando un bosco vero e proprio. Abbiamo già esaminato la componente più dinamica (Cap. 4.7.1) e ora facciamo lo stesso con la componente legnosa epigea. Questa componente se tagliata ed asportata, può di fatto contribuire alla rimozione vera e propria dal sistema di carbonio, azoto e fosforo.

La biomassa legnosa prodotta, durante i 10 anni di gestione forestale del sito sperimentale Nicolas, risulta alquanto diversificata con un'attesa disparità tra la crescita delle specie igrofile in particolare *Salix alba* e altre specie a legno duro come la quercia (Tabella 43). La produttività complessiva del sito è risultata dell'ordine delle 12 tonnellate che corrispondono a 35 t per ettaro per 10 anni.

È possibile quindi affermare che il sistema Nicolas ha sottratto nel corso di 10 anni di attività 17 t di carbonio, 130 kg di azoto e 28 kg di fosforo; in tabella 18 questi valori sono stati utilizzati come valori di riferimento per stimare la produttività e la rimozione di tutti e 30 gli ettari adibiti a buffer zone gestiti dal Consorzio Acque Risorgive.

Peso kg	Fila 1	Fila 2	Fila 3	Fila 4	
<i>Salix alba</i>	4500				4500
Ontano	1107	1002			2109
Acero			475	616	1091
Quercia		409	365	420	1193
<i>Salix triandra</i>	156				156
Prunus	101	228	206	135	669
Nocciolo		634	407	283	1324
Biancospino		89	448		537
Orniello				173	173
	5863	2362	1901	1626	11752

Tabella 43: valori di biomassa in Kg della componente arborea nelle diverse file del sito sperimentale al decimo anno dall'impianto.

	Pesi	Buffer zone
KG	ettaro	30 ha
Biomassa	35.119	1053.557
carbonio	17.208	516.243
Azoto	130	3.898
Fosforo	28	843

Tabella 44: valori di biomassa legnosa per ettaro di carbonio, azoto e fosforo al decimo anno dall'impianto.

4.8 Caratterizzazione microbiologica dei suoli e delle acque

4.8.1 Suoli

I campioni di suolo sono stati prelevati dalle tre diverse zone (Ab1, Ab2 e Ab3) alle tre profondità stabilite (S, M e D). Poiché la variabilità riferita alle tre diverse zone, peraltro analizzate in triplicato, non risultava apprezzabile, si è deciso di accorpare tutti i dati in un'unica considerazione che tiene conto esclusivamente delle tre profondità. A diverse stagioni di prelievo è stato determinato il numero di batteri vitali, di quelli metabolicamente attivi (CTC+) e di quelli coltivabili (CFU) nei campioni di terreno provenienti sia dal sito sperimentale che da un analogo terreno agricolo esterno, a tre diverse profondità.

I valori ottenuti, riportati nella tabella 45, indicano che gli strati superficiali sono sempre più ricchi di microrganismi mentre i più profondi risultano meno popolati, con differenze di almeno un logaritmo. Inoltre, in linea con precedenti studi, la popolazione di batteri coltivabili rappresenta sempre una ridotta percentuale di quelli metabolicamente attivi che a loro volta ammontano ad una percentuale della popolazione vitale. Mentre quest'ultima sembra non risentire, almeno in termini numerici, dei trattamenti applicati poiché i numeri non cambiano significativamente nel terreno esterno, è da notare un incremento del numero dei batteri metabolicamente attivi che aumentano di almeno un logaritmo all'interno del sito sperimentale e che quindi sembrano rispondere in modo significativo agli speciali trattamenti che il suolo ha subito e alla presenza ed all'intenso sviluppo della vegetazione di nuova introduzione.

		Suolo Interno al sito			Suolo Esterno al sito		
		Living	CTC+	CFU	Living	CTC+	CFU
1° anno							
Marzo	S	1.1 10 ⁹	1.9 10 ⁸	1.4 10 ⁷	nd	nd	nd
	M	3.0 10 ⁸	1.2 10 ⁸	6.4 10 ⁶	nd	nd	nd
	D	6.5 10 ⁷	1.4 10 ⁷	9.3 10 ⁵	nd	nd	nd
Aprile	S	9.4 10 ⁸	1.6 10 ⁸	9.8 10 ⁶	nd	nd	nd
	M	2.1 10 ⁸	3.0 10 ⁶	2.0 10 ⁶	nd	nd	nd
	D	4.5 10 ⁷	1.0 10 ⁶	1.9 10 ⁵	nd	nd	nd
Luglio	S	2.1 10 ⁹	5.9 10 ⁸	8.8 10 ⁶	nd	nd	nd
	M	1.3 10 ⁹	2.6 10 ⁸	1.9 10 ⁶	nd	nd	nd
	D	1.6 10 ⁸	2.0 10 ⁸	3.2 10 ⁵	nd	nd	nd
Ottobre	S	2.1 10 ⁹	3.7 10 ⁸	1.5 10 ⁷	6.0 10 ⁸	3.1 10 ⁷	2.4 10 ⁷
	M	3.9 10 ⁸	4.8 10 ⁷	3.2 10 ⁶	2.3 10 ⁸	7.6 10 ⁶	1.9 10 ⁶
	D	1.0 10 ⁸	2.2 10 ⁷	1.5 10 ⁶	4.6 10 ⁷	2.0 10 ⁶	1.5 10 ⁶
2° anno							
Aprile	S	1.7 10 ⁹	7.0 10 ⁸	3.8 10 ⁶	nd	nd	nd
	M	2.6 10 ⁸	2.7 10 ⁷	5.3 10 ⁵	nd	nd	nd
	D	1.1 10 ⁸	nd	2.2 10 ⁵	nd	nd	nd
Ottobre	S	1.8 10 ⁹	7.7 10 ⁷	1.5 10 ⁷	6.3 10 ⁸	2.2 10 ⁷	1.5 10 ⁷
	M	3.3 10 ⁸	4.5 10 ⁷	3.3 10 ⁶	2.2 10 ⁸	1.1 10 ⁷	5.2 10 ⁶
	D	1.1 10 ⁸	7.5 10 ⁶	5.3 10 ⁵	1.2 10 ⁸	2.3 10 ⁶	3.5 10 ⁵

Tabella 45: valori relativi al numero di batteri vitali, metabolicamente attivi (CTC+) e coltivabili (CFU) riscontrati nel suolo del sito sperimentale e in un terreno esterno. S: strato superficiale (0-15 cm), M: strato intermedio (40-55 cm), D: strato profondo (80-95 cm).

Con l'obiettivo di valutare la biodiversità della frazione coltivabile, su un totale di 1500 colonie isolate è stato estratto il DNA ed amplificato via PCR il frammento ribosomale 16s. I profili ARDRA ottenuti sono stati analizzati con adatto software.

Dai campioni raccolti all'interno della fascia tampone si ottiene un numero di OTUs (*Operational Taxonomic Units*) che oscilla tra 60 e 83, con i valori più elevati registrati nel periodo estivo e con lo strato superficiale che si differenzia dagli altri due fornendo valori costantemente superiori (Figura 88).

Dalla medesima figura è possibile confrontare i dati ottenuti dai due terreni, rispettivamente interno ed esterno al sito sperimentale. I valori risultano sempre superiori per i suoli interni, per tutti gli strati di suolo analizzati, indicando chiaramente che il sistema artificiale allestito nel sito sperimentale sostiene la biodiversità microbica in maniera determinante.

Ottenute le sequenze del rDNA 16S degli isolati si è potuto verificare la loro collocazione tassonomica. La maggior parte dei generi risulta appartenere alla divisione dei *Firmicutes* e degli *Actinobacteria*, mentre porzioni minoritarie risultano appartenere a Gamma-, Alpha- e Beta-proteobatteri, ed alcuni sporadici rappresentanti di flavobatteri e di generi non classificati.

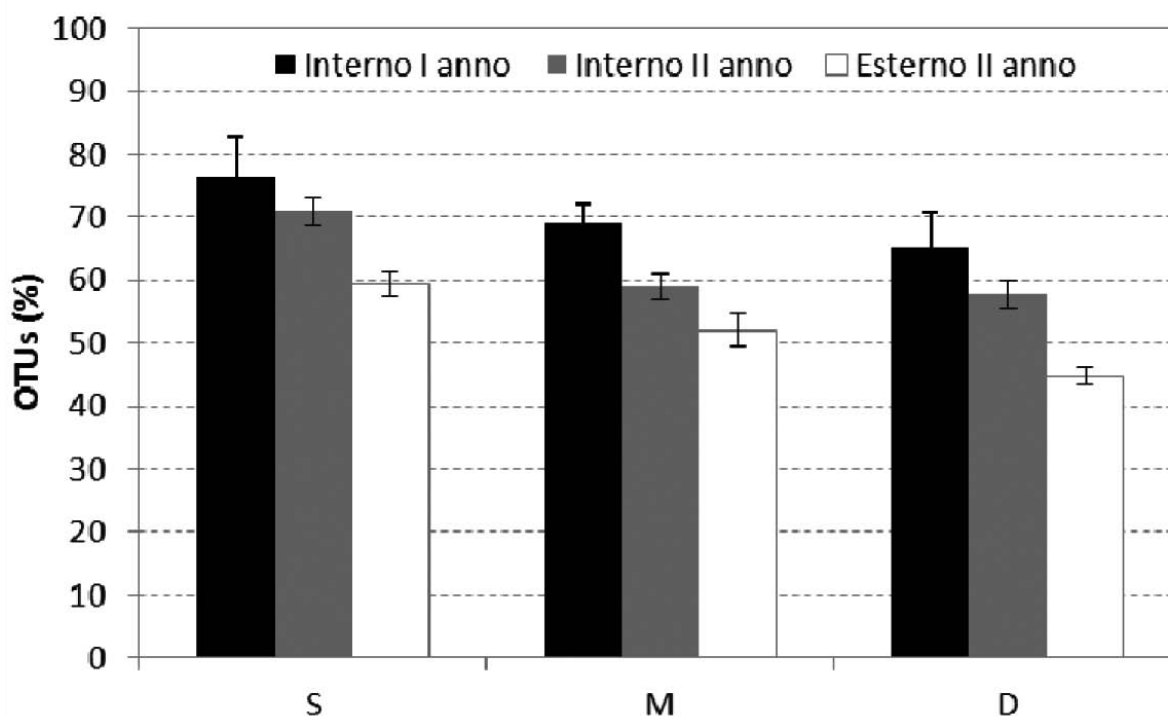


Figura 88: OTUs (%) ottenuti dalle analisi ARDRA a carico degli isolati ottenuti dal suolo della fascia tampone e da suoli esterni. I valori rappresentano la media di tre diversi campioni \pm SD.

Dalla figura 89a è possibile osservare che mentre il numero di *Firmicutes* aumenta, all'aumentare della profondità del suolo, gli attinobatteri diminuiscono. Tutto ciò rappresenta una interessante fotografia dell'effetto che il sistema artificiale allestito opera sulle popolazioni microbiche. Infatti, se tra i *Firmicutes* sono prevalentemente presenti gruppi batterici gram positivi, sporigeni, capaci di adattarsi a condizioni avverse o estreme (es. suoli profondi nei quali ossigeno e nutrienti risultano più scarsi), gli attinobatteri sono generalmente più attivi laddove sia presente ossigeno e sostanza organica.

Il successivo anno è stato poi possibile mettere a confronto due stagioni e paragonare i risultati ottenuti da suoli interni con quelli esterni. I dati, riportati in figura 89B e figura 89C, mostrano che nei suoli interni alla fascia tampone, a fronte di un analogo trend nel periodo primaverile, gli *Actinobatteri* aumentano con la profondità nel periodo autunnale.

Ancora più interessante è notare che nei terreni esterni questa stessa divisione, gli attinobatteri, risulta sempre più numerosa rispetto ai *Firmicutes*. Una probabile spiegazione deriva dal fatto che i terreni esterni vengono regolarmente lavorati portando così ad un rimescolamento delle popolazioni microbiche.

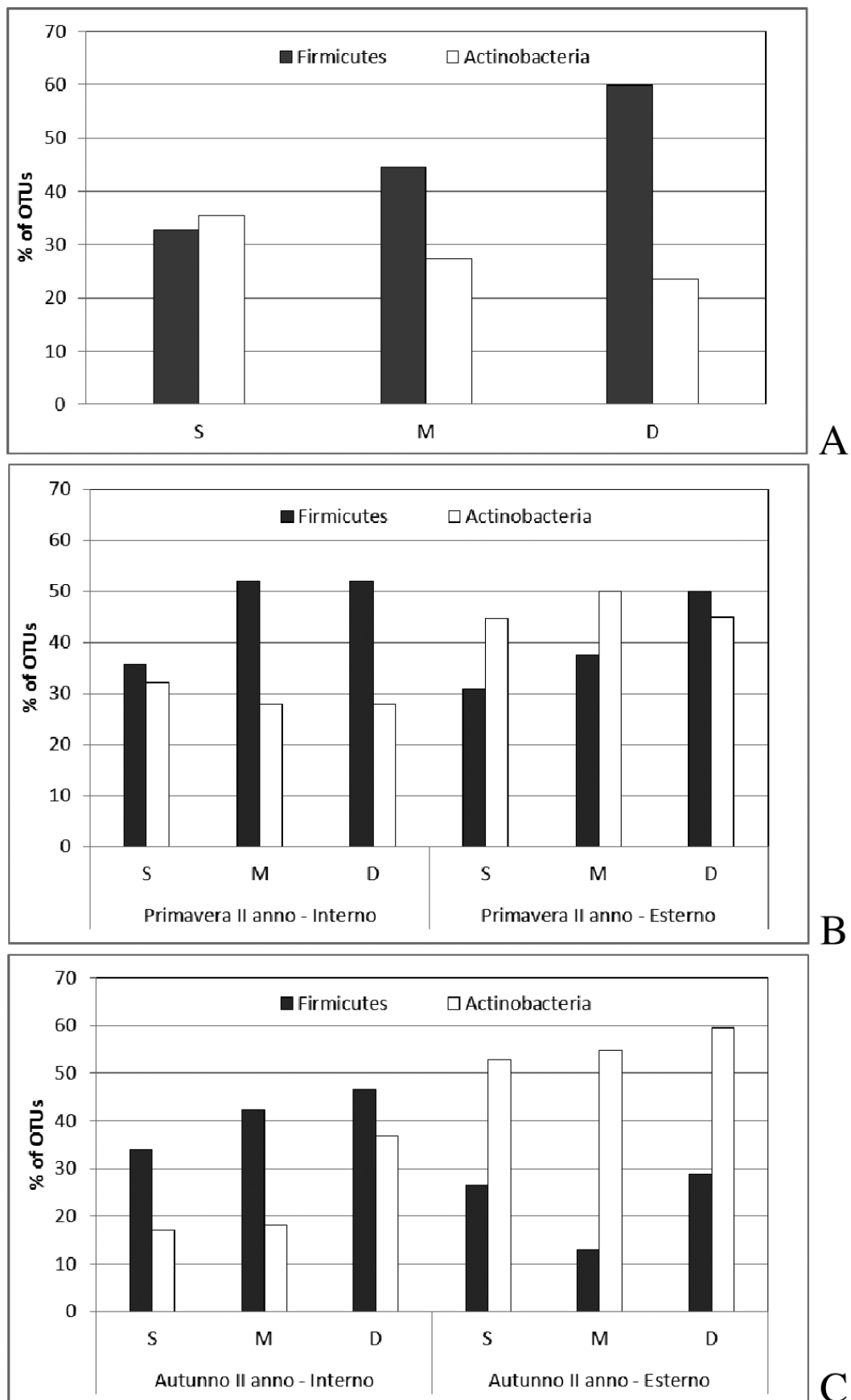


Figura 89: distribuzione delle popolazioni coltivabili del suolo. A: suoli interni, stagione primaverile del primo anno; B: suoli interni ed esterni, stagione primaverile del secondo anno; C: suoli interni ed esterni, stagione autunnale del secondo anno.

Le relazioni che intercorrono tra le popolazioni coltivabili del suolo sono state ulteriormente elaborate mediante l'analisi PCA (*Principal Component Analysis*). La relativa figura 90 mostra che sia la profondità del suolo che la stagionalità producono effetti chiari sulla distribuzione spazio-temporale delle comunità microbiche.

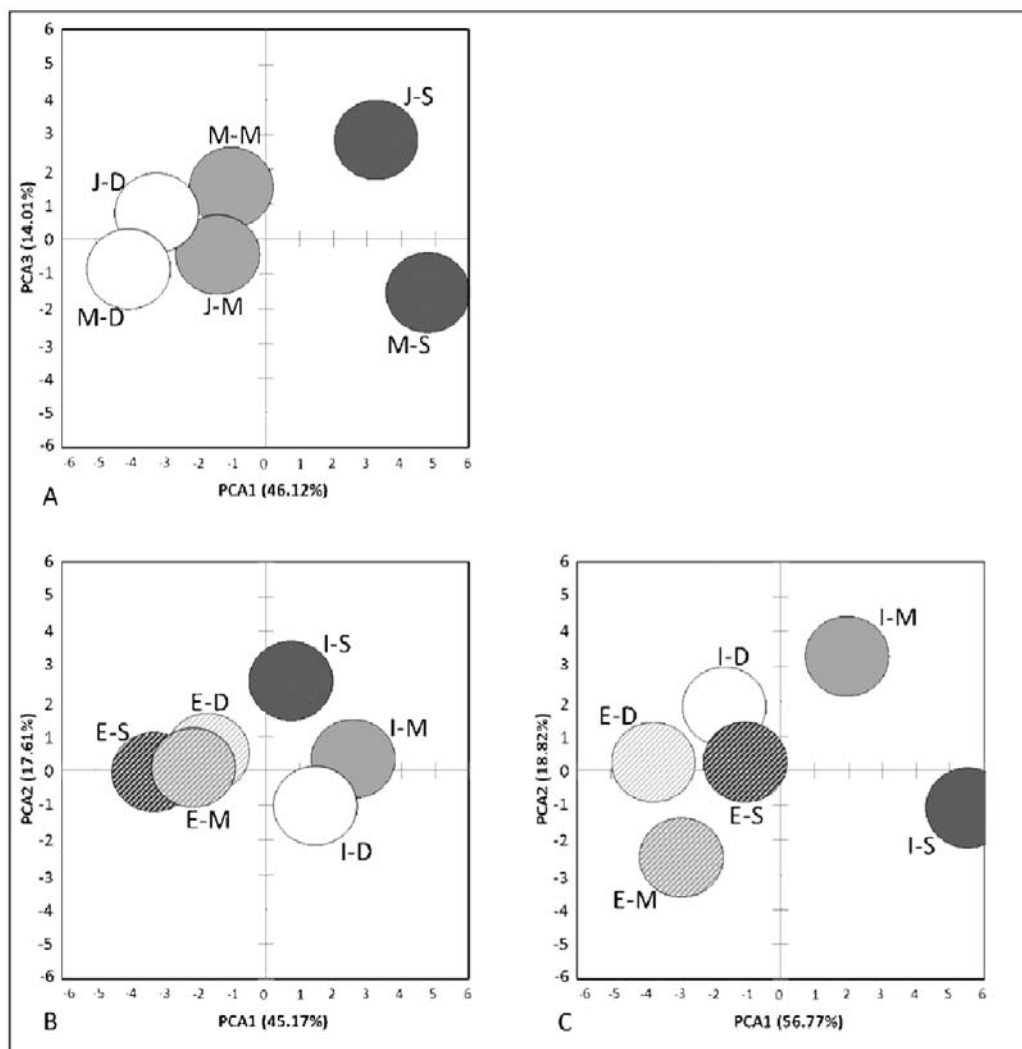


Figura 90: PCA (Principal Component Analysis) delle popolazioni microbiche dei suoli interni ed esterni alle tre profondità studiate, sulla base dell'analisi del rDNA 16S. A: marzo (M-) e luglio (J-) del primo anno; B: aprile del secondo anno; C: ottobre del secondo anno. E- ed I-: Esterno ed Interno; S, M e D: strati Superficiale, Medio e Profondo.

Al fine di identificare la comunità microbica totale, indipendentemente dalla loro coltivabilità, è stato estratto il DNA direttamente dal suolo e la regione V6-V8 del 16s rDNA amplificata e utilizzata per l'analisi DGGE. Ancora una volta l'abbondanza delle specie microbiche è risultata maggiore all'interno del sito sperimentale. Si può notare dalla figura 91 che la clusterizzazione dei profili relativi al suolo della fascia tampone indica chiaramente una separazione della microflora nei tre diversi strati di suolo.

Al contrario, il dendrogramma mostra come i dati relativi ai terreni esterni alla zona sperimentale non producono *cluster* separati per i vari strati di suolo. Incrociando tutti i dati, che rappresentano la sintesi di un numero elevato di analisi, si osservi come le separazioni permangano chiaramente per tipologia di suolo (esterno ed interno), e come nella fascia tampone i tre strati abbiano ormai assunto peculiarità ben definite in termini di popolazioni microbiche residenti.

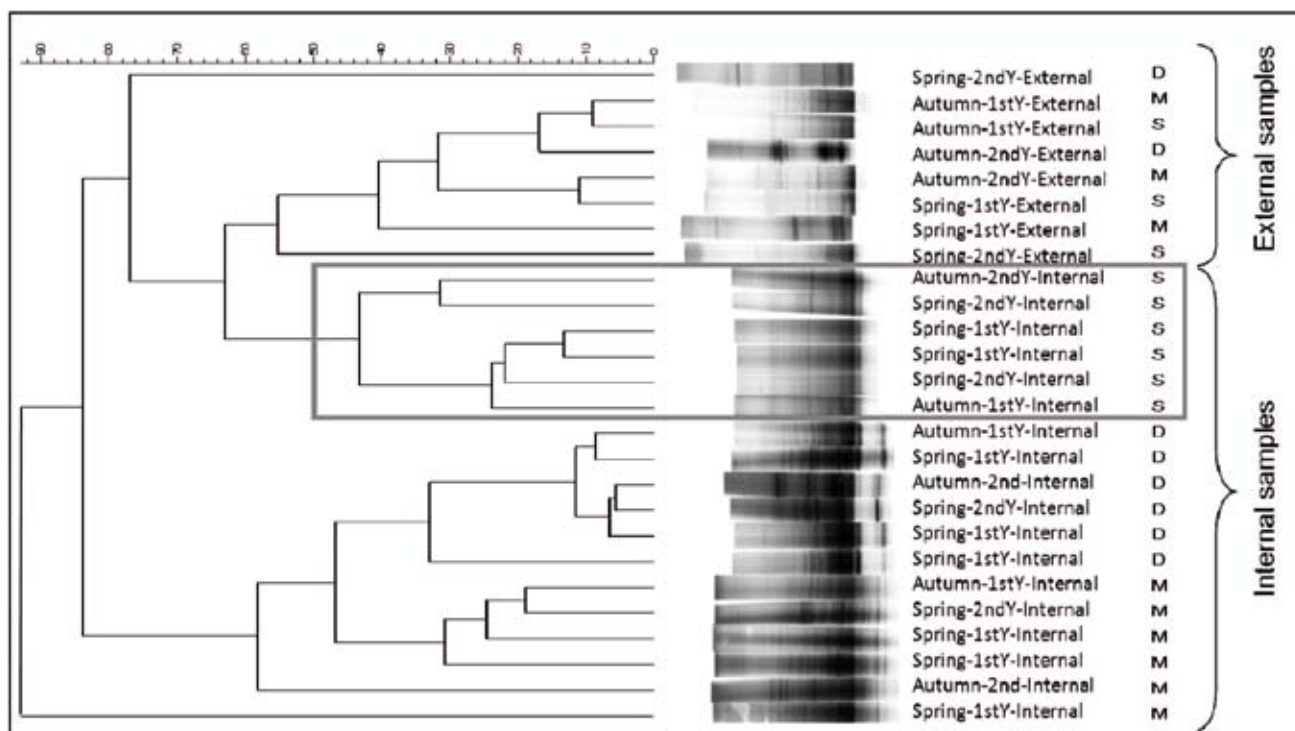


Figura 91: DGGE *clusters analysis* delle comunità microbiche dei suoli Interni ed Esterni alla fascia tampone relative a due anni e due stagionalità. S, M e D: strati Superficiale, Medio e Profondo; 1stY e 2ndY indicano 1° e 2° anno. La matrice di similarità per ciascun campione è stata determinata mediante correlazione di Pearson e il clustering è stato prodotto tramite BioNumerics.

L'identificazione tassonomica di un elevato numero di specie batteriche isolate dalla fascia tampone ha infine messo in luce che, sebbene un discreto numero di esse sembra essere presente in tutti i campioni, la struttura della comunità batterica della fascia tampone risulta essere chiaramente influenzata dalla presenza delle piante e, naturalmente, dall'input di azoto combinato presente nelle acque di irrigazione derivate dal fiume Zero. In particolare risulta che la comunità microbica non viene modificata in termini di numerosità totale, ma piuttosto in termini di diversità. La presenza di *Firmicutes* come membri dominanti della popolazione batterica rende abbondantemente conto delle elevate attività denitrificanti riscontrate. Riassumendo, è oggi possibile stabilire che:

- la comunità microbica rinvenuta nella fascia tampone risulta metabolicamente molto più attiva rispetto a quella di un analogo terreno esterno al sito sperimentale;
- si osservano maggiori livelli di biodiversità microbica all'interno della fascia tampone;
- le attività microbiche, così come i livelli di biodiversità seguono il profilo del suolo: lo strato superficiale mostra un maggior numero di *taxa bacterici* e attività metabolica più pronunciata rispetto allo strato intermedio e soprattutto rispetto a quello profondo e un certo numero di specie batteriche sembra stabilizzarsi specificamente in uno solo dei tre strati analizzati;
- le fluttuazioni stagionali delle popolazioni microbiche possono essere monitorate con successo e mostrano andamenti molto diversi se confrontate con i suoli esterni alla fascia sperimentale;
- è possibile affermare che le condizioni create attraverso la speciale gestione di questo sito si sono rivelate effettivamente capaci di sostenere l'aumento della biodiversità microbica e soprattutto di promuovere la denitrificazione batterica (come riportato in altri capitoli);
- le specie vegetali introdotte ex novo nel sito si sono velocemente ed copiosamente sviluppate contribuendo alla rimozione dell'eccesso di azoto presente nelle acque del fiume Zero tramite (i) diretta assimilazione radicale e (ii) supporto indiretto alla microflora del suolo grazie al rilascio di abbondante sostanza organica.

4.8.2 Analisi di comunità microbiche specifiche

Per lo studio delle comunità microbiche denitrificanti è stata condotta un'analisi specifica sul gene *nirK* che codifica una delle due tipologie di Nitrito riduttasi, enzima indispensabile per la conversione dei nitriti a monossido di azoto durante il processo di denitrificazione.

Lo studio è stato effettuato su repliche di campioni di suolo prelevati a tre diverse profondità sia all'interno della fascia tampone sia in un'area agricola limitrofa. L'indagine ha riguardato due stagioni (ottobre 2009 e marzo 2010).

In entrambe le stagioni, l'amplificazione del gene *nirK* è stata ottenuta per i campioni superficiali e dello strato intermedio sia nei suoli interni che in quelli esterni all'area tampone (Figura 92).

Al contrario, la scarsa quantità di DNA batterico presente nello strato profondo non ha permesso l'amplificazione del gene dai suoli prelevati a questa profondità. Questa può essere già considerata una prima conferma, anche se molto qualitativa, della maggiore presenza di denitrificanti negli strati superficiali ed intermedio rispetto a quello profondo.

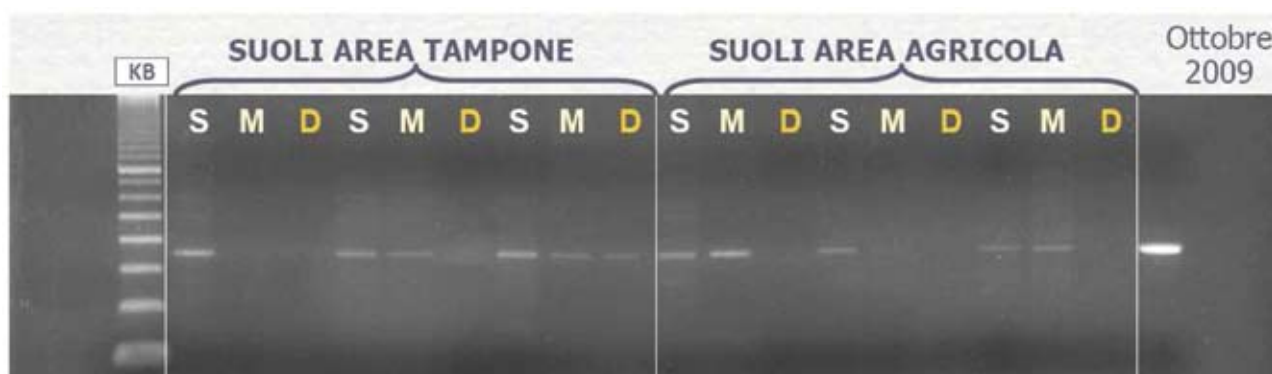


Figura 92: amplificazione (PCR) del gene *nirK* ottenuta nei suoli prelevati a diverse profondità (S=superficiale; M=intermedio; D=profondo) nell'ottobre 2009, sia all'interno dell'area tampone sia nell'area agricola limitrofa.

I campioni degli strati superficiale ed intermedio in cui era stata ottenuta una migliore amplificazione sono stati in seguito separati mediante DGGE (*Denaturing Gel Gradient Electrophoresis*); questa tecnica permette di separare frammenti di DNA della stessa lunghezza ma con diverse sequenze di basi.

Il numero e l'intensità delle bande ottenute riflette il numero e l'abbondanza relativa delle diverse specie microbiche contenenti, e presumibilmente capaci di esprimere, il gene in oggetto. Le successive figura 93 e figura 94 riportano un'immagine dei gel ottenuti per ottobre 2009 e marzo 2010.

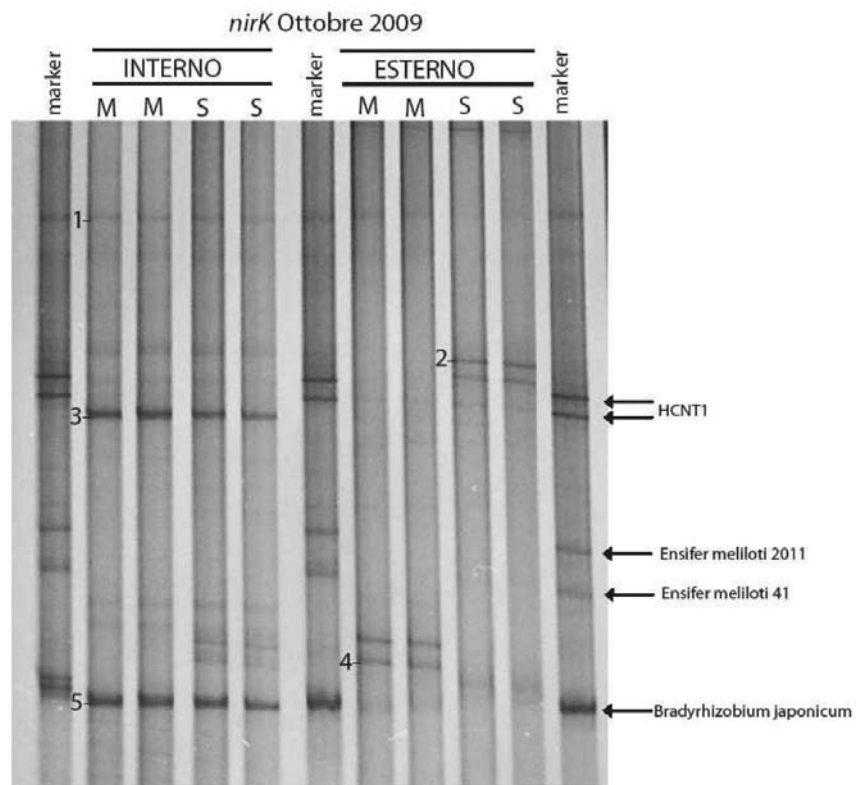


Figura 93: analisi DGGE relativa ai campioni interni ed esterni all'area tampone effettuato nell'ottobre 2009. Ogni banda può rappresentare una particolare specie microbica. Le bande numerate sono quelle che sono state sequenziate. M ed S si riferiscono rispettivamente ai campioni dello strato intermedio e superficiale.

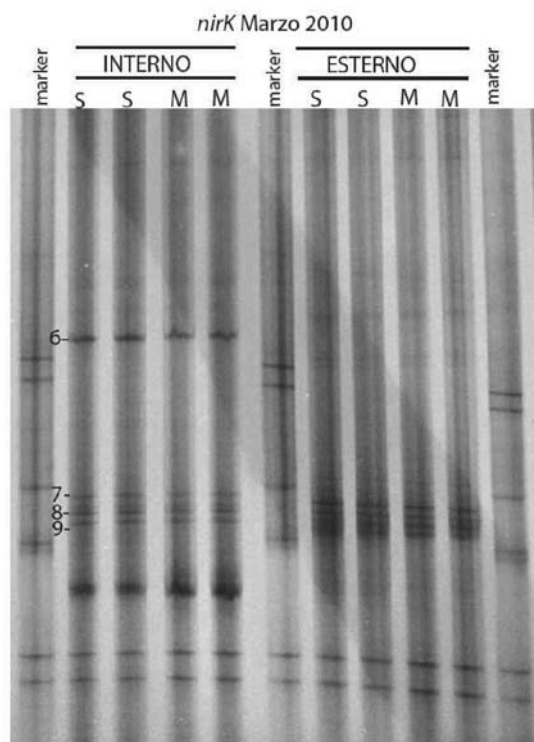


Figura 94: analisi DGGE relativa ai campioni interni ed esterni all'area tampone effettuato nel marzo 2010. Ogni banda può rappresentare una particolare specie microbica. Le bande numerate sono quelle che sono state sequenziate. M ed S si riferiscono rispettivamente ai campioni dello strato intermedio e superficiale.

Dal conteggio delle bande, si osserva una differenza significativa nel numero di specie denitrificanti fra i suoli interni e quelli esterni all'area tampone (Tabella 46). Questo indica che la conversione dell'area agricola in un'area tampone boscata favorisce l'incremento della biodiversità batterica nei suoli.

	SUPERFICIALE		INTERMEDIO	
	Interno	Esterno	Interno	Esterno
2009 Ottobre	26	9	25	15
2010 Marzo	22	14	21	16

Tabella 46: numero di bande conteggiate nei suoli interni ed esterni all'area tampone a diverse profondità..

Ulteriori indicazioni possono essere ottenute attraverso la *cluster analysis* i cui risultati sono rappresentati nel seguente dendrogramma (Figura 95).

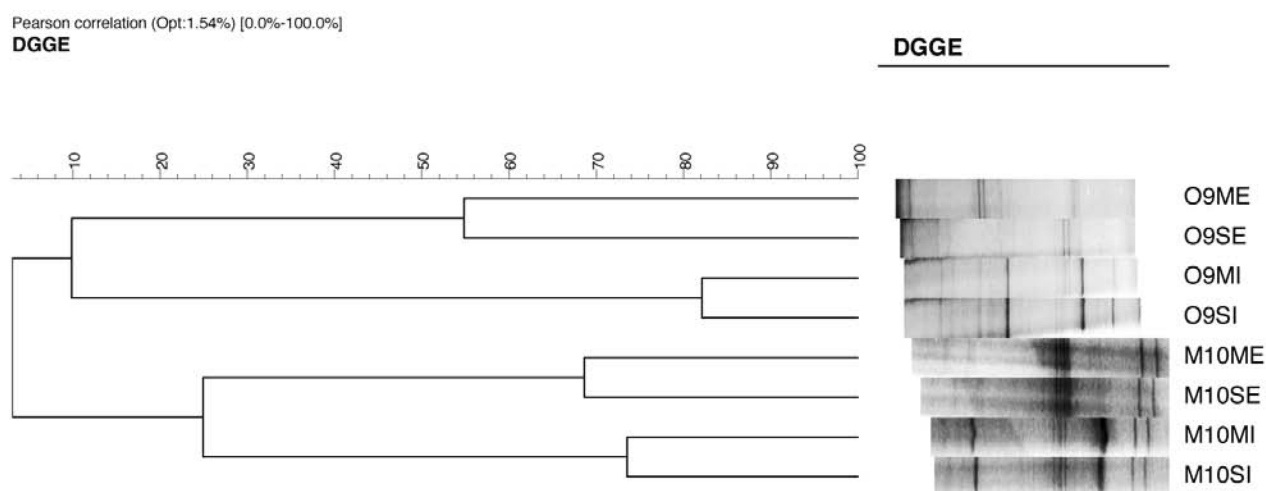


Figura 95: dendrogrammi relativi ai campioni di marzo 2010 (M10) e ottobre 2009 (O9) per i seguenti strati: SI= superficiale interno all'area tampone, MI= intermedio interno, SE=superficiale esterno, ME= intermedio esterno.

Si osservi come la maggiore differenza fra le comunità di denitrificanti dipenda dalla stagionalità con una distinzione netta delle specie rinvenibili al termine della stagione invernale e quelle presenti nella stagione autunnale. In ciascuna delle due stagioni si registra una netta separazione fra le comunità presenti all'interno ed all'esterno dell'area tampone. Meno evidente invece la distinzione fra gli strati di suolo superficiale ed intermedio.

Alcune delle bande separate mediante DGGE sono state sequenziate e confrontate con le sequenze registrate nelle banche dati ottenendo le informazioni riassunte nella seguente tabella 47.

Source of band	Related species name	Division/ Family	Similarity
1	Ensifer sp. R-32544	Alphaproteobacteria	98%
2	Pseudomonas fluorescens Pf0-1	Gammaproteobacteria	85%
3	Rhizobiales bacterium N21	Alphaproteobacteria; Rhizobiales	93%
4	Pseudomonas chlororaphis	Gammaproteobacteria/Pseudomonadaceae	92%
5	Bradyrhizobium japonicum	Alphaproteobacteria/Bradyrhizobiaceae	97%
6	uncultured bacterium		93%
7	uncultured bacterium		92%
8	Sinorhizobium sp. PD 12	Alphaproteobacteria	93%
9	no results		

Tabella 47: percentuale di similarità tra le sequenze registrate nelle banche dati e quelle sequenziate in laboratorio.

Considerazioni finali

L'analisi della comunità di batteri contenenti il gene *nirK* ha fornito delle indicazioni molto chiare e coerenti con altre analisi effettuate del presente progetto:

- la conversione di un suolo agricolo in area tampone boscata ha un chiaro effetto in termini sia di arricchimento che di biodiversità della comunità microbica denitrificante; la differenza qualitativa (e non quella quantitativa) è alla base della maggiore potenzialità a denitrificare evidenziata dagli studi sulla DEA (si veda cap. 4.6.2);
- la differenza in termini di diversità microbica fra lo strato superficiale e intermedio è piuttosto contenuta; in questo caso quindi è invece l'aspetto quantitativo (numero di batteri) a determinare la chiara differenza in termini di denitrificazione potenziale fra strati;
- la stagionalità esercita una forte pressione sulla comunità microbica presente; questo aspetto può essere posto in relazione con le chiare differenze stagionali registrate in termini di attività di denitrificazione *in situ* e potenziale.

4.8.3 Acque

La medesima sequenza di analisi sopra riportate per i suoli è stata eseguita anche su campioni di acque prelevate sia in entrata che in uscita dalla fascia tampone, nonché direttamente dal fiume Zero.

In linea generale è possibile affermare, dalle analisi relative alle popolazioni coltivabili, che la stagione più calda sostiene l'abbondanza di specie microbiche sia in entrata che in uscita, anche se in minima misura dovuta al flusso del fiume Zero che mantiene, anche in questo periodo dell'anno, valori abbastanza costanti intorno a 10^4 CFU mL⁻¹.

Dalla scolina di drenaggio, tuttavia, nelle stagioni calde si osserva un picco che testimonia l'aumento delle popolazioni coltivabili di più di un ordine di grandezza ($> 10^5$ CFU mL⁻¹).

Gli studi relativi alla natura delle popolazioni batteriche ha messo in luce che nelle acque, a differenza dei suoli nei quali le divisioni dei *Firmicutes* e degli attinobatteri apparivano dominanti, i rappresentanti più numerosi risultano appartenere alla divisione dei Gamma-proteobatteri. Le specie batteriche appartenenti agli attinobatteri risultano comunque abbondanti e sempre maggiormente numerose rispetto a quelle che rientrano nella divisione dei *Firmicutes*.

La figura 96 mostra una sintesi dei risultati ottenuti dall'analisi dei profili DGGE relativi al DNA totale estratto dai campioni di acque. Come si può notare dal dendrogramma (A) una chiara separazione si verifica tra campioni relativi a stagioni diverse (marzo-aprile rispetto a luglio).

Nel periodo primaverile i tre siti di campionamento sembrano mostrare popolazioni che si differenziano in misura visibile, ma non da far ritenere le rispettive comunità batteriche particolarmente diverse. Tali differenze, tuttavia, risultano più evidenti se vengono analizzate le popolazioni coltivabili, come riportato in B. Ciò starebbe ad indicare che l'effetto del passaggio delle acque contenenti azoto attraverso i terreni della fascia tampone non influisce in maniera netta e significativa sulla biodiversità batterica, ma piuttosto va a sostenere popolazioni già presenti aumentandone la numerosità e rendendole così più agevolmente isolabili.

Di conseguenza, le popolazioni che risentono del contenuto in azoto delle acque del fiume Zero aumentano le loro attività metaboliche producendo abbondante biomassa microbica e sottraendo così azoto alle acque. Tra di esse sono presenti numerose specie denitrificanti che consumano ulteriore azoto nitrico utilizzandolo come accettore di elettroni nella loro catena respiratoria quando la pressione parziale di ossigeno diminuisce. Il risultato è confermato dalla C in cui si evidenzia una netta separazione del contenuto in azoto delle acque di drenaggio, con particolare effetto nel periodo più caldo.

In altri termini, l'obiettivo dell'intero progetto, ovvero la riduzione dell'azoto nelle acque mediante una fascia tampone alberata di nuovo allestimento, sembra essere perseguito con successo.

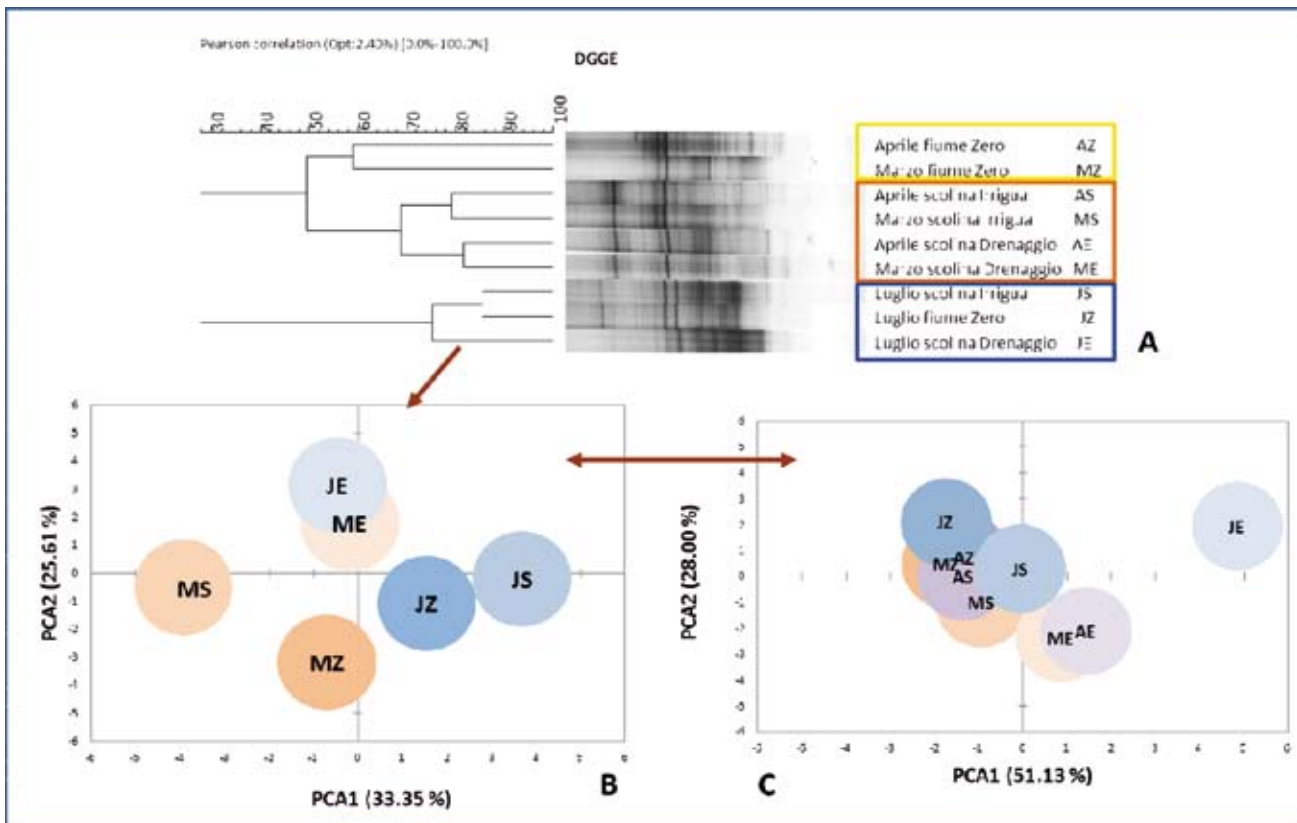


Figura 96: clusters principali ottenuti da analisi DGGE sul DNA totale (A), analisi PCA basato sul rDNA 16S delle popolazioni coltivabili (B), contenuto in azoto delle acque (C). I significati delle sigle sono riportati direttamente in figura.

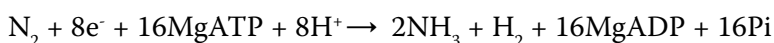
4.9 Analisi dell'attività azotofissatrice in *Alnus glutinosa*

Nel primo campionamento di ottobre 2008 sono state eseguite prove preliminari per testare l'accessibilità ai campioni e la variabilità delle analisi. I noduli raccolti sono localizzati principalmente nella parte terminale delle radici superficiali e risulta fondamentale eseguire le analisi gascromatografiche nel minor tempo possibile poiché l'attività azotofissatrice si riduce drasticamente in pochi giorni nonostante la conservazione dei tessuti tubercolari a bassa temperatura. Si è dunque stabilito che i campioni devono essere processati entro le 24h.

Dal secondo campionamento si è dedotto che l'attività azotofissatrice è presente in tutti i noduli isolati e varia in modo direttamente proporzionale allo stato di idratazione del campione stesso.

Nella stagione invernale i noduli regrediscono in termini numerici rendendo difficoltosa la loro raccolta e la possibilità di ottenere significativi dati analitici.

La nitrogenasi è l'enzima in grado di catalizzare la riduzione biologica dell'azoto N_2 in 2 molecole di NH_3 secondo la seguente reazione:



Poiché l'enzima non è strettamente selettivo, esso può accettare diversi substrati, compreso l'acetilene, gas utilizzato proprio per stimarne l'attività che essa esprime riducendo questo gas ad etilene (test ARA). Affinché le condizioni di incubazione dei campioni non influiscano in modo determinante sui risultati, i noduli radicali vengono chiusi in provette a tenuta in cui si aggiunge l'acetilene, ma l'atmosfera non viene ulteriormente modificata. Essendo dunque presenti contemporaneamente azoto ed acetilene ne risulta una certa competizione tra i due gas nei confronti dell'enzima. Il fattore di correzione da applicare è noto

(Lawrence C. Davis & Yee-Lan Wang, 1980) ed è quindi possibile calcolare la percentuale di inibizione dell' N_2 nei confronti dell'acetilene riferita ai tubercoli radicali di una leguminosa. In riferimento alla pressione parziale di acetilene del nostro sistema (3% volume) $P_{C_2H_2}=30\text{mAtm}$, la percentuale di inibizione risulta essere del 16%, valore medio che qui è stato adottato.

I valori di attività nitrogenasica relativi ai 72 campionamenti eseguiti con cadenza stagionale tra il 2008 e il 2011 sono riportati in figura 97.

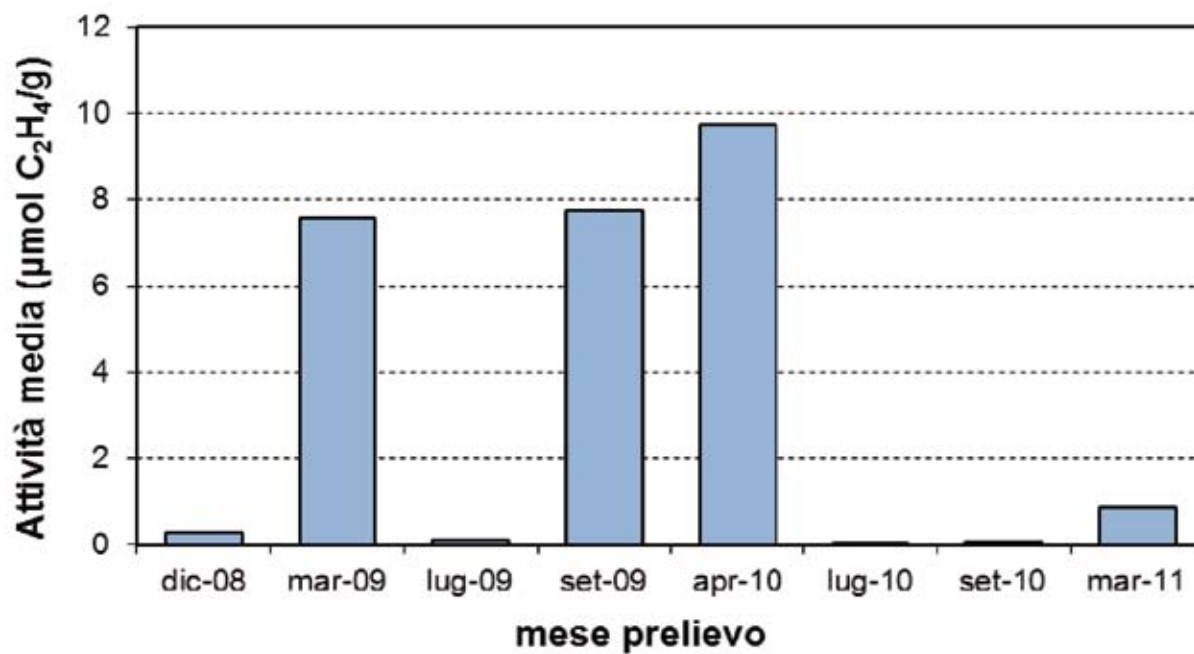


Figura 97: valori medi mensili di attività acetilen-riduttasica espressi come $\mu\text{mol C}_2\text{H}_4$ prodotta per grammo di tessuto nodulare.

Risulta subito evidente una forte variabilità stagionale. L'enzima nitrogenasi ha un'attività ottimale per intervalli di temperatura compresi tra 20 a 25°C che coincidono effettivamente con i maggiori valori registrati nelle stagioni primaverili e autunnali.

Il valore medio orario calcolato, risultato pari a $3,27 \pm 0,27 \mu\text{mol/g noduli (ss)}/\text{ora}$, viene dunque corretto del 16% risultando così di $3,8 \pm 0,28 \mu\text{mol/g noduli (ss)}/\text{ora}$ (ARA, Attività di Riduzione dell'Acetilene).

Ottenuto questo dato, è stato poi possibile progredire nel calcolo così come segue.

Si calcola prima di tutto l'ARA totale per pianta, ovvero il valore di ARA rapportato al peso secco totale dei noduli di una pianta di ontano (nel presente caso ammonta a valori medi di 78,31 grammi per pianta). Poiché il rapporto tra il tasso di conversione acetilene/etilene e quello azoto molecolare/azoto ammoniacale risulta essere 3:1 (H. Bothe, S.J. Ferguson, W.E. Newton, 2007, *Biology of the Nitrogen Cycle*, pp. 194-196), il valore sarà ulteriormente ridotto ad un terzo per l'ammoniaca formata e successivamente trasformato in da μmol a mg , ottenendo valori medi di $1,68 \pm 0,12 \text{ mg di NH}_3$ fissati per ora e per pianta.

Estendendo la stima ad un intero anno si ottengono valori che ammontano a $14,72 \pm 1,05 \text{ g di NH}_3$ fissati per pianta in un anno.

Il numero totale di ontani nel sito è 128 e dunque l' NH_3 totale prodotta dall'azotofissazione in un anno risulta essere all'incirca di $1884,16 \pm 29,40 \text{ g}$.

Al fine di verificare se i dati ottenuti risultano paragonabili a dati di letteratura, questo valore, riferito a 0,35 ettari di terreno, è stato prima riportato a un ettaro (4.5 Kg), poi rapportato ad una ontaneta in termini di numero di piante per ettaro, e infine riferito direttamente all'azoto. Il valore finale ottenuto è di 33-34 Kg di N per anno per ettaro.

Dalla letteratura è possibile rilevare che *Frankia* è in grado di aumentare del 25-33% (in termini di accrescimento assoluto) la biomassa delle piante nodulate. Nel presente studio è stato determinato il peso

totale degli ontani per ettaro (9037,14 kg). Precedenti studi (Hendrickson *et al.*, 1993), riportano che circa il 33% della biomassa è dovuto al surplus derivato dall'attività dei microsimbionti azotofissatori presenti nei tubercoli radicali. Considerando 0,48 come la percentuale di azoto nel legno e valutando l'apporto dovuto alla biomassa foliare (3600 Kg/ettaro/anno che contengono l'1.5% di N) è possibile calcolare l'apporto totale dell'azotofissazione che risulta di circa 4 Kg per anno e per ettaro per un terreno che contiene un numero di piante analogo al sistema tampone oggetto di questo studio. Il valore ottenuto risulta molto vicino a quello calcolato attraverso la stima dell'azotofissazione qui misurata (4,5 Kg), validando così la procedura adottata.

Ulteriori studi condotti su una ontaneta pura di *Alnus glutinosa* riportano rilasci di azoto compresi tra 30 e 130 Kg per anno per ettaro (Moiroud, 1999). Come sopra riportato, il presente sistema porta ad un rilascio annuo di azoto di circa 33-34 Kg per anno che dunque rientra nella fascia più bassa dell'intervallo dei valori di riferimento riportati in letteratura.

In conclusione è possibile stabilire che:

1. Gli ontani messi a dimora nella fascia tampone presentano un normale sviluppo e una normale attività azotofissatrice dovuta agli attinomiceti simbiotici;
2. Tale attività, raffrontata con dati di letteratura, risulta comunque piuttosto modesta;
3. Nel sistema oggetto del presente studio l'apporto di azoto dovuto agli ontani risulta quindi piuttosto ridotto e quindi ininfluenza ai fini del calcolo della denitrificazione;
4. Ne consegue che l'uso degli ontani così come strutturato nel sito in esame può essere adottato, anzi suggerito, per 2 importanti motivi: (i) dal punto di vista agronomico (ed economico) per il rapido accrescimento delle piante ai fini della produzione di biomassa, (ii) dal punto di vista ecologico, per il mantenimento e la valorizzazione delle specie autoctone tipiche delle zone umide della pianura Padana.

4.10 Dinamiche dell'Azoto nel sito sperimentale

I dati raccolti, se pure nell'intrinseca difficoltà di effettuare dei bilanci dell'azoto considerando l'estrema dinamicità dei processi in gioco, permettono di fare una fotografia complessiva delle dinamiche dell'azoto nel sito sperimentale. Osservando la seguente Figura 98 si possono osservare le più significative voci di INPUT (in rosso) ed OUTPUT (in verde) di N dal sistema.

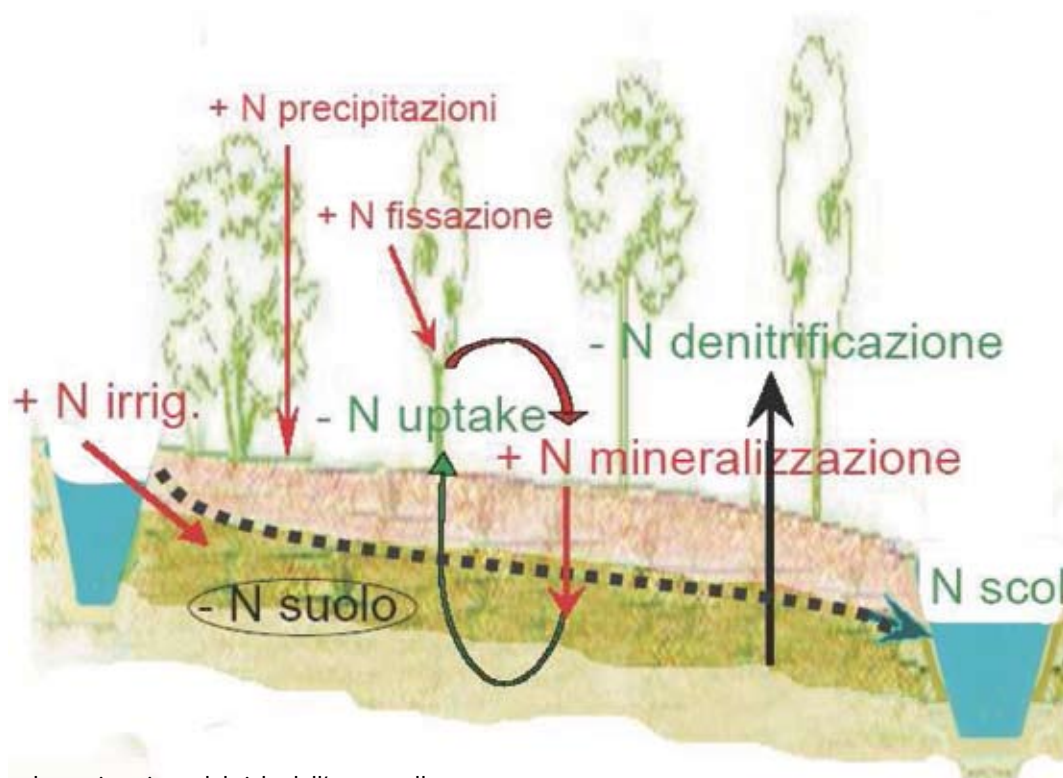


Figura 98: schematizzazione del ciclo dell'azoto nella zona tampone.

Nella seguente tabella, per ciascuna delle due fasi si riportano i valori minimi e massimi delle principali voci di input e di output.

Si può osservare come il maggiore input di N sia dovuto alle acque di irrigazione; il processo di denitrificazione permette la rimozione non solo di buona parte dell'azoto immesso tramite l'apporto costante di acque ma anche di una quota parte dell'azoto mineralizzato dopo essere stato assorbito. Il contributo in termini di ritenzione da parte della vegetazione arborea è piuttosto ridotto. Alcune voci aggiuntive, come la quota di azoto organicata nei suoli, non sono state valutate.

	2000-2002		2008-2010	
	Ntot-Kg ha ⁻¹ anno ⁻¹		Ntot-Kg ha ⁻¹ anno ⁻¹	
	Min	Max	Min	Max
Nmineralizzazione= input di N imputabile alla mineralizzazione della sostanza organica	72	92	63	95
Nirrigazione= input di N derivante dalle acque di irrigazione	85	107	102	241
Nprecipitazioni = input di N apportato dalle precipitazioni al suolo	12	21	17	29
Nfissazione= input di N derivante dal processo di azotofissazione negli ontani	4,5		5	10
ΔNsuolo = differenza fra il contenuto iniziale e quello finale di N nel suolo	-3	-5	-23	11
Nscolina= leaching di azoto alla scolina	-41	-104	-83	-141
Nuptake biomassa legnosa = N accumulato nella biomassa legnosa	*	*	*	*
Nuptake erbacea/lettiera = N accumulato/asportato dalla vegetazione erbacea e lettiera	-12	-28	-54	-87
Ndenitrificazione = rimozione imputabile al processo di denitrificazione	-105	-219	-48	-126

*La stima decennale di azoto contenuto nella biomassa legnosa è di 130 kg ettaro.

Tabella 48: valori minimi e massimi registrati nel corso delle due fasi di monitoraggio per i diversi processi.

5 APPLICAZIONE DEL MODELLO REMM

5.1 Il modello REMM (*Riparian Ecosystem Management Model*)

5.1.1 Introduzione

Il modello REMM¹¹ (*Riparian Ecosystem Management Model*) è stato sviluppato da USDA per simulare i processi fisici, chimici e biologici che si verificano in una fascia riparia. In particolare, viene utilizzato per comprendere il ruolo di questo tipo di ambienti nei confronti della riduzione di nutrienti diretti al corso d'acqua; è possibile quindi un suo utilizzo come strumento per pianificare diverse opzioni gestionali delle fasce riparie nell'ottica di massimizzare il controllo delle fonti inquinanti diffuse. Il modello adotta un approccio meccanicistico nei confronti dei processi ecosistemici simulati e ambisce a divenire uno strumento adattabile a diverse situazioni ambientali.

Tra le sue possibili applicazioni, le principali potenzialità riguardano il suo uso per:

- determinare l'ampiezza di una fascia tampone conoscendo le condizioni dell'area riparia e il carico derivante dalle limitrofe aree drenanti;
- calcolare le variazioni dell'effetto tampone all'aumento dei carichi in ingresso;
- valutare le variazioni di efficienza in termini di effetto tampone al variare della copertura vegetazionale;
- determinare l'influenza di operazioni di taglio della vegetazione sulla capacità tampone ecc.

5.1.2 Situazioni in cui il modello è applicabile

Il modello REMM, all'attuale stato di sviluppo, risulta idoneo a simulazioni applicative in fasce riparie frapposte fra porzioni di bacino da cui si generano **deflussi superficiali** e **sub-superficiali** e corsi d'acqua di piccole dimensioni (1° o 2° ordine).

Non è pertanto idoneo ad altre applicazioni relative all'effetto tampone, quali ad esempio la simulazione degli effetti dell'inondazione in foreste riparie di grandi fiumi durante gli eventi piena. Trattandosi di un modello "a transetto", non risulta inoltre idoneo a simulazioni in zone depresse, dove flussi superficiali e sub-superficiali giungono all'area riparia da direzioni diverse.

Va inoltre considerato che i deflussi profondi che "bypassano" l'area riparia passando al di sotto della zona attiva delle radici non vengono simulati dal modello.

5.1.3 Schematizzazione della fascia riparia in REMM

La fascia riparia in REMM è sempre schematizzata in tre zone parallele al corso d'acqua (Figura 99). Queste tre zone si possono differenziare l'una all'altra in termini di modalità di gestione, di pendenza, di tipo di vegetazione e di caratteristiche dei suoli; gli utilizzatori del REMM devono prestare attenzione proprio a queste caratteristiche macroscopiche per la corretta suddivisione nelle tre zone.

In particolare, si osservi che tra i diversi fattori da considerare per una corretta suddivisione nelle tre zone, quello relativo alle "diverse pratiche di gestione" risulta essere il fattore di maggiore rilievo; la suddivisione risulta pertanto piuttosto semplice nei molti casi in cui la fascia riparia è strutturata come nel caso in figura 22: una sottile fascia a massima naturalità e non gestita nella zona di sponda adiacente al corso d'acqua, quindi (allontanandosi dal corso d'acqua) una fascia arborea ed arbustiva gestita e più ampia ed infine una fascia erbacea e limitrofa all'area coltivata.

¹¹ Per maggiori informazioni sul modello REMM si rimanda a Lowrance et al. 2000 e Altier et al. 2002.

Nelle situazioni di fasce non gestite, per la suddivisione si considera in genere la diversità (in termini macroscopici) della copertura vegetazionale, in considerazione anche del fatto che questa rispecchia variazioni delle caratteristiche dei suoli o dei livelli di falda.

Si tenga infine presente che poiché l'intera impostazione del modello è basata sulla parametrizzazione delle tre zone, qualora non vi sia alcun motivo concreto per effettuare questa suddivisione, è necessario procedere egualmente anche in modo fittizio attribuendo poi valori uguali a ciascuna zona.

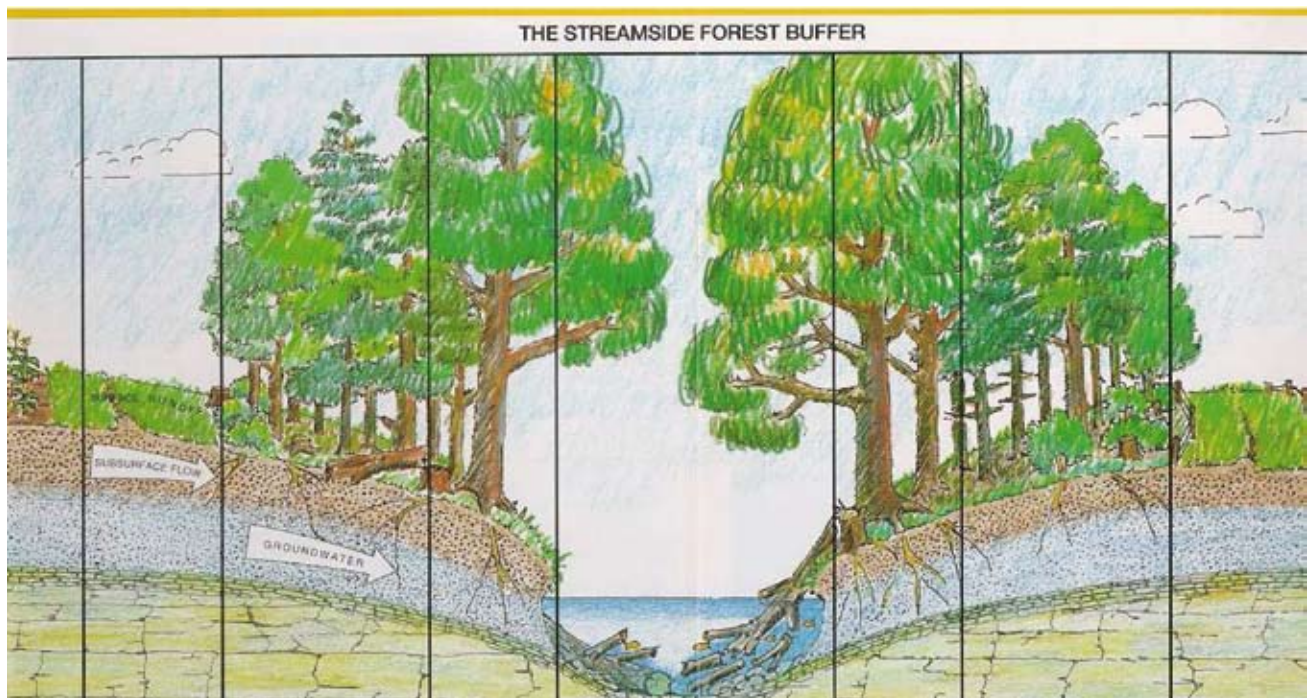


Figura 99: esempio di possibile schematizzazione della fascia riparia in tre zone (per ogni sponda) parallele al corso d'acqua.

5.1.4 Le componenti del modello

Idrologia

In termini di bilancio idrologico, gli apporti a ciascuna zona e ciascun strato della fascia riparia (Figura 100) derivano da: precipitazioni, ruscellamento superficiale (*runoff*), deflussi sub-superficiali (falda ipodermica) e infiltrazione verticale. Gli output, per ciascuna zona, sono dati a loro volta da: *runoff*, deflussi sub-superficiali, infiltrazione profonda ed evapotraspirazione.

Poiché buona parte dei nutrienti è veicolato dall'acqua, a questi tipi di input ed output idrologici (ad eccezione dell'evapotraspirazione) sono direttamente collegati input e output di azoto, fosforo e carbonio; il trasporto dei sedimenti risulta invece collegato solo al *runoff* superficiale. Si osservi che, per effettuare il bilancio in modo corretto, REMM fa una stima dei deflussi non solo nell'area riparia, ma anche di tutto il sottobacino che drena all'interno di essa.

REMM assume che i deflussi sub-superficiali nella fascia riparia avvengano solo nello strato superficiale (qualche metro); non simula invece apporti da falda che giungono al corso d'acqua al di sotto di questo strato, anche se accetta il fatto che possano avvenire delle perdite per infiltrazione a flusso costante.

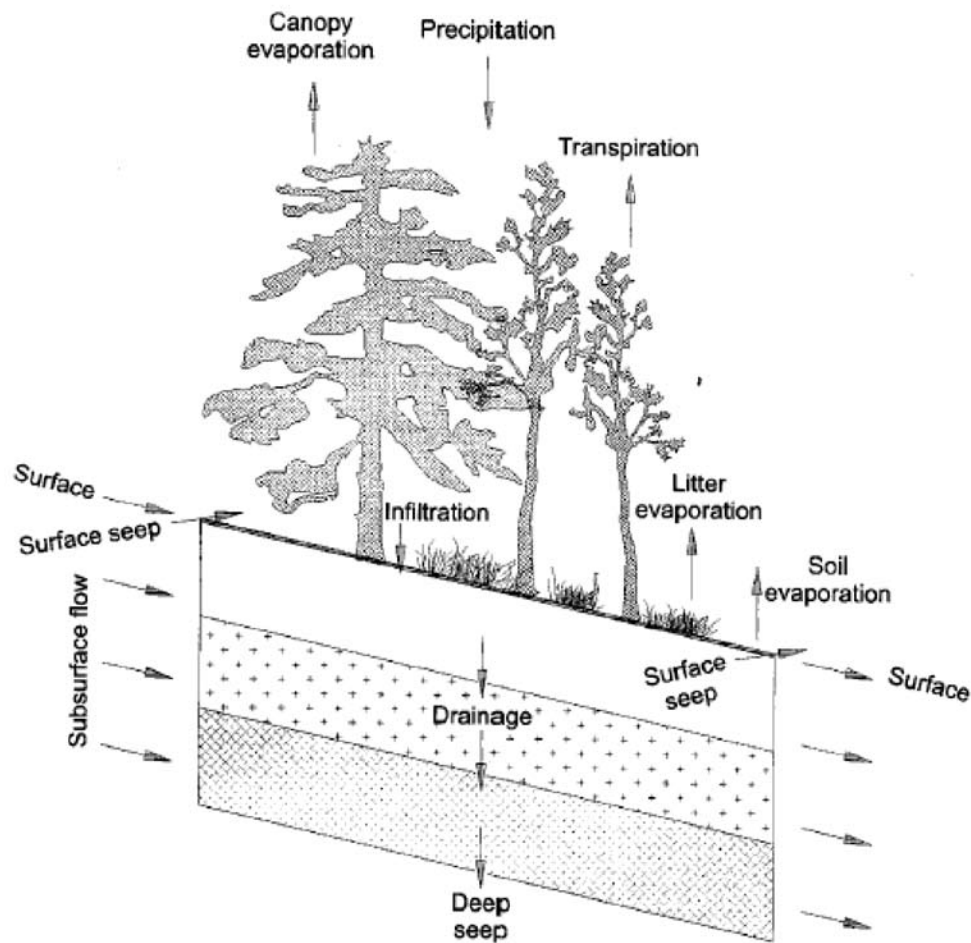


Figura 100: schematizzazione dei flussi d'acqua simulati in REMM.

Erosione e sedimentazione

In REMM, buona parte del modulo di simulazione del trasporto di sedimenti è basato su AGNPS (Young et al, 1989). Il trasporto dei sedimenti è simulato nei solchi di erosione superficiale che si formano sui suoli a seguito di *runoff*.

Si assume che il sedimento sia composto da sabbia, aggregati di suolo grandi e meno grandi, limo ed argilla.

L'erosione dei sedimenti, il loro trasporto (legato alle caratteristiche della zona ed al tipo di interazione che si viene a creare fra il *runoff* superficiale e la lettiera), oltreché la loro deposizione ed accumulo vengono modellizzati per ciascuna classe tessiturale.

Dinamica dei nutrienti

Il modello realizza la simulazione dell'intero ciclo di carbonio, azoto e fosforo (e nelle ultime versioni anche di alcuni fitofarmaci).

I processi relativi al carbonio che vengono presi in considerazione riguardano: apporto derivante dalla decomposizione della lettiera e sua conversione in humus; perdita di carbonio attraverso la respirazione delle piante; movimento del carbonio particellato attraverso *runoff* e trasporto dei sedimenti; movimenti attraverso i deflussi superficiali e sub-superficiali del carbonio organico disciolto.

Per quanto concerne l'azoto, REMM considera: l'Input di N attraverso la lettiera, la mineralizzazione e l'immobilizzazione, la nitrificazione, la denitrificazione, l'assorbimento da parte delle piante, l'assorbimento/ rilascio e movimento di azoto ammoniacale con i sedimenti e il movimento di azoto disciolto (organico, ammoniacale e nitrico) attraverso il *runoff* (superficiale e sub-superficiale).

Infine, per quanto concerne il fosforo: l'input al suolo dalla lettiera, la mineralizzazione e l'immobilizzazione,

l'assorbimento radicale, la stabilizzazione/rilascio fra "pool" di fosforo organico e inorganico, l'assorbimento/rilascio e movimento di fosforo e infine il movimento di forme disciolte di fosforo attraverso deflussi superficiali e subsuperficiali.

Si consideri che per quanto concerne invece la distribuzione di azoto e fosforo organici nel passare dal pool iniziale di sostanza organica (SOM) alle piante e da qui alla lettiera con diverse velocità di decomposizione, REMM utilizza il modello CENTURY (Parton *et al.*, 1987).

Vegetazione

La vegetazione è un fattore chiave da considerare in quanto interviene nella produzione di sostanza organica, nell'evapotraspirazione e nella ritenzione dei nutrienti.

Lo sviluppo della vegetazione viene simulato in ogni zona, tenendo conto della possibilità di considerare 12 diverse tipologie vegetazionali (conifere, decidue, erbacee perenni, ecc.) a loro volta suddivise in 3 gruppi in base a 3 diverse altezze: alberi ad alto fusto, piante arbustive ed erbacee.

I processi considerati dal modello per simulare l'accrescimento si basano sulla stima del processo di fotosintesi e sull'allocazione dei prodotti fotosintetizzati alle diverse parti della pianta; considera inoltre il processo di respirazione. Se i prodotti derivanti dal processo di fotosintesi sono disponibili allora si considera anche la disponibilità di acqua e nutrienti in quanto fattori limitanti per la crescita delle piante. La simulazione del processo di fotosintesi si basa in buona parte sul " Forest-BGC model" (Running and Coughlan, 1988).

5.1.5 Aspetti computazionali e file di dati

Il modello REMM è scritto nel linguaggio di programmazione C++ e richiede come sistema operativo "Microsoft Windows 95" o successive.

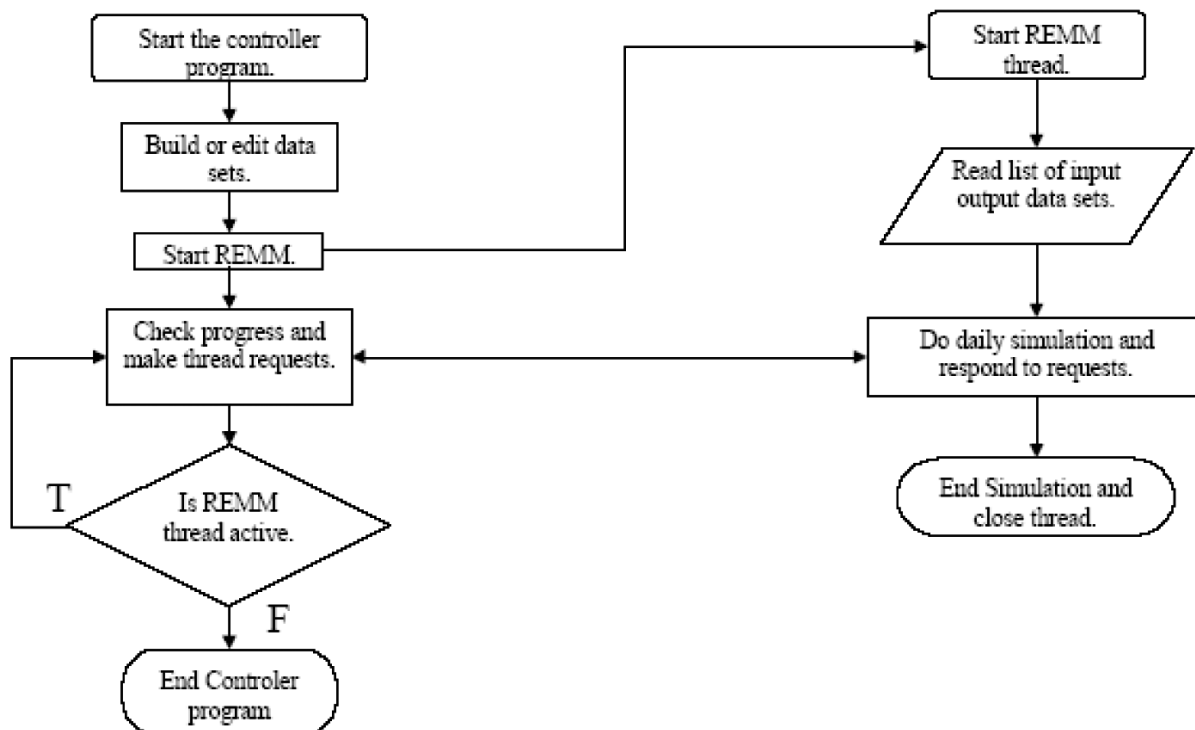


Figura 101: diagramma di flusso in REMM.

Il modello di simulazione (vedi anche il diagramma di flusso in figura 101) utilizza dei file di input precompilati (tutti in formato ASCII) dall'utente attraverso (ma non per tutte le componenti) dei software di supporto "userfriendly" e più precisamente:

1) "Control data file (*.prj)": si tratta del primo file letto da REMM e contiene la lista dei nomi di tutti i file di ingresso e di uscita utilizzati da modello;

2) File di input: ci sono due principali categorie di file di input:

- la prima contiene 3 files (con estensione .BUF, .VEG, and .RTE.) che descrivono le condizioni presenti all'inizio del periodo di simulazione;
- la seconda contiene 3 file di dati (con estensione .WEA, .FIN, and .CNG.) contenenti i dati di ingresso che variano per ogni giorno del periodo di simulazione.

Queste tipologie di informazioni sono così raggruppate:

Buffer data file (*.buf)

Questo file contiene un primo blocco di informazioni base sull'area tampone riparia, quali la collocazione geografica, lo stato del sottobacino drenante adiacente, la collocazione rispetto al corso d'acqua ecc..

Successivamente le informazioni sono divise in 3 blocchi "zona specifici" e riguardano principalmente: dimensioni, pendenza, copertura, condizioni del suolo e della lettiera, idrologia e dotazione iniziale di carbonio e nutrienti.

Vegetation data file (*.veg)

Questo file contiene informazioni specifiche sulle diverse tipologie di vegetazione presenti: dimensioni, caratteristiche fisiche, fattori correlati ai processi fotosintetici e di traspirazione, contenuto in termini di nutrienti nelle diverse parti delle piante.

Rate data file (*.rte)

Contiene una serie di coefficienti di costanti utilizzate dal modello. Viene modificato nella fase di taratura.

Weather data file (*.wea)

Questo file contiene i dati meteorologici giornalieri quali: precipitazioni (quantità e durata), temperature massime e minime, radiazione solare e velocità del vento. Il formato del file di ingresso è lo stesso generato da CLIGEN per il modello WEPP (Nicks *et al.*, 1995).

Field data file (*.fin)

Questo file contiene i dati giornalieri relativi alla quantificazione dei deflussi, del trasporto solido, della sostanza organica e dei nutrienti che confluiscono dall'area limitrofa all'area tampone.

Change data file (*.cng)

È un tipo di file che viene utilizzato solo nel caso che durante il periodo di simulazione si verificano significativi cambiamenti nell'area tampone quali ad esempio operazioni di sfalcio della vegetazione o incendi.

3) File di output (*.dtb)

Vengono generate 4 diversi ASCII files:

- il primo (estensione .dtb) contiene tutti gli output giornalieri;
- il secondo (estensione .etb) contiene gli stessi campi del precedente ma selezionando solo i giorni con eventi piovosi;
- gli ultimi due (estensione .mtb e .ytb) restituiscono gli stessi dati ma aggregati in periodi mensili ed annuali.

5.1.6 Dati in ingresso

I dati di ingresso al modello sono riportati nella seguente lista; si osservi il numero estremamente elevato di parametri considerati.

DAILY WEATHER INPUT FILE FORMAT

- day
- month
- year
- daily precipitation amount (mm)
- duration of precipitation (hr)
- ratio of time to rainfall peak/rainfall duration
- ratio of max. rainfall intensity/average rainfall intensity
- max. daily temperature (deg C)
- min. daily temperature (deg C)
- daily solar radiation (langleys/day)
- wind velocity (m/s)
- wind direction (deg from north)
- dew point temperature (deg C)

FIELD INPUT FILE FORMAT (total of 34 variables)

- year
- month
- day
- surface runoff depth (mm/ha)
- subsurface depth (mm/ha)
- sediment loading (kg/ha)
- sediment-clay fraction
- sediment-silt fraction
- sediment-small aggregate fraction
- sediment-large aggregate fraction
- sediment-sand fraction
- carbon-humus-active-surface runoff (kg/ha)
- CN-ratio-surface runoff
- CP-ratio-surface runoff
- carbon-humus-active-subsurface flow (kg/ha)
- CN-ratio subsurface flow
- CP ratio subsurface flow
- carbon-humus-active-sediment (kg/ha)
- CN ratio sediment
- CP ratio sediment
- ammonium-surface runoff (kg/ha)
- ammonium-subsurface flow (kg/ha)
- ammonium-sediment (kg/ha)
- nitrate-surface runoff (kg/ha)
- nitrate-subsurface flow (kg/ha)
- phosphorus-surface runoff (kg/ha)
- phosphorus-subsurface flow (kg/ha)
- phosphorus-sediment (kg/ha)
- rainfall-carbon-humus-active (kg/mm-ha)
- rainfall-CN ratio
- rainfall-CP ratio
- rainfall-nitrate (kg/mm-ha)
- rainfall-ammonium (kg/mm-ha)
- rainfall-phosphorus (kg/mm-ha)

RIPARIAN ZONE AND SOIL PARAMETERS

- field surface drainage area (ha)
- field subsurface drainage area (ha)
- field length (m)
- stream depth (m)
- latitude of location

ZONE PARAMETERS (repeat for three zones)

- zone length (m)
- zone width (m)
- zone slope (%)
- seepage from aquiclude (mm/day)
- number of surface channels

litter layer parameters

- layer depth (cm)
- evaporation factor
- evaporation constant

- litter transmission factor
- litter moisture (mm)
- litter humus moisture holding capacity by weight (%)
- litter residue moisture holding capacity weight (%)
- litter bulk density (g/(cm)³)
- litter CaCO₃-used in P availability computations (g/kg)
- litter P group-used in P availability computations
- litter base saturation-used in P availability computations (%)
- ammonium adsorption coefficients
- ammonium adsorption coefficients
- litter pH
- litter C structural pool (kg/ha)
- litter C metabolic pool (kg/ha)
- litter C active pool (kg/ha)
- litter C slow pool (kg/ha)
- litter C passive pool (kg/ha)
- litter C lignin (kg/ha)
- litter ammonium pool (kg/ha)
- litter nitrate pool (kg/ha)
- litter N structural pool (kg/ha)
- litter N metabolic pool (kg/ha)
- litter N active pool (kg/ha)
- litter N slow pool (kg/ha)
- litter N passive pool (kg/ha)
- litter P structural pool (kg/ha)
- litter P metabolic pool (kg/ha)
- litter P active pool (kg/ha)
- litter P slow pool (kg/ha)
- litter P passive pool (kg/ha)
- litter P labile inorganic pool (kg/ha)
- litter P active inorganic pool (kg/ha)
- litter P stable inorganic pool (kg/ha)
-
- soil layer parameters (repeat for 3 soil layers)
- rock density-used in root growth computations (g/(cm)³)
- rock fraction-used in root growth computations g/g
- rock fraction-used in root growth computations g/g
- pore size distribution index-used in Campbells equation describing unsaturated flux
- bubbling pressure head used in Campbells equation (cm)
- soil layer depth (cm)
- wilting point ((cm)/(cm))
- field capacity ((cm)/(cm))
- porosity ((cm)/(cm))
- starting moisture content ((cm)/(cm))
- saturated conductivity (cm)/hr
- sand content (%)
- silt content (%)
- clay content (%)
- bulk density (g/(cm)³)
- CaCO₃ content
- Base saturation
- start carbon structural pool (kg/ha)
- start carbon metabolic pool (kg/ha)
- start carbon active pool (kg/ha)
- start carbon slow pool (kg/ha)
- start carbon passive pool (kg/ha)
- start carbon lignin pool (kg/ha)
- start nitrogen ammonium pool (kg/ha)
- start nitrogen nitrate pool (kg/ha)
- start nitrogen structural pool (kg/ha)
- start nitrogen metabolic pool (kg/ha)

- start nitrogen active pool (kg/ha)
- start nitrogen slow pool (kg/ha)
- start nitrogen passive pool (kg/ha)
- start phosphorus structural pool (kg/ha)
- start phosphorus metabolic pool (kg/ha)
- start phosphorus active pool (kg/ha)
- start phosphorus slow pool (kg/ha)
- start phosphorus passive pool (kg/ha)
- start inorganic phosphorus labile pool (kg/ha)
- start inorganic phosphorus active pool (kg/ha)
- start inorganic phosphorus stable pool (kg/ha)

VEGETATION PARAMETERS

- Parameters for a single vegetation type (repeat for different types):
- vegetation height (m)
- specific leaf area (ha/kg)
- coefficient for growing degree days
- light extinction coefficient
- coefficient for growing degree days
- coefficient for growing degree days
- maximum LAI (m²/m²)
- canopy water storage rate per unit LAI
- average dry wt of fully expanded leaf (g)
- critical day length (hrs)
- max limit for growing degree days (deg C)
- min limit for growing degree days (deg C)
- relative growth rate (RGR)-for each plant organ (leaves, branches, stems, coarse roots, fine roots)(g/kg)
- fraction of normal root growth rate under soil saturation
- maximum rooting depth (cm)
- maximum annual increase (cm)
- rooting depth (cm)
- depth of rooting at the beginning of the year (cm)
- threshold radiation factor
- maximum canopy mesophyll conductance (m/s)
- max temp affecting germination (deg C)
- min temp affecting germination (deg C)
- maximum light limit affecting germination (kJ/m²)
- minimum light limit affecting germination (kJ/m²)
- for each plant organ:
- starting dry matter mass (kg/ha)
- starting carbon pool (kg/ha)
- Starting nitrogen pool (kg/ha)
- Starting phosphorus pool (kg/ha)
- reference temp for maintenance respiration (deg C)
- hydrothermal factor for respiration
- for each plant organ:maintenance respiration rate (kg C/ kg drymatter)
- for each plant organ:
- Maximum N growth concentration (g/kg)
- Minimum N growth concentration (g/kg)
- Maximum P growth concentration (g/kg)
- Minimum P growth concentr

5.1.7 Dati in uscita

I dati in uscita da modello sono raggruppati nelle seguenti tipologie:

Idrologia

- Annual /monthly hydrology budget for the riparian buffer-e.g, runoff, ET, drainage, etc;
- Annual/monthly streamflow generation;
- Daily values for-runoff, ET, drainage;
- Daily water tables.

Sedimenti

- Annual sediment budget-sediment entering/exiting buffer, deposition;
- Sediment transport/deposition for individual events;
- Sediment enrichment/particle size distribution at different locations along the riparian transect;
- Sediment build up over time.

Dinamica dei nutrienti

- Riparian Soil C, N, & P (organic and inorganic pools) over time;
- Carbon cycling-annual /seasonal budget estimates for-litterfall, decomposition;
- Carbon flux-annual/seasonal estimates-particulate movement, vertical & lateral DOC transport;
- Nitrogen cycling-annual /seasonal budget estimates for-litterfall, mineralization, nitrification, plantuptake, denitrification;
- Nitrogen flux-annual/seasonal budget estimates on-N movement with runoff & sediment, leaching;
- Phosphorus cycling-annual /seasonal budget estimates for-litterfall, mineralization, plantuptake, P stabilization /release/interaction with mineral pools;
- Phosphorus flux-annual/seasonal budget estimates on-P movement with runoff & sediment, leaching;
- Concentrations of dissolved forms of C, N, P in riparian water table;
- Net retention /trapping over annual/monthly scales of C, N, & P in the riparian buffer.

Dinamica della vegetazione

- Riparian vegetation C, N, & P pools over time (for different plant parts-leaf, branch, stem, fine & coarse roots);
- annual estimates on-photosynthesis (GPP), respiration, NPP, carbon allocation, mortality;
- annual biomass increment.

5.2 Applicazione di REMM al sito sperimentale NICOLAS dell'Azienda "Diana"

5.2.1 Introduzione

È importante sottolineare innanzitutto che all'interno del progetto Europeo NICOLAS ("Nitrogen Control by Landscape Structures in Agricultural Environment"), dai gruppi di ricerca incaricati era stata realizzata un'applicazione di REMM su una serie di siti europei con diverse caratteristiche. Tra i siti presi in considerazione per l'applicazione del modello vi è anche il sito sperimentale "Nicolas" dell'Azienda pilota e dimostrativa "Diana". Questa simulazione è stata realizzata con dati relativi solo ai primi mesi di monitoraggio e presenta quindi notevoli limiti. Il sito infatti era appena stato realizzato e i dati del monitoraggio hanno dimostrato una forte variabilità delle risposte.

Visti i limiti di questa prima applicazione, il presente lavoro va quindi letto nell'ottica di un proseguimento ed affinamento di quella attività, con la possibilità di basarsi su una maggiore conoscenza diretta del sito e disponibilità di dati pluriennali e relativi a diverse fasi di maturazione dell'area boscata.

5.2.2 Peculiarità e idoneità del sito sperimentale all'applicazione di REMM

Il sito sperimentale nell'Azienda Diana, per una serie di peculiarità, sembra prestarsi molto bene alla taratura ed alla validazione del modello REMM:

- come già descritto l'area tampone viene alimentata da un sistema di pompaggio; sono pertanto noti i volumi dei deflussi in ingresso al sito sperimentale; la rete dei piezometri consente inoltre un costante controllo dell'altezza del deflusso subsuperficiale che attraversa l'area tampone. Questo permette, in fase di taratura, di ridurre in modo significativo gli "errori" in termini di bilancio idrologico dei deflussi in ingresso rispetto a siti in cui il deflusso dall'area adiacente che drena nella fascia tampone non è

misurato (ma stimato dall'utente sulla base delle caratteristiche dell'area drenante). La presenza dei piezometri, consente inoltre un controllo di alcuni parametri idrologici (ad esempio l'altezza della falda) in uscita da ciascuna delle 3 zone. Va sottolineato inoltre che per i 3 anni utilizzati per la taratura e la validazione del modello sono disponibili delle misure di altezza falda in entrata ed uscita dal sistema prese in continuo (un dato ogni 15 minuti); questo permette un confronto giornaliero con i dati simulati dal modello;

- nelle acque di irrigazione e nei vari piezometri, le concentrazioni dei principali nutrienti sono state costantemente misurate durante tutti gli anni del monitoraggio fornendo informazioni utili per la fase di taratura;
- il numero di dati disponibili dai monitoraggi e utilizzabili per la taratura e la validazione è estremamente cospicuo sia in termini di parametri, sia in termini di repliche, sia in termini di annualità coperte dai dati; va inoltre sottolineato che la collocazione dei punti di campionamento (in particolare dei suoli) è perfettamente coincidente con la schematizzazione (in termini di zone e di strati di suolo) prevista dal modello¹². Ciò che a volte non coincide con le esigenze di taratura è la frequenza di raccolta dei campioni (necessariamente mensile o stagionale rispetto al passo giornaliero del modello);
- la disposizione della vegetazione, in file parallele, riduce la variabilità di questa componente rispetto ad un'area tampone naturale e permette quindi una migliore taratura e risposta del modello.

Va sottolineato infine che il protocollo di monitoraggio NICOLAS, come descritto, è stato concepito e progettato in buona parte per approfondire le conoscenze relative all'azoto; pertanto lo sforzo di interpretazione dei risultati del modello si concentra prioritariamente su questo elemento.

5.2.3 Schematizzazione della fascia riparia nel sito sperimentale

La struttura del sito sperimentale è già stata descritta in precedenza; per l'applicazione del modello si è considerato l'appezzamento A; come detto, la prima operazione da effettuare per l'applicazione del modello è la suddivisione dell'area tampone in 3 zone parallele rispetto al corso d'acqua (nel caso specifico corrispondente alla scolina di drenaggio). Avendo verificato l'impossibilità di una discriminazione basata sul tipo di operazioni gestionali (nessun intervento di manutenzione è stato effettuato nel corso del periodo di monitoraggio) e sulla pendenza (omogenea in tutta l'area) la suddivisione è stata effettuata tenendo conto in particolare di:

- il tipo di specie arboree presenti in ciascuno dei quattro filari realizzati;
- la collocazione dei punti di campionamento (di acque e suoli) in modo da avere dati utili alla taratura e validazione per ciascuna delle 3 zone.

Sulla base di questi criteri sono state individuate le 3 zone rappresentate nelle figure 102a e 102b:

- **la zona 3**, quella più lontana dal corso d'acqua (nel nostro caso adiacente alla scolina di irrigazione), risulta larga 4,5 metri e va dalla scolina di irrigazione alla seconda fila di piezometri (vedi schema di figura 102a). Include i punti di campionamento dei suoli (in figura 102a sotto sono indicati come Aa1, Ab1, Ac1) posti fra la scolina di irrigazione ed il primo filare arboreo.

Comprende un solo filare arboreo con specie igrofile (*Salix alba*, *Alnus glutinosa*, *Salix triandra*) a rapido accrescimento (vedi tabella 49);

- **la zona 2**, quella intermedia, è ampia 3,5 m e va dalla seconda alla terza fila di piezometri. Anch'essa include un punto dei campionamento dei suoli (Aa2, Ab2, Ac2) ed un solo filare arboreo (*Alnus glutinosa*, *Quercus robur*, *Frangula alnus*, *Corylus avellana*);
- **la zona 1** è ampia 7 m ed è compresa fra la terza fila di piezometri e la scolina di drenaggio. Include un punto di campionamento dei suoli (Aa3, Ab3, Ac3), ma ben 2 filari arborei con specie piuttosto simili (vedi tabella 49): motivo determinante per classificare questa superficie come unica zona.

¹² Questo non è casuale, ma è legato al fatto che in fase di progettazione del protocollo di monitoraggio NICOLAS si è tenuto conto della possibilità di applicazione di REMM.

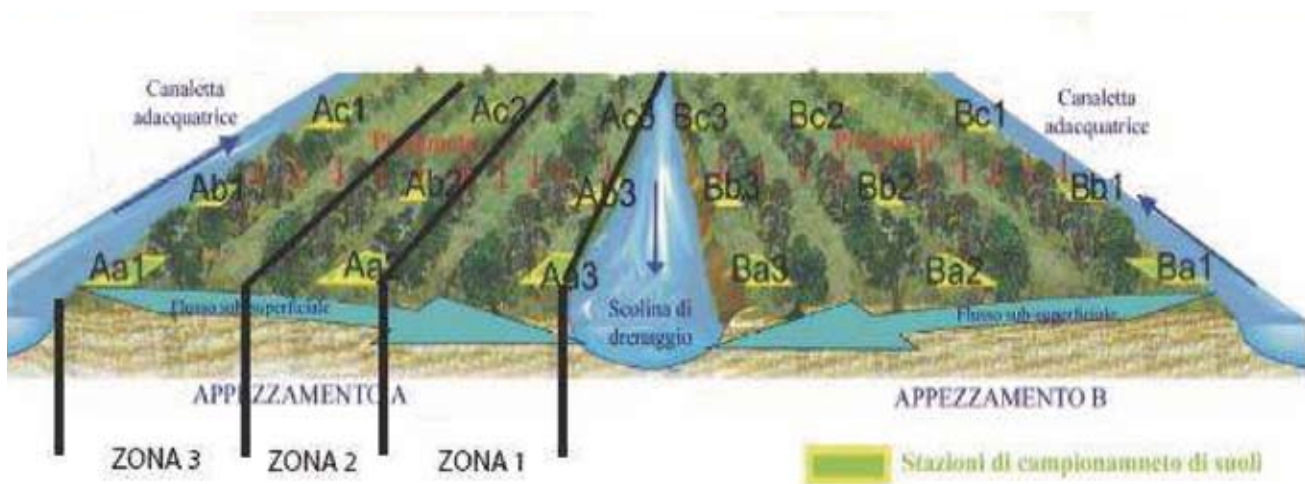


Figura 102a: vista in prospettiva del sito sperimentale e schematizzazione delle 3 zone rispetto all'applicazione di REMM.

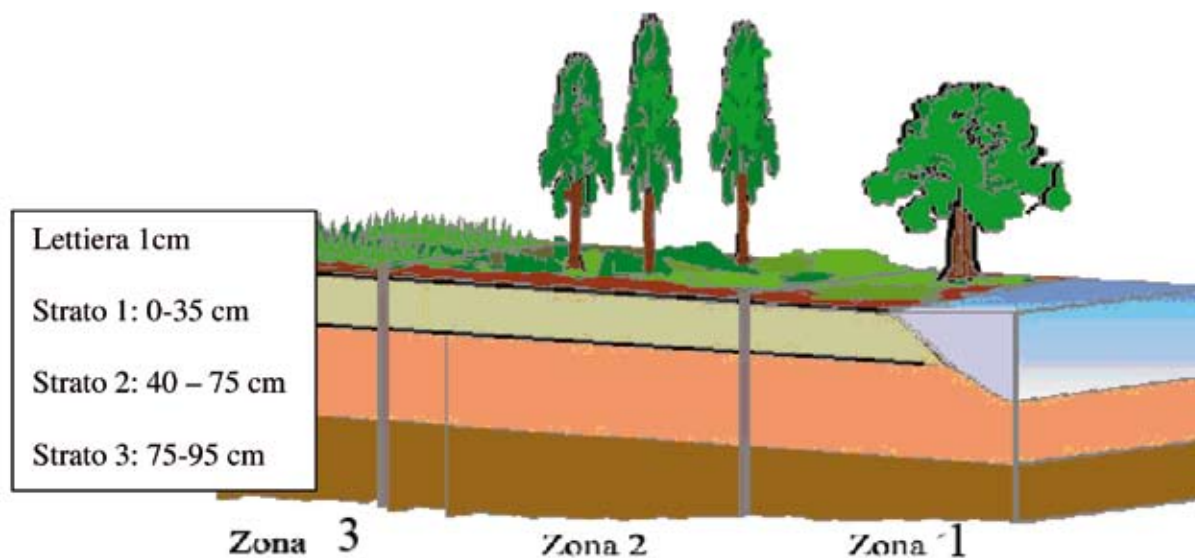


Figura 102b: veduta d'insieme del sistema di fasce tampone a otto anni dall'impianto.

Specie arboree/arbustive in ciascuna fila	zona	corrispondenza rispetto alla tipologia proposta in REMM
FILA 1 (adiacente alla scolina di irrigazione) <i>Salix alba</i> (Salice bianco) <i>Salix triandra</i> (Salice da ceste) <i>Alnus glutinosa</i> (Ontano nero)	3	Deciduos fall upper canopy Deciduos fall lower canopy Deciduos fall upper canopy
FILA 2 <i>Alnus glutinosa</i> (Ontano nero) <i>Quercus robur</i> (Farnia) <i>Frangula alnus</i> (Frangola) <i>Corylus avellana</i> (Nocciolo)	2	Deciduos fall upper canopy Deciduos fall upper canopy Deciduos fall lower canopy Deciduos fall lower canopy
FILA 3 <i>Quercus robur</i> (Farnia) <i>Acer campestre</i> (Acero campestre) <i>Corylus avellana</i> (Nocciolo) <i>Crataegus monogyna</i> (Biancospino)	1	Deciduos fall upper canopy Deciduos fall upper canopy Deciduos fall lower canopy Deciduos fall lower canopy
FILA 4 (adiacente alla scolina di drenaggio) <i>Quercus robur</i> (Farnia) <i>Acer campestre</i> (Acero campestre) <i>Corylus avellana</i> (Nocciolo) <i>Fraxinus ornus</i> (Orniello)		Deciduos fall upper canopy Deciduos fall upper canopy Deciduos fall lower canopy Deciduos fall lower canopy

Tabella 49: specie arboree presenti nelle 3 zone individuate per l'applicazione di REMM al sito sperimentale.

L'altrascelta iniziale da effettuare per procedere all'applicazione del modello è quella relativa all'individuazione dello spessore dei tre diversi strati di suolo, oltre a quello definito come lettiera (1 cm).



La scelta dei 3 strati è stata effettuata tenendo conto delle caratteristiche del suolo (vedi paragrafo 2.4.1) ed ha portato ai seguenti risultati:

Lettieria: 1 cm come da definizione

- Strato 1: da 0 a 35 cm;
- Strato 2: da 35 a 75 cm;
- Strato 3: da 75 a 95 cm.

5.2.4 Calibrazione e validazione

Il processo di calibrazione è funzionale alla minimizzazione dello scarto fra dati misurati e dati simulati. Per la taratura del modello sono stati utilizzati i dati idrologici e del monitoraggio di acque e suoli relativi al periodo biennale 2000-2001 (da gennaio 2000 a dicembre 2001). Per la validazione sono invece stati utilizzati i dati del 2002. Una lista dei parametri più importanti ed i corrispondenti valori utilizzati viene riportata nella seguente tabella 50.

Parameters	Units	Zone 3	Zone 2	Zone 1
Buffer area (total)	m ²	3412.5 (0.34 ha)		
Stream depth	m	0,70		
Buffer width, length	m	4.5 227.5	3.5 227.5	7 227.5
Buffer area	m ²	1023.75	796.25	1592.5
Buffer slope	%	1.4	1.7	4.9
Total soil thickness	m	0.95	0.95	0.95
Individual horizon thickness	m	0.35,0.40,0.20	0.35,0.40,0.20	0.35,0.40,0.20
Saturated hydraulic conductivity	cm/hr	100,100,100	40,61.73,61.73	60,100,100
Porosity	cm/cm	0.47,0.47,0.47	0.50,0.45,0.52	0.50,0.45,0.52
Field capacity	cm/cm	0.10,0.10,0.10	0.42,0.18,0.38	0.42,0.18,0.38
Wilting point	cm/cm	0.08,0.08,0.08	0.30,0.08,0.22	0.30,0.08,0.22
Vertical drainage and deep seepage (layer 3)	mm/day	0	0	0

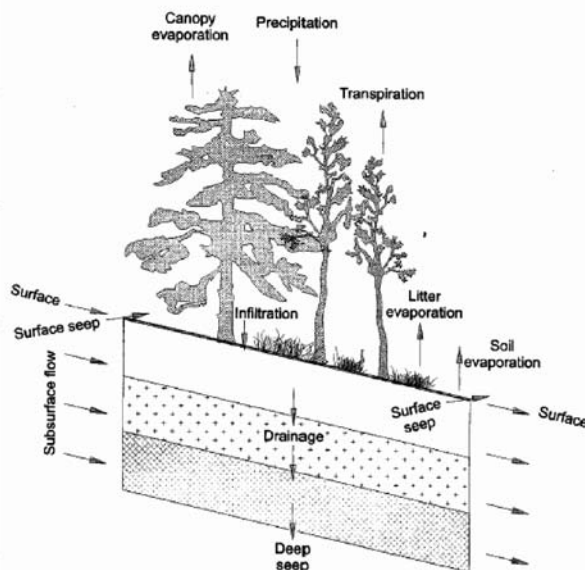
Tabella 50: principali valori utilizzati nell'applicazione del modello REMM al sito sperimentale.

Componente idrologica

Nel sistema tampone, durante l'intero periodo considerato, vengono immessi volumi noti di acqua derivata dal fiume Zero. Il monitoraggio, effettuato attraverso misure piezometriche e traccianti chimici, ha evidenziato, in assenza di precipitazioni, la presenza di un deflusso sub-superficiale, diretto dalla scolina di immissione a quella di drenaggio (e favorito dalla pendenza conferita con la sistemazione del terreno a baulatura, mediamente del 3-4%) posta a una profondità compresa fra i 40 e gli 80-90 cm dal piano campagna con una lieve perdita di quota passando dalla scolina di irrigazione a quella di drenaggio. Fenomeni di ruscellamento superficiale si verificano solo durante alcuni eventi con precipitazioni intense e ravvicinate; le perdite per lisciviazione profonda risultano pressoché assenti grazie alla presenza di uno strato impermeabile non fessurato, presente fra gli 80-90 e i 160-180 cm dal p.c.

Il modello REMM non prevede delle scoline di carico in testa alla fascia tampone, ma dei deflussi provenienti dal bacino che drena verso l'area tampone. Si è pertanto provveduto ad inserire nel modello, come dati di input alla zona 3 i volumi misurati delle acque di irrigazione; nella fase di taratura inoltre si è operato in modo che deflussi in ingresso alla zona 3, e da lì alle altre zone limitrofe fossero tutti di tipo subsuperficiale (*subsurface flow* rispetto alla figura), ammettendo la formazione di *runoff* (*surface e surface seep*) solo in coincidenza di eventi piovosi e rendendo nulli i deflussi di infiltrazione profonda (*deep seep*).

Per ottenere una simulazione che desse delle risposte coerenti con i deflussi misurati ed osservati nel sistema, durante la fase di taratura è stato necessario imporre al modello dei valori di alcuni parametri caratteristici dei suoli (*Saturated hydraulic conductivity, Porosity, Field capacity, Wilting point*)



molto diversi da quelli teorici per il tipo di suolo in questione. Questo ha permesso di colmare l'assenza, nel modello, di equazioni che tenessero debitamente conto dell'esistenza di vie preferenziali (*dual flow*) nei suoli argillosi in questione.

Per valutare le risposte del modello REMM in termini di simulazione degli aspetti idrologici è stato fatto un confronto fra la profondità giornaliera del deflusso ipodermico misurato (dati rilevati in continuo ogni 15 minuti) e simulato da REMM in ingresso "zona 3" ed uscita "zona 1" negli anni 2000-2001 (taratura) e 2002 (validazione) rapportato con i volumi cumulativi di irrigazione e precipitazione (Figura 103 e Tabella 51). Si osserva in generale una ottima rispondenza fra i dati misurati e quelli simulati ed una evidente capacità di risposta, in termini di variazione delle altezze di falda, in occasione di precipitazioni ed al variare dei volumi di irrigazione (ad esempio accensione o spegnimento delle pompe).

In generale l'errore è sensibilmente più elevato in ingresso piuttosto che in uscita; la difficoltà di taratura nasce dal fatto che il modello REMM non prevede la presenza di scoline di carico in testa alla fascia tampone che possano favorire un livello di avvio del deflusso già a maggiori profondità. Nonostante questo l'errore risulta in termini assoluti molto contenuto e la calibrazione appare buona. Si osservi inoltre come l'errore sia maggiore nel corso del 2000, anno in cui si sono incontrate numerose difficoltà nell'individuare il corretto modo di alimentare la scolina del sistema.

ERRORE MEDIO ASSOLUTO (m)			
ANNO	2000	2001	2002
ZONA 3-INGRESSO	0,138	0,123	0,103
ZONA 1-USCITA	0,087	0,032	0,057

Tabella 51: errore medio assoluto nelle zone di ingresso ed uscita per i 3 anni.

Oltre alla comparazione dei livelli di falda sopra discusso, per valutare la performance del modello in termini di simulazione dei processi idrologici è stata effettuata anche una valutazione complessiva in termini di bilancio idrico simulato e misurato. In questo caso va osservato che le misure effettuate in campo sono state funzionali a sviluppare un modello concettuale dell'idrologia del sito e non a misurare in modo continuativo i volumi di uscita per tipo di deflusso (ad esempio misure sul *runoff* o misure in continuo dei volumi nella scolina di drenaggio). Pertanto tale comparazione risulta fondata su valutazioni prevalentemente qualitative e basata sull'idea di verificare se le principali voci di budget fornite dal modello sono rispondenti al modello concettuale descritto.

La tabella 52 mostra i valori delle principali grandezze idrologiche simulate da REMM; la prevalenza quasi assoluta di deflussi sub-superficiali e l'assenza di perdite per infiltrazione profonda trovano ottima

	2000	2001	2002	2000-2002
Precipitazioni (mm)	786	703	1108	866 (precipitaz. medie)
Irrigazione				
<i>Runoff</i> superficiale (mm)	37	0	52	89 (totale)
Deflusso sub-superficiale (mm)	3696	4929	3919	12543 (totale)
Deflusso totale (mm)	3732	4929	3971	12632 (totale)
Deflussi diretti alla scolina di raccolta				
<i>Runoff</i> superficiale (mm)	0	0	7	7
Deflusso sub-superficiale (mm)	2499	3280	2693	8472
Perdite per infiltrazione profonda (mm)	0	0	0	0
Totale (mm)	2499	3280	2700	8479

Tabella 52: principali grandezze idrologiche simulate da REMM.

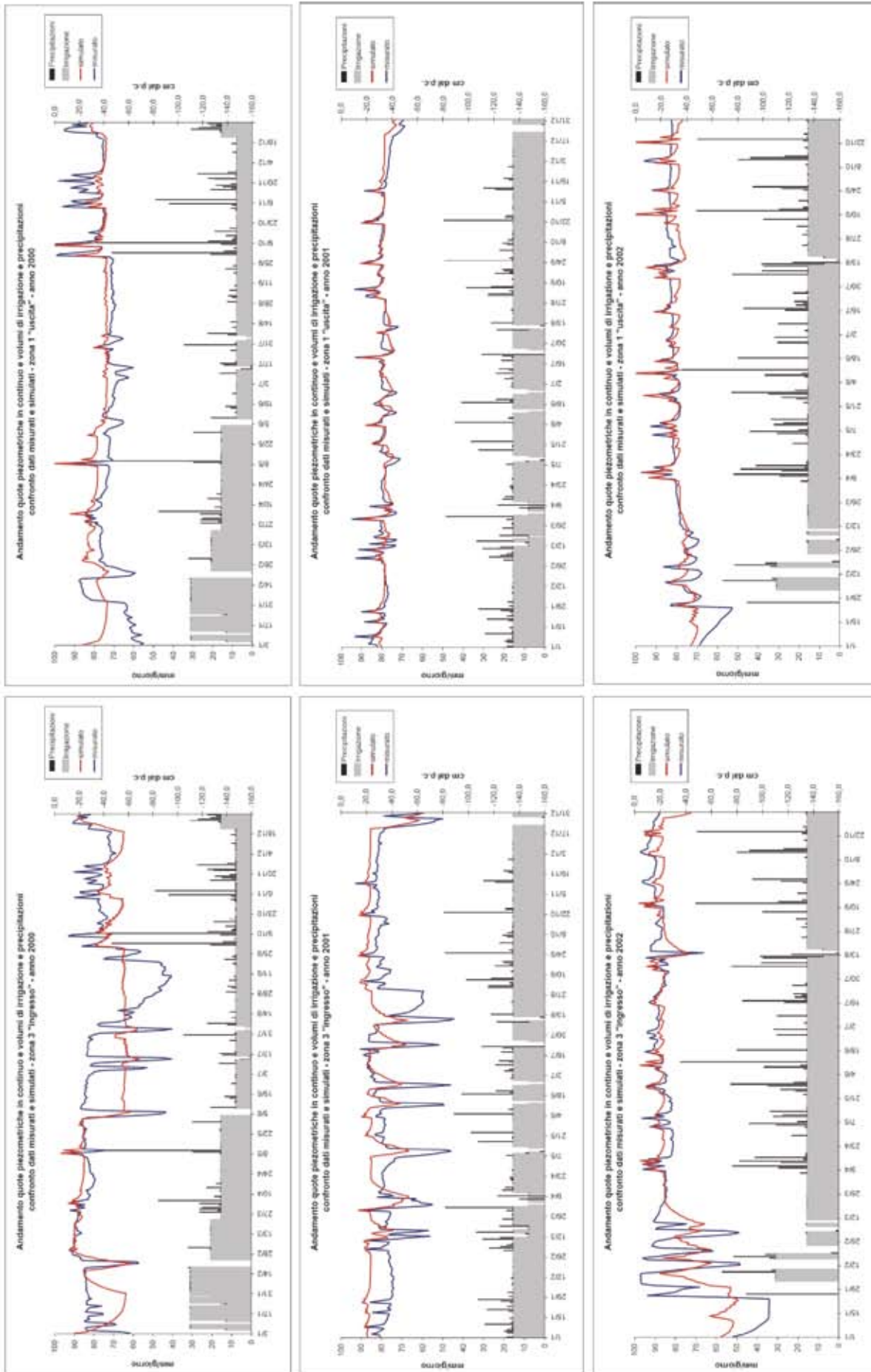


Figura 103: confronto delle quote piezometriche giornaliere misurate e simulate da REMM in ingresso "zona 3" ed uscita "zona 1" negli anni 2000-2001 (taratura) e 2002 (validazione). Nei grafici viene anche rappresentato il dato cumulativo dei volumi di irrigazione e precipitazione giornaliera.

corrispondenza nei dati raccolti e nel modello concettuale descritto. I volumi veicolati tramite deflussi superficiali sono probabilmente sottostimati rispetto a quanto è realistico ipotizzare (non ci sono misure dirette a supporto per una verifica oggettiva di questa eventuale sottostima).

Nel corso delle prove effettuate per la taratura è stata realizzata un'analisi di sensitività che ha evidenziato l'importanza chiave, per la regolazione dei deflussi idrologici, di alcuni parametri di cui è indispensabile disporre di misure affidabili:

- **permeabilità (in file .buf)**: influenza notevolmente il tipo di deflussi che vengono generati; con valori bassi si osserva che i volumi in ingresso alla zona 3 defluiscono in buona parte per ruscellamento superficiale; aumentando i valori del parametro al contrario si favorisce la formazione di deflussi sub-superficiali; questo influenza in modo determinante tutti i processi in seguito simulati. È molto importante sottolineare che il modello richiede dei valori di letteratura tipicamente derivati dalle caratteristiche di tessitura dei suoli. Nel caso specifico, è importante osservare come questi valori siano estremamente inferiori (circa 3 ordini di grandezza) rispetto a quelli stimati sia con la prova del tracciante sia con Darcy sulla base delle portate defluite. È stato quindi necessario utilizzare i valori stimati e non quelli teorici per simulare il fatto che l'acqua defluisce per la quasi totalità seguendo delle macro-fessurazioni preferenziali presenti nel suolo e formatesi a seguito delle precedenti lavorazioni e della presenza di una fitta trama di apparati radicali. In REMM infatti non sono presenti equazioni che considerino questo aspetto;
- **capacità di campo (in file .buf)**: influenza notevolmente il tipo di deflusso che si genera; valori bassi del parametro riducono la formazione di deflussi superficiali;
- **profondità del corso d'acqua (in file .buf)**: influenza in modo significativo la profondità e l'andamento della falda ipodermica; chiaramente maggiore è la profondità, più basso risulta il livello della falda;
- **spessore degli strati (in file .buf)**: influenza in modo significativo sia l'altezza e l'andamento della falda ipodermica, sia il tipo di deflusso che si viene a generare; chiaramente maggiore è la profondità degli strati, più basso risulta il livello e, a parità di permeabilità, maggiori sono i volumi d'acqua che veicolano per via sub-superficiale.

Si sottolinea, nell'ottica di eventuali applicazioni del modello in altri siti, l'importanza chiave della buona riuscita della taratura idrologica; qualora i risultati, in termini di volumi veicolati con diverse modalità di deflusso risultino poco affidabili, l'errore in termini di previsioni di abbattimento e di efficienza del sistema tampone può risultare estremamente significativo.

Dinamiche dell'azoto

Un confronto a coppie fra i valori medi di concentrazione di $N-NO_3$ misurati nelle 3 zone (campionamenti mensili) e simulati viene rappresentato nella seguente figura 104. Anche se non sempre il modello risulta in grado di simulare i picchi più elevati, soprattutto nella stagione tardo-primaverile, si osserva una sufficiente corrispondenza fra i valori misurati e quelli simulati. A conferma della buona taratura raggiunta dal modello si osservi nella successiva figura 105 il confronto fra i bilanci dei nitrati ottenuti con REMM e quelli ottenuti con il metodo di calcolo descritto al paragrafo 4.1.5. Le differenze, che sono piuttosto significative nel corso del primo anno (in cui il sistema era in forte evoluzione e anche il monitoraggio in fase di rodaggio), tendono a ridursi in modo molto significativo nel corso degli anni successivi con percentuali di rimozione molto simili.

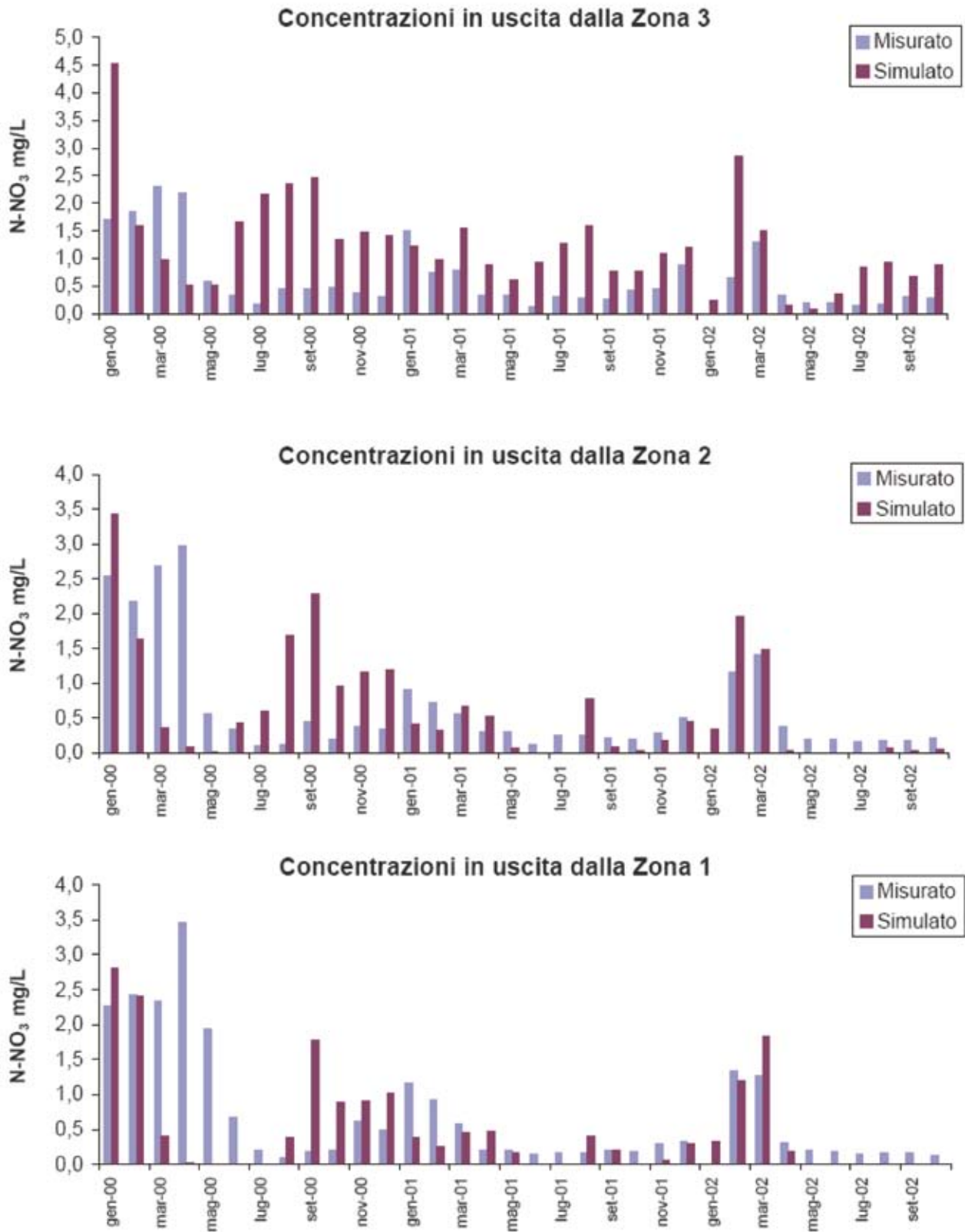


Figura 104: confronto a coppie fra i valori medi di concentrazione di N-NO₃ nelle 3 zone misurati (campionamenti mensili) e simulati.

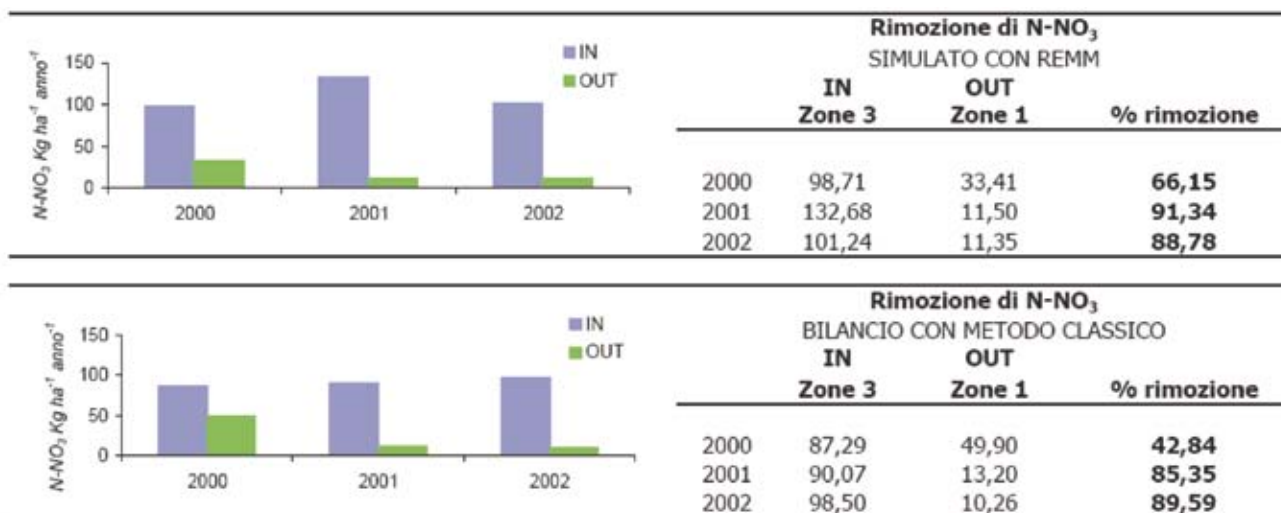


Figura 105: confronto fra i bilanci dei nitrati ottenuti con REMM e quelli ottenuti con il metodo di calcolo descritto al paragrafo 4.1.5.

5.2.5 Considerazioni finali

La taratura del modello è risultata estremamente difficoltosa sia per la mancanza di equazioni adeguate nel descrivere la complessa idrologia del sito (presenza di vie di deflusso preferenziali), sia per la presenza di alcuni “buchi” nel modello che sono risultati superabili solo grazie all’intervento diretto dei ricercatori che hanno sviluppato il modello presso l’USDA e con i quali è stata avviata una proficua collaborazione per l’ottimizzazione del modello sulla base dei dati di monitoraggio raccolti nel sito Nicolas (tale attività sarà oggetto di future pubblicazioni scientifiche).

Il livello di taratura raggiunto è adeguato per ottenere simulazioni rappresentative per fasce tampone poste su aree limitrofe ad appezzamenti con sistemazioni e lavorazione dei terreni simili a quelle del sito Nicolas e con suoli a tessitura fine.

Per utilizzare il modello, non è indispensabile che sia presente la scolina di irrigazione, mentre quella di drenaggio è equiparabile a qualunque corso d’acqua che raccolga i deflussi in uscita.

6 CONCLUSIONI GENERALI

Questo lavoro documenta in modo dettagliato tre fasi di monitoraggio effettuate nel sito sperimentale NICOLAS. La prima, di estremo dettaglio (dal 1999 al 2002), ha permesso una conoscenza approfondita del sistema. Una seconda fase, dal 2003 al 2005, con un monitoraggio speditivo ha comunque permesso di verificare il funzionamento nel tempo dei principali processi. Nella terza fase (2007-2010) oltre ad effettuare il monitoraggio seguendo una pianificazione già utilizzata nel primo triennio sono state aggiunte nuove variabili analitiche e di gestione.

Durante le tre fasi di monitoraggio è stata prodotta una mole molto significativa di dati sulle componenti e sulle dinamiche che avvengono all'interno di un'area tampone e che sono legate in modo diretto o indiretto alla sua efficacia nella rimozione dell'azoto nitrico.

In aggiunta, ci sono due aspetti rimarchevoli che rendono i risultati particolarmente meritevoli di attenzione:

1. la possibilità di studiare lo stesso sistema tampone arboreo per un periodo a lungo termine (10 anni), a partire dalla sua conversione da zona agricola ad oggi, e seguirne il suo sviluppo durante le diverse fasi di maturazione;
2. la particolare struttura del sistema basato sull'integrazione di opere idrauliche (scoline, sistema di pompaggio) all'interno di un sistema naturale (il bosco); questa integrazione ha permesso un controllo diretto su alcuni parametri, come l'afflusso e il deflusso dell'acqua, che in sistemi naturali ripariali non possono generalmente essere gestiti e misurati con precisione.

Uno degli scopi di questo studio era quello di esplorare la possibilità di ridurre il livello di azoto che affrisce al sistema lagunare facendo defluire sub-superficialmente una parte delle acque di un corso d'acqua superficiale attraverso il suolo di un sistema forestato strutturato con una rete parallela di scoline adacquatrici intercalate da scoline di drenaggio.

Di seguito vengono riportati i principali risultati relativi all'efficacia del sistema tampone nella rimozione delle diverse forme di azoto:

- una fascia tampone larga 15 metri è in grado di rimuovere l'eccesso di azoto proveniente dalle acque superficiali con concentrazioni medie inferiori ai 5mg/l di Ntot e pompate in continuo nel sistema; con questi input, risultati ugualmente positivi (stesse percentuali di abbattimento) sono stati osservati anche in una fascia tampone più stretta, di soli 5 metri; in questo caso è stata evidenziata una maggiore stagionalità dell'efficienza con abbattimenti superiori nella stagione calda (da aprile a novembre) e inferiori nel periodo invernale, da dicembre a marzo;
- dal primo al terzo anno (2000-2002) della conversione dell'area da campo coltivato a bosco, si è registrato un significativo incremento della capacità di ritenzione dei nitrati, con percentuali di abbattimento che passano da circa il 40% all'85%;
- in generale, fin dal secondo anno i dati di bilancio sulle diverse forme azotate nelle acque che attraversano il suolo dell'area tampone, prevalentemente per via sub-superficiale, hanno evidenziato significativi tassi annuali di rimozione dell'azoto: 55-64% di Ntot e 80-85% di N-NO₃, che corrispondono ad una rimozione di 74-84 Kg Ntot ha⁻¹ anno⁻¹ ed a circa 73 Kg N-NO₃ ha⁻¹ anno⁻¹ rispettivamente;
- per l'azoto organico le concentrazioni in uscita nei primi tre anni sono sempre risultate superiori rispetto a quelle in entrata, ma con una progressiva riduzione dei rilasci passando dal primo al terzo anno. Alla luce di questo andamento la rimozione dell'azoto totale disciolto è passata da 23% nel primo anno a valori di 64 e 63% nel secondo e terzo anno rispettivamente;
- a otto anni dall'impianto (2007-2008) le percentuali di ritenzione si sono confermate in linea con quelle degli anni precedenti (60% per Ntot), nonostante la quantità assoluta di azoto immesso sia aumentata

- a seguito dell'incremento dei volumi di irrigazione. La principale differenza riguarda l'azoto organico che non viene più rilasciato in quantità superiori a quelle immesse ma viene ritenuto dal sistema;
- nel 2009, nonostante siano stati indotti artificialmente dei picchi stagionali (di durata settimanale) di N-NO₃ con concentrazioni 10 volte superiori (25-30 mg/l N-NO₃) alle concentrazioni medie delle acque di irrigazione, e che hanno portato ad un incremento complessivo dell'input di Ntot da circa 150 a circa 300 Kg ha⁻¹ anno⁻¹, le percentuali di rimozione si sono confermate in linea con quelle registrate negli anni precedenti, con un incremento in termini di Kg di Ntot rimossi estremamente elevato (rimozione del 52% equivalente a 140 Kg ha⁻¹ anno⁻¹);
 - nel 2010 le percentuali di abbattimento in corrispondenza delle aggiunte stagionali di nitrati si sono ridotte di circa la metà 37% con una rimozione complessiva di "soli" 106 Kg Ntot ha⁻¹ anno⁻¹. Questa minore efficienza potrebbe essere conseguente al taglio del filare arboreo e ad effetti stagionali;
 - assumendo un'efficienza di abbattimento negli altri moduli presenti nell'area tampone analoga a quella del sito sperimentale (assunzione piuttosto realistica vista l'omogeneità in termini di tipologia di suoli e di comportamento idrologico), e conoscendo i volumi complessivi di acqua pompata nell'intero sistema di 30 ha, è possibile stimare la resa in termini di rimozione di Ntot nell'intera area sperimentale per gli anni 2000-2001-2002 e 2008: nel 2000, la ridotta efficienza depurativa permette una rimozione complessiva di circa 0,93 t ha⁻¹ anno⁻¹ di Ntot; nel 2001 e nel 2002 si ha invece una rimozione di circa 2,2 t ha⁻¹ anno⁻¹ di Ntot;
 - nel 2008, se pure l'efficienza del sistema in termini di abbattimento sia invariata, è stata adottata una diversa gestione delle portate in ingresso, con una riduzione da circa 50000 mc ha⁻¹ anno⁻¹ a circa 22000 mc ha⁻¹ anno⁻¹ che ha comportato una riduzione della rimozione complessiva che è risultata di circa 0,9 t ha⁻¹ anno⁻¹ di Ntot; tale decisione è stata assunta nell'ottica di massimizzare le altre riconosciute funzioni dell'area (fruizione, produzione di biomasse) che venivano penalizzate in presenza di suoli costantemente prossimi alla saturazione e simili a quelli di un ambiente paludoso;
 - i dati del 2009-2010 permettono invece di comprendere l'effettiva potenzialità di questo sistema nel caso venisse alimentato da acque con carichi di azoto più elevati; se la concentrazione media risultasse idealmente vicina a 8-10 mg/L di Ntot il sistema sarebbe in grado di rimuovere nel suo complesso quantità superiori alle 4-5 t/ha/anno di Ntot, avvicinandosi sensibilmente alle previsioni modellistiche iniziali;
 - questa tipologia di area tampone nell'arco di un decennio ha determinato una produttività di biomassa legnosa di 35 tonnellate ettaro.

Un altro importante obiettivo perseguito nella terza fase del monitoraggio è stato quello di investigare il ruolo della comunità batterica del suolo, ed in particolare quello dei batteri denitrificanti, nel processo di rimozione dell'azoto e la sua relazione con i principali fattori limitanti quali l'idrologia, i suoli, il clima, la vegetazione e la disponibilità di nutrienti.

I risultati ottenuti dimostrano che:

- in suoli a tessitura fine (limo argillosa), come quelli presenti nel sito sperimentale, le condizioni anossiche necessarie al processo di denitrificazione sono state ottenute creando un'area alluvionale semi-naturale dove i flussi vengono facilmente gestiti; in queste condizioni idrologiche è stato registrato un elevato rateo di denitrificazione, in particolare nello strato intermedio (40-55 cm) mantenuto quasi stabilmente saturo dall'acquifero superficiale formatosi come conseguenza dell'attività irrigua. In particolare i ratei di denitrificazione più elevati sono stati misurati nell'interfaccia tra la zona satura e quella insatura, dove si alternano sia spazialmente che temporalmente processi aerobici (nitrificazione) e quelli anaerobici come la denitrificazione;
- il monitoraggio a lungo termine ha dato l'opportunità di valutare come lo sviluppo del bosco abbia significativamente influenzato il livello della falda superficiale in particolar modo durante la stagione secca. In corrispondenza di un'evapotraspirazione alta si ha un forte abbassamento dei deflussi sub-superficiali che di conseguenza causano l'inibizione del processo di denitrificazione; in questo contesto, la competizione tra le piante e i batteri non si limita all'uso dei nitrati ma viene accentuata dalla capacità degli alberi ad influenzare l'idrologia del suolo ed i connessi processi batterici;

- la denitrificazione potenziale è fortemente influenzata dalla stagionalità, dalla profondità dei suoli e dall'uso del suolo e sua gestione (zona agricola o bosco): le stagioni più calde hanno in genere ratei di denitrificazione potenziale più elevati; la potenzialità a svolgere il processo di denitrificazione si riduce drasticamente negli orizzonti di suolo più profondi a causa della diversa distribuzione delle popolazioni batteriche che si concentrano negli strati più superficiali. Dal confronto del solo strato superficiale, il suolo forestato mostra un rateo di denitrificazione potenziale maggiore di quello del suolo agricolo;
- in generale la disponibilità di carbonio organico risulta il fattore maggiormente limitante per la denitrificazione; nel corso della sperimentazione nello strato superficiale (0-15 cm) è stato riscontrato un aumento del contenuto di carbonio dovuto alla componente vegetale sia erbacea che arborea mentre nessuna variazione significativa è stata riscontrata negli strati sottostanti (40-95 cm).

Un altro aspetto innovativo di questo lavoro, che pochi studi hanno affrontato, è stato quello di mettere in relazione le misure di denitrificazione con la composizione, biomassa e distribuzione dei batteri denitrificanti mediante l'indagine di comunità batteriche contenenti un gene caratteristico per la denitrificazione (*nirK*).

In particolare è stato osservato che:

- la composizione delle comunità *nirK* sono significativamente diverse tra il suolo dell'area tampone e quello agricolo e tra le diverse stagioni;
- dal confronto di questi risultati con le differenze riscontrate sui ratei di denitrificazione potenziale si è concluso che la composizione delle popolazioni batteriche potrebbe influenzare, assieme ad altri fattori ambientali, sia le differenze stagionali che quelle fra i diversi siti (area forestale ed agricola);
- per contro queste differenze non sono state riscontrate tra i diversi orizzonti di suolo; ciò suggerisce che le differenze in termini di potenziale di denitrificazione alle diverse profondità del suolo possa dipendere principalmente, più che dalla composizione, dalla diversa distribuzione delle popolazioni batteriche con una riduzione della biomassa microbica all'aumentare della profondità.

I dati sperimentali sono stati utilizzati inoltre per tarare e validare il modello REMM; la taratura del modello è risultata estremamente difficoltosa sia per la mancanza di equazioni adeguate nel descrivere la complessa idrologia del sito (presenza di vie di deflusso preferenziali), sia per la presenza di alcuni "buchi" nel modello che sono risultati superabili solo grazie all'intervento diretto dei ricercatori che hanno sviluppato il modello presso l'USDA e con i quali è stata avviata una proficua collaborazione per l'ottimizzazione del modello sulla base dei dati di monitoraggio raccolti nel sito Nicolas (tale attività sarà oggetto di future pubblicazioni scientifiche).

Il livello di taratura raggiunto è adeguato per ottenere simulazioni rappresentative per fasce tampone poste su aree limitrofe ad appezzamenti con sistemazioni e lavorazione dei terreni simili a quelle del sito Nicolas e con suoli a tessitura fine.

7 ATTIVITÀ DI DIVULGAZIONE DEL PROGETTO

Data l'importanza del progetto, i risultati emersi dal monitoraggio sono stati presentati con numerose e diversificate azioni divulgative. Visto che l'attività divulgativa fa parte delle attività previste si riporta di seguito una rassegna degli eventi realizzati e di quelli previsti.

7.1 Presentazioni a convegni/seminari

Anno 2003

Evento. Sesto seminario all'interno del progetto "Interventi di valorizzazione delle aree spondali dei corsi d'acqua".
Data. 10 aprile 2003.
Località. Università degli Studi di Bergamo, Bergamo.
Titolo. L'uso delle fasce tampone per l'abbattimento dell'azoto in ambiente agricolo: il caso del fiume Zero nel Bacino scolante della Laguna Veneta.

Seminario su invito (Bruna Gumiero).

Evento. Forestry, Fiera di Padova.
Data. 22 febbraio 2003.
Località. Padova.
Titolo. Efficacia delle fasce tampone forestali. Monitoraggio e Sperimentazione presso l'Azienda Agricola Diana nell'ambito del progetto Ue NICOLAS.

Comunicazione orale su invito (Bruna Gumiero).

Evento. The 8th Symposium on Biogeochemistry of Wetlands.
Data. 14-17 settembre 2003.
Località. Gent, Belgium.
Titolo. Denitrification processes in a experimental buffer zone within the Catchment of Venice Lagoon.

Comunicazione orale (Bruna Gumiero).

Titolo. An experimental site to measure the efficiency of buffer zones in nitrogen reduction.

Poster (Bruno Boz).

Evento. Convegno. "Acqua che scorre: la risorsa idrica e le attività produttive".
Data. 9 ottobre 2003.
Località. Tolentino, Macerata.
Titolo. Acqua e agricoltura: Il ruolo delle fasce tampone per ridurre l'inquinamento diffuso.

Comunicazione orale su invito (Bruna Gumiero).

Evento. International Conference. "Southern European Coastal Lagoons: the influence of River Basin-coastal zone interactions".
Data. 10-12 novembre 2003.
Località. Castello Estense, Ferrara, Italy.
Titolo. Fiume Zero (Venice): Hydro-chemical modelling (Nitrogen) of the freshwater-tidal section and overview of nutrient retention dynamics of the experimental habitat areas. (Bruna Gumiero, Bruno Boz, Paolo Cornelio, Nick Haycock, Giuseppe Baldo).

Comunicazione orale su invito (Nick Haycock).

Anno 2004

Evento. COST Action 856. "Ecological Aspects of Denitrification, with Emphasis on Agriculture. 2nd Scientific Meeting".

Data. 25-28 marzo 2004.

Località. Marburg, Germany.

Titolo. Denitrification processes in a experimental buffer zone within the Catchment of Venice Lagoon.

Poster (Bruna Gumiero).

Titolo. An experimental site to measure the efficiency of buffer zones in nitrogen reduction.

Poster (Bruno Boz).

Evento. Seminario del Politecnico di Milano. "I piani di tutela delle acque: gestione della qualità delle risorse idriche".

Data. marzo 2004.

Località. Milano.

Titolo. La riduzione dei carichi inquinanti per mezzo della riqualificazione delle fasce fluviali.

Comunicazione orale su invito (Bruna Gumiero).

Evento. Progetto LIFE. "Forest for Water. La foret au service de l'eau". Incontro internazionale.

Data. 16-17 giugno 2004.

Località. Privas (Ardèche), France.

Titolo. Buffer zones as opportunity to enhance water quality: an Italian experience.

Comunicazione orale su invito (Bruna Gumiero).

Evento. Workshop. "Ecotoni Ripari e costieri". Università degli studi Mediterranei di Reggio Calabria

Data: 21-25 giugno 2004.

Località. Gambarie d'Aspromonte, Reggio Calabria.

Seminari. L'Effetto Tampone negli Ecotoni Ripari.

Comunicazione orale su invito (Bruno Boz).

Anno 2005

Evento. COST Action 856. "Ecological Aspects of Denitrification, with Emphasis on Agriculture. 3rd Scientific Meeting: Denitrification as a challenge for agriculture, environment and basic research".

Data. 6-10 aprile 2005.

Località. Padova.

Titolo. Denitrification pattern in an experimental buffer area.

Comunicazione orale su invito (Bruna Gumiero).

Evento. Workshop. "Tecnologie di fitodepurazione dell'acqua". AATO Bacchiglione.

Data. 23 novembre 2005.

Località. Padova, sede Veneto Agricoltura Agripolis.

Titolo. Reti boscate e biomasse.

Comunicazione orale su invito (Bruno Boz).

Anno 2006

Evento. Convegno. "International Conference on Riverine Hydroecology. Advances in Research and Applications".

Data. 14-18 agosto 2006.

Località. University of Stirling, Scotland.

Titolo. Denitrification pattern in an experimental buffer area.

Comunicazione orale (Bruna Gumiero).

Evento. Progetto LIFE. "Forest for Water". Incontro internazionale.

Data. 23-24 agosto 2006.

Località. Lycksele, Sweden.

Titolo. Restoration and prevention: the importance of riparian vegetation.

Comunicazione orale su invito (Bruna Gumiero).

Evento. Convegno. "Fasce tampone crescono: alberi, acque e paesaggio rurale". Regione Lombardia-DG Agricoltura in collaborazione con ERSAF.

Data. 23 febbraio 2006.

Località. Milano.

Titolo. Il Progetto Life FT e il Consorzio di Bonifica Dese Sile.

Comunicazione orale su invito (Bruno Boz).

7.2 Presentazioni a convegni/seminari effettuati durante la terza fase di monitoraggio

Anno 2007

Evento. Australian Rivers Institute-Seminar Series.

Data. 15 marzo 2007.

Località. Griffith University, Brisbane, Australia.

Titolo. Integrated strategies for nitrate reduction within the Venice Lagoon Basin.

Seminario su invito (Bruna Gumiero).

Evento. Seminario presso la FAO.

Data. 25 aprile 2007.

Località. FAO, Roma.

Titolo. Integrated strategies in Nitrate reductions within the Venice Lagoon Basin.

Seminario su invito (Bruna Gumiero).

Evento. Convegno all'interno della Fiera Forlener organizzato dalla Provincia di Biella. "I sistemi forestali filtro: una coltura specializzata da reddito che produce energia e fa bene all'ambiente".

Data. 29 settembre 2007.

Località. Biella.

Titolo. I sistemi forestali filtro: cosa sono e come funzionano.

Comunicazione orale su invito (Bruno Boz).

Anno 2008

Evento. 4th ECRR International Conference on River Restoration.
 Data. 16-19 giugno 2008.
 Località. Venezia.
 Titolo. River Restoration integrated actions to reduce river Zero nitrate input to Venice Lagoon.
 Presentazione orale (Bruno Boz).

Evento. 4th ECRR International Conference on River Restoration.
 Data. 16-19 giugno 2008.
 Località. Venezia.
 Visita guidata: Fossa Pagana e nodo Carmason (Bruna Gumiero, Bruno Boz, Beppe Baldo, Paolo Cornelio, Stefano Raimondi).

Anno 2009

Evento. "Fasce tampone vegetate e reticolo idrografico di pianura: uso e gestione integrata del territorio".
 Data. 20 gennaio 2009.
 Località. Reggio Emilia.
 Titolo. Esperienze del Consorzio Dese Sile, progetto Nicolas.
 Presentazione orale su invito dell'autorità di Bacino del Po (Bruna Gumiero).
 Titolo. Esperienze del Consorzio Dese Sile, progetto Nicolas.
 Presentazione orale su invito dell'autorità di Bacino del Po (Bruno Boz).

Evento. Conferenza. "Delta Landscape in Europe: a Comparison".
 Data. 28 maggio 2009.
 Località. Rovigo.
 Titolo. Progetto integrato di riqualificazione fluviale per ridurre l'apporto di nutrienti del fiume Zero alla Laguna di Venezia.
 Presentazione orale su invito (Bruno Boz).

Evento. Australian Rivers Institute-Seminar Series.
 Data. 18 settembre 2009.
 Località. Griffith University, Brisbane, Australia.
 Titolo. A long term experience (almost 10 years) with nitrogen removal in a wooded experimental site.
 Seminario su invito (Bruna Gumiero).

Evento. 10th INTECOL. "Ecology in a Changing climate".
 Data. 16-21 agosto 2009.
 Località. Brisbane, Australia.
 Titolo. Experience with nitrate removal by forest systems within Venice lagoon basin: future needs and changes.
 Presentazione orale su invito (Bruna Gumiero).

Evento. Corso di riqualificazione fluviale organizzato da Veneto Agricoltura.
 Data. 19 novembre 2009.
 Località. Mogliano Veneto.
 Titolo. Visita guidata al sito sperimentale Nicolas (Mogliano Veneto) e ad opere realizzate dal consorzio di bonifica Dese Sile.
 Guida (Bruno Boz).

Evento. International workshop towards new methods to manage nitrate pollution within the Water Framework Directive.
 Località. Parigi, Francia.
 Titolo. A long term experience (almost 10 years) with nitrogen removal in a wooded experimental site.

Presentazione di poster (Bruna Gumiero e Bruno Boz).

Anno 2010

Evento. 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control.
 Data. 4-9 ottobre 2010.
 Località. Venice, Italy.
 Titolo. Nitrogen removal by a irrigated wooded buffer area.

Presentazione (Bruna Gumiero).

Anno 2011

Evento. HydroEco 2011. 3rd International Multidisciplinary Conference on Hydrology and Ecology. "Ecosystems, groundwater and surface water-pressure and options".
 Data. 2-5 maggio 2011.
 Località. Vienna, Austria.
 Titolo. The efficiency in nitrogen removal of a irrigated buffer area.

Presentazione (Bruna Gumiero).

Evento. IWA. 15th International Conference of IWA diffuse pollution specialis. "Diffuse pollution and eutrofication".
 Simposio. "Bringing Together Science and Policy to Protect and Enhance Wetland Ecosystem Services in Agricultural Landscapes". Symposium sponsored by the OECD Co-operative Research Programme.
 Data. 18-23 settembre 2011.
 Località. Rotorua, New Zealand.
 Titolo. Integrating riparian/floodplain wetland and river restoration in Europe.

Presentazione su invito di OECD (Bruna Gumiero).

Evento. Convegno internazionale sulla biodiversità microbica.
 Data. 27 ottobre 2011.
 Località. Milano.
 Titolo. Microbial diversity and denitrification in a wooded riparian strip.
 Rahman M. Mizanur, Basaglia Marina, Fontana Federico, Boz Bruno, Gumiero Bruna, Casella Sergio.

Presentazione di poster (Sergio Casella).

Anno 2012

Evento. Seminario. "Le fasce tampone come strategia per la riduzione dell'inquinamento dei corpi idrici".
 Data. 1-2 marzo 2012.
 Località. Firenze.
 Titolo. Le fasce tampone e il miglioramento qualitativo delle acque.

Presentazione su invito (Bruna Gumiero).

Titolo. Previsione dell'efficacia depurativa (il modello REMM). Applicazioni nel sito NICOLAS.
 Presentazione su invito (Bruno Boz).

7.3 Pubblicazioni

- AA. VV. (2011), *Nicolas: nuove prospettive di riqualificazione fluviale. Un sito sperimentale al servizio dell'uomo e dell'ambiente*, Centro Internazionale Civiltà dell'Acqua (a cura di), Consorzio di Bonifica Acque Risorgive, Ed. Centro Civiltà dell'Acqua.
- Boz B., Gumiero B. e Cornelio P. (2011), Rimozione dell'azoto diffuso: analisi dell'efficacia e dei processi di rimozione in un'area tampone boscata (sito sperimentale "Nicolas"), *Atti del Convegno "Direttiva nitrati: dalla ricerca alla gestione del territorio inquinamento diffuso e aree tampone"*, Legnaro (PD), 31 maggio-1 giugno 2011.
- Boz B., Gumiero B. (2008), River Restoration integrated actions to reduce river Zero nitrate input to Venice Lagoon, Gumiero, Rinaldi and Fokkens (Eds), in *4th ECRR Conference on River Restoration*, pp. 1074.
- Boz B., (2007), Aree filtro forestali per il trattamento dei reflui, *Alberi e Territorio*, n. 7-8, Anno IV, luglio/agosto, Ed. Il Sole24ore, Edagricole, pp. 12-16.
- Gumiero B., Boz B., Cornelio P., Casella S. (2011), Shallow groundwater nitrogen and denitrification in a newly afforested, subirrigated riparian buffer, *Journal of Applied Ecology*, 48: 1135-1144. doi: 10.1111/j.1365-2664.2011.02025.x-ISI listed Journal. Impact Factor: 4.9.
- Gumiero B., Cornelio P., Boz B. (2011), Nitrogen removal by an irrigated wooded buffer area, *Water Practice and Technology*, first published online September 2011.
- Gumiero B., Boz B., Cornelio P. (2010), Nitrogen removal by an irrigated wooded buffer area, *Proceedings of 12th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Oct. 4-8 2010, Venice, pp. 410-420.
- Gumiero B., Boz B., Cornelio P. (2010a), Buone pratiche di riqualificazione fluviale: il progetto Nicolas, *Diario Europeo. Culture, prospettive e progetti per l'Europa*, n. 2/2010.
- Gumiero B., Boz B., Cornelio P. (2010b), River Restoration and Sustainable Agriculture in the Venice Lagoon Basin: the Nicolas project, in Eulisse E., Hemmami M. and Koopmanschap E. (Eds), *Sustainable Use of Water in Agriculture: Indicators and Trends for Water Resources Conservation*, proceedings of the 3rd Marie Curie training course "European Sustainable Water Goals", Università Ca' Foscari Venezia-Centro Internazionale Civiltà dell'Acqua.
- Gumiero B., Boz B., Cornelio P. (2008), Efficacia delle fasce tampone arboree nella riduzione dei carichi di azoto. Monitoraggio e sperimentazione presso l'azienda pilota e dimostrativa "Diana" di Veneto Agricoltura, Scheda tecnica (bilingue), Ed. Veneto Agricoltura.
- Gumiero B., Boz B., Cornelio P. (2008), Progetto integrato di riqualificazione fluviale per ridurre l'apporto di nutrienti del fiume Zero alla Laguna di Venezia, Brochure (bilingue).
- Gumiero B., Boz B. (2006), Fasce tampone arboree nella riduzione dei carichi di azoto, *Alberi e Territorio*, n. 1/2, 2006, Ed. Il Sole24ore, Edagricole, pp. 40-46.
- Gumiero B., Boz B. (2005), COST Action 856: Ecological Aspects of Denitrification, with Emphasis on Agriculture, Padua, Italy, April 6-10, 2005, *Denitrification as a challenge for agriculture, environment and basic research* (abstract).
- Gumiero B., Boz B. (2004), La riduzione dei carichi inquinanti per mezzo della riqualificazione delle fasce fluviali, in L. Bonomo e R. Vismara (a cura di), *I Piani di Tutela delle acque*, Politecnico di Milano, Ed. CIPA, Milano.
- Gumiero B., Cornelio P., Boz B., Baldo G. (2004), Interventi di riqualificazione ambientale lungo il basso corso del fiume Zero per il controllo e la riduzione dei nutrienti sversati nella Laguna di Venezia, *Corsi d'acqua e aree di sponda: Per un progetto di valorizzazione. Politiche e tecniche di valorizzazione*, Bergamo University Press (Quaderni), Ed. Sestante.
- Gumiero B., Cornelio P., Boz B. (2003), Efficacia delle fasce Tampone forestali. Monitoraggio e sperimentazione presso l'Azienda Agricola Diana nell'ambito del progetto europeo Nicolas, *Atti del convegno "La Fitodepurazione: applicazione e prospettive"*, Ed. ARPAT, pp. 385-391.
- Haycock N.E., Gumiero B., Boz B., Vardiero V., Baldo G., Cornelio P. (2005), Il progetto Fasce Tampone Boscate (FTB) del Consorzio di Bonifica Dese Sile: uno strumento utile al risanamento della Laguna di Venezia, *Atti dei convegni "Lincoi 216, Giornata Mondiale dell'Acqua-Acqua e copertura vegetale"* (Roma, 22 marzo 2004), Accademia Nazionale dei Lincei, Barbi Editore, pp. 127-134.

- Haycock N.E., Gumiero B., Boz B., Vardiero V., Baldo G., Cornelio P. (2004), Il progetto Fasce Tampone Boscate (FTB) del Consorzio di Bonifica Dese Sile: uno strumento utile al risanamento della Laguna di Venezia, *Atti del Convegno "Sistemi Agricoli e inquinamento da nitrati"*, Perugia 11-12 dicembre 2003, Ed. Arpa Umbria.
- Mastrocicco M., Boz B., Colombani N., Carrer G.M., Bonato M., Gumiero B. (2012), Modeling groundwater fast residence time in a sub-irrigated buffer zone, *Catena* (submitted).
- Rahman M., Basaglia M., Vendramin E., Boz B., Gumiero B., Casella S. (2012), Microbial diversity of a wooded riparian strip soil specifically designed for enhancing denitrification process, *Soil biology and biochemistry* (submitted).

Tesi di Laurea

- Marcella Montanarini, *Processi di decomposizione di materiale vegetale in un tratto del canale Draganziolo (Consorzio di Bonifica Dese Sile-Venezia)*, AA 2000/01.
- Paola Fiori, *Aspetti ecologici del processo di Denitrificazione negli Ecotoni Ripari di un Sito Sperimentale*, AA 2001/2002.
- Adriana Locascio, *Effetti degli interventi di manutenzione delle fasce riparie sui processi di decomposizione della vegetazione erbacea e delle macrofite acquatiche*, AA 2001/2002.
- Mattia Scozzoli, *Efficienze nell'abbattimento dell'azoto in un'area tampone sperimentale: Bacino scolante della Laguna di Venezia*, AA 2002-2003.
- Marialaura Santoro, *Produttività e dinamiche di assimilazione della vegetazione in un'area tampone boscata (Nicolas)*, AA 2009-2010.
- Vardiero V. (2008). *Fasce Tampone Boscate e applicazione del Modello Remm (Riparian Ecosystem Management Model)*, Tesi di Master di I Livello in Bonifica Idraulica e Irrigazione, Facoltà di Ingegneria, Dipartimento IMAGE, Università degli Studi di Padova.

Tesi di dottorato

- Rahman M.M. (2011), *Microbial biodiversity in a wooded riparian zone specifically designed for enhancing denitrification process*, PhD Thesis, Doctorate School of Crop Science, Cycle XXIII, Department of Agricultural Biotechnology, University of Padua.
- Boz B. (2011), *Denitrification activity and denitrifying population dynamic in the soil of a wooded riparian strip*, PhD Thesis, Doctorate School of Crop Science, Cycle XXIII, Department of Agricultural Biotechnology, University of Padua.

Relazioni di approfondimento (reperibili presso il Consorzio di Bonifica Acque Risorgive)

- *Relazione Finale relativa al contributo del Dipartimento di Biotechnologie Agrarie - Università di Padova* (responsabile scientifico: prof. Sergio Casella. A cura di Sergio Casella, Marina Basaglia, Elena Vendramin, Federico Fontana, Md Mizanur Rahman).
- *Realizzazione di azioni di gestione e miglioramento con diffusione dei risultati delle fasce tampone boscate presenti presso l'Azienda Pilota Dimostrativa "Diana" in Mogliano Veneto*. Relazione conclusiva. Veneto Agricoltura (Dirigente del Settore Bioenergie e Cambiamento Climatico: Dott. For. Federico Correal Santacroce. Tecnici: Dott. For. Cristina Dalla Valle, Dott. For. Andrea Rizzi, Dott. For. Elisabetta Tomé).
- *Studio delle interazioni fra falde acquifere superficiali*. Progetto "Estensione, completamento e gestione della Zona Tampone arborea presso l'Azienda Agricola Diana di Veneto Agricoltura". AD GEO Sistemi per l'Ambiente – Inforgea Studio, analisi e progettazione ambientale (Dott. Geol. Diego Albanese).
- *Stima dei tempi medi di residenza delle acque nella fascia tampone boscata Nicolas*. Università degli Studi di Padova, Facoltà di Ingegneria, Dipartimento di Processi Chimici dell'Ingegneria, Laboratorio Analisi dei Sistemi Ambientali (responsabile scientifico: prof. Luca Palmieri. Collaboratori alla ricerca: Dott. Giovanni Marco Carrer, Dott. Marco Bonato, Dott. Giovanni Mescoli, Dott. Carla Comis).

- *Studio dello sviluppo di utilizzo delle biomasse per la produzione di energia elettrica, relativa al progetto “Estensione, completamento e gestione della Zona Tampone arborea presso l’Azienda Agricola Diana di Veneto Agricoltura”.* Progettista: Studio Gaia Dott. For. Giustino Mezzalira. Con la collaborazione di: Ing. Giuseppe Baldo, Ingegneria e Ambiente; Studio Tecnico Ing. Albero Colucci; Project Management Consulting. Capo progetto: Dott. For. Giustino Mezzalira; collaboratore: Dott. For. Giorgia Zane.
- *Lavifauna svernante e nidificante nella zona tampone arborea realizzata presso l’Azienda Diana di Veneto Agricoltura.* Dott. Nat. Michele Pegorer.
- *Indagini su specie ed habitat di interesse comunitario nell’Azienda Diana di Veneto Agricoltura ed in aree ecologicamente connesse.* Dott. Nat. Michele Pegorer.
- *La fauna ittica dei fiumi Zero e Dese.* Dott. Biol. Thomas Busatto.

7.4 Altre attività

- Stage. Nel giugno 2000 Bruna Gumiero ha partecipato a uno stage presso il College of Agriculture, California State University, Chico California (referente: prof. Lee Altier), sull’utilizzo del modello REMM (Riparian Ecosystem Management Model).
- Summer school: Bruno Boz ha frequentato la summer school: “Le Fasce Tampone Boscate per il controllo dell’inquinamento delle acque” presso la Ghent University, Gent, Belgio (agosto/settembre 2001).
- Cinque Comitati Tecnico Scientifici effettuati in data: 16 gennaio 2007; 23 aprile 2008; 5 marzo 2009; 17 febbraio 2010; 12 ottobre 2010.
- Conferenza stampa tenutasi il 13 giugno 2008 presso la sede del Consorzio di Bonifica Dese Sile, organizzata da Veneto Agricoltura.
- Due visite guidate con dipendenti FAO al fine di valutare future possibili collaborazioni.
- Visita guidata internazionale. Field trip in occasione della “4th ECRR International Conference on River Restoration”. Sono state effettuate due soste una alla fossa Pagana e una al Nodo Carmason. In questa occasione è stata distribuita una brochure con l’inquadramento degli interventi di Riqualficazione Fluviale effettuati dal Consorzio Dese Sile. Partecipanti: circa un centinaio.
- Attivazione del comparto Ambientale per il sito web del Consorzio nel 2010.
- Organizzazione di un convegno nazionale in cui sono stati invitati diversi esperti stranieri. “Direttiva Nitrati: dalla ricerca alla gestione del territorio”. Inquinamento diffuso e aree tampone, 31 maggio-1 giugno 2011, Corte Benedettina, Legnaro (PD).

BIBLIOGRAFIA

- Abernathy B. and Rutherford I.D. (1999), Where along a river's length will vegetation most effectively stabilize stream banks?, *Geomorphology*, 23, 55-75.
- Allen R.G., Pereira L.S., Raes D. and Smith M. (1998), *Crop Evapotranspiration: Guidelines for Computing Crop Water Requirements*, United Nations Food and Agriculture Organization, Irrigation and Drainage Paper, 56, Rome, Italy.
- Altier L.S., Lowrance R.R., Williams R.G., Inamdar S.P., Bosch D.D., Sheridan J.M., Hubbard R.K. and Thomas D.L. (2002), Riparian Ecosystem Management Model (REMM): Simulation for ecological processes in riparian zones, *Conservation Research Report*, 46, Washington, D.C., USDA Agricultural Research Service.
- Altman S.J. and Parizek R.M. (1995), Dilution of nonpoint-source nitrate in groundwater, *Journal of Environmental Quality*, 24, 707-718.
- Ambus P. and Lowrance R.L. (1991), Comparison of denitrification in two riparian soils, *Soil Science Society of American Journal*, 55, 994-997.
- Ambus P. and Zechmeister-Boltenstern S. (2007), Denitrification and N-Cycling, in *Biology of the Nitrogen Cycle*, Bothe H., Ferguson S.J. and Newton W.E. (Eds), Elsevier B.V., 343-358.
- ANPA (2002), Linee guida per la ricostruzione di aree umide per il trattamento di acque superficiali, *Manuali e linee guida 9/2002*, Dipartimento Prevenzione e Risanamento Ambientale.
- APHA AWWA WEF (2005a), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 4500-NO₂, pp. 4-119, 21st Edition, American Public Health Association, Washington, D.C.
- APHA AWWA WEF (2005b), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 4500-NH₃, Page 4-114, 21st Edition, American Public Health Association, Washington, D.C.
- ARPAV (2004), *The soil map of the Venice Lagoon Watershed*, ARPAV.
- ARPAV (2007), *L'interpretazione delle analisi del terreno*, ARPAV, ISBN 88-7504-115-6.
- Azienda Regionale Foreste (1990), Speciale siepi, *Le foreste*, 5-6, 90.
- Azienda Regionale Foreste (1996), *Fasce Tampono. Il ruolo delle bande boscate ripariali nel contenimento dell'eutrofizzazione delle acque superficiali*, Regione Veneto, Mestre (VE).
- Bais H.P., Weir T.L., Perry L.G., Gilroy S. and Vivanco J.M. (2006), The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and other organisms, *Annual Rev. Plant. Biol.*, 57, 233-266.
- Balestrini R., Arese C., Delconte C.A., Lotti A. and Salerno F. (2011), Nitrogen removal in subsurface water by narrow buffer strips in the intensive farming landscape of the Po River watershed, Italy, *Ecological Engineering*, 37, 148-157.
- Baudoin E., Benizri E. and Guckert A. (2003), Impact of artificial root exudates on the bacterial community structure in bulk soil and maize rhizosphere, *Soil Biol. Biochem.*, 35, 1183-1192.
- Bayley P.B. (1995), Understanding large river-floodplain ecosystems, in *BioScience*, 45(3), 154.
- Beierkuhnlein C. and Jentsch A. (2005), Ecological importance of species diversity. A review on the ecological implications of species diversity in plant communities, in *Plant Diversity and Evolution: Genotypic and Phenotypic Variation in Higher Plants*, Henry R.J. (Ed), 249-285, CAB International, Wallingford, UK.
- Berks B.C., Ferguson S.J., Moir J.W.B. and Richardson D.J. (1995), Enzyme and associated electron transport systems that catalyse respiratory reduction of nitrogen oxides and oxyanions, *Biochim. Biophys. Acta*, 1232, 97-173.
- Bernardoni A. e Casale F. (a cura di) (2000), Zone umide d'acqua dolce. Tecniche e strategie di gestione della vegetazione palustre, atti di convegno, *Quad. Ris. Nat. Paludi di Ostiglia*, 1.
- Beschta R.L. (1984), *A computer model for predicting stream temperatures resulting from management of streamside vegetation*, USDA Forest Service, WSDG-AD-00009.
- Blackmer A.M., Bremner J.M. (1977), Nitrogen isotope discrimination in denitrification of nitrate in soils, in *Soil Biological Biochemistry*, 9, 73.
- Bohlke J.K. and 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 watersheds, in *Water Resources Research*, Atlantic coastal plain, Maryland, 31, 2319-2339.

- Borin M., (1998), Agricoltura ed inquinamento delle acque: metodi di studio e indicazioni della ricerca, in *Genio Rurale*, 12, 39-48.
- Boyle S.A., Rich J.J., Bottomley P.J., Cromack K. and Myrold D.D. (2006), Reciprocal transfer effects on denitrifying community composition and activity at forest and meadow sites in the Cascade Mountains of Oregon, in *Soil. Biol. Biochem.*, 38, 870-878.
- Bremer C., Braker G., Matthies D., Beierkuhnlein C. and Conrad R. (2009), Plant presence and species combination, but not diversity, influence denitrifier activity and the composition of *nirK*-type denitrifier communities in grassland soil, in *FEMS Microbiol. Ecol.* 2009, 1-11.
- Brookes P.C., Landman A., Pruden G. and Jenkinson D.S. (1985), Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil, in *Soil Biology and Biochemistry*, 17 (6), 837-842.
- Brown G.W. and Krygier J. T. (1970), Effects of clear cutting on stream temperature, in *Water Resources Research*, 6 (4), 1133-1139.
- Burgin A.J. and Hamilton S.K. (2007), Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways, in *Front. Ecol. Environ.*, 5, 89-96.
- Burt T.P. (1996), The hydrology of headwater catchments, in *River flows and channel forms*, Petts G.E. and Calow, P. (Ed), pp. 6-31, Blackwell, Oxford, UK.
- Burt T.P. (1997), The Hydrological role of floodplain within the drainage basin system, in *Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection*, Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T. e Pinay G. (Eds), Quest Environmental, Harpenden.
- 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. and Maitre V. (2002), Water table fluctuations in the riparian zone: comparative results from a pan-European experiment, *Journal of Hydrology*, 265, 129-148.
- Butturini A., Bernal S., Nin E., Hellin C., Rivero L., Sabater S. and Sabater F. (2003), Influences of the stream-groundwater hydrology on nitrate concentration in unsaturated riparian area bounded by an intermittent Mediterranean stream, in *Water Resources Res.*, 39 (4).
- Carline R.F. and Walsh M.C. (2007), Responses to riparian restoration in the Spring Creek watershed, central Pennsylvania, in *Restoration Ecology*, 15, 731-742.
- Carpenter S.R., Caraco N.E., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N. and Smith V.H. (1998), Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen, in *Ecological Applications*, v.8, pp. 559-568.
- Castelle A.J., Johnson A.W. and Conolly C. (1994), Wetland and stream buffer size requirements a review, in *Journal of Environ. Qual.*, 23, 878-882.
- Centro vivaistico e per le attività fuori foresta (1999), *Guida tecnica all'uso delle piante prodotte*, Ed. Veneto Agricoltura, Legnaro (PD).
- Chescheir C.M., Skaggs R.W., Gilliam J.W. and Broadhead R.G. (1988), Hydrology of wetland buffer areas for pumped agricultural drainage water, in *The Ecology and Management of Wetlands*, Hook D.D. (Ed), Timber Press, Portland, OR, 260-274.
- CIA Abruzzo (1996), *Guida all'arboricoltura da legno in Abruzzo*, Servizio di Assistenza Tecnica e Divulgazione Agricola, Ed. Cogecstre, Penne (PE).
- Clement J.C., Holmes R.M., Peterson B.J. and Pinay G. (2003), Isotopic investigation of denitrification in a riparian ecosystem in western France, in *Journal of Applied Ecology*, 40, 1035-1048.
- Cooke J.G. and Cooper A.B. (1988), Sources and sinks of nutrients in a New Zealand hill pasture catchment III, Nitrogen, in *Hydrol. Process.*, 2, 135-149.
- Cooper A.B. (1990), Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment, in *Hydrobiologia*, 202, 13-26.
- Coops H. and Geilen N. (1996), *Helophytes, on the characteristics and applications in water and shore management*, Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment, RIZA, Ed. Geilen, the Netherlands.
- Correale Santacroce F. (1997), La progettazione delle siepi campestri, in *Sherwood*, 20, 31-37.
- Correll D.L. (1983), N and P in soils and runoff of three coastal plain land uses, in *Nutrient Cycling in Agricultural Ecosystems*, R. Lowrance, R. Todd, L. Asmussen, and R. Leonard (Eds), University of Georgia, Agricultural Experiment Station, Special Publication 23, Athens, Georgia, pp. 207-224.
- Correll D.L. and Weller D.E. (1989), Factors limiting processes in freshwater wetlands: an agricultural primary stream riparian forest, in *Freshwater Wetlands and Wildlife*, Sharitz R.R. and Gibbons J.W. (Eds), USDOE, Oak Ridge, TN, USA, pp. 9-23.
- Correll D.L. (1991), Human impact on the functioning of landscape boundaries, in *The Role of Landscape Boundaries in the Management and Restoration of Changing Environments*, Holland M., Naiman, R.J. and Risser P.G. (Eds), Man and the Biosphere Program, UNESCO, Paris, pp. 90-109.

- Correll D.L., Jordan T.E. and Weller D.E. (1996), Failure of agricultural riparian buffers to protect surface waters from groundwater contamination, in *Groundwater-Surface Water Ecotones*, Gilbert J. (Ed), Cambridge University Press, London.
- Correll D.L. (1997), Buffer zones and water quality protection: general principles, in *Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection*, Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T. e Pinay G. (Eds), Quest Environmental, Harpenden.
- Costa R., Gotz M., Mrotzek N., Lottmann J., Berg G. and Smalla K. (2006), Effects of site and plant species on rhizosphere community structure as revealed by molecular analysis of microbial guilds, in *FEMS Microbiol. Ecol.*, 56, 236-249.
- Daniels R.B. and Gilliam J.W. (1996), Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters, in *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60, 246-251.
- Davidson E.A., Swank W.T. and Perry T.O. (1986), Distinguishing between nitrification and denitrification as sources of gaseous nitrogen production in soil, in *Applied and Environmental Microbiology*, 52, 1280-1286.
- Décamps H., Pinay G., Naiman R.J., Petts G.E., McClain M.E., Hillbricht-Ilkowska A., Hanley T.A., Holmes R.M., Quinn J., Gibert J., Planty-Tabacchi A.M., Schiemer F., Tabacchi E. and Zalewski M. (2004), Riparian zones: where biogeochemistry meets biodiversity in management practice, in *Polish Journal of Ecology*, 52 (1), 3-18.
- Denver J.M. (1991), Groundwater-sampling network to study agrochemical effects on water quality in the unconfined aquifer, *Groundwater Residue Sampling Design*, ACS Symposium series, vol. 465.
- Desbonnet A., Pogue P., Lee V. and Wolff N. (1994), *Vegetated Buffers in the Coastal Zone. A Summary Review and Bibliography*, Rhode Island Sea Grant, University of Rhode Island, Narragansett, RI. Coastal Resources Center, Tech. Rep., 2064.
- Dhondt K., Boeckx P., Van Cleemput O., Hofman G. and Detroch F. (2002), Seasonal groundwater nitrate dynamics in a riparian buffer zone, *Agronomie*, 22 (2002), 747-753747© INRA, EDP Sciences, DOI: 10.1051/agro:2002063.
- Dhondt K., Boeckx P. Van Cleemput O. and Hofman G. (2003), Quantifying nitrate retention processes in a riparian buffer zone using the natural abundance of ¹⁵N in NO₃, *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 17, 2597-2604.
- Dhondt K., Boeckx P., Hofman G. and Van Cleemput O. (2004), Temporal and spatial patterns of denitrification enzyme activity and nitrous oxide fluxes in three adjacent vegetated riparian buffer zones, in *Biol Fertil Soils*, 40, 243-251.
- Dierberg F.E. and DeBusk T.A. (2005), An evaluation of two tracers in surface-flow wetlands: Rhodamine-WT and Lithium, in *Wetlands*, 25 (1), 8-25.
- Dillaha T.A., Sberard J.H., Lee D., Mostaghimi S. and Shanholtz V.O. (1988), Evaluation of vegetative filter strips as a best management practice for feed lots, *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 60, 1231-1238.
- Dillaha T.A., Reneau R.B., Mostaghimi S. and Lee D. (1989), Vegetative filter strips for agricultural non point source pollution control, *Transactions of ASAE*, 32, 2, 491-496.
- Dillaha T.A. and Inamdar S.P. (1996), Buffer Zones as Sediment, Traps or Sources, in Haycock, N.E., T.P. Burt, K.W.T. Goulding & G. Pinay (Eds), *Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection*, Quest Environmental, Harpenden.
- Dorman M.E., Hartigan J., Steg R.F. and Quasebarth T.F. (1996), *Retention, Detention and Overland Flow for Pollutant Removal from Highway Stormwater Runoff*, Volume I, Research Report, Federal Highway Administration, Report FHWA-RD-96-095.
- Dosskey M.G. and Bertsch P.M. (1994), Forest sources and pathways of organic matter transport to a blackwater stream: a hydrologic approach, *Biogeochemistry*, 24, 1-19.
- Driscoll C.T., Whitall D., Aber J., Boyer E., Castro M., Crona C., Goodale C.L., Groffman P., Hopkinson C., Lambert K., Lawrence G. and Ollinger S. (2003), Nitrogen pollution in the North-Eastern United States: sources, effects, and management options, *Bioscience*, 53, 357-374.
- EEA European Environment Agency (2005), *The European Environment State and outlook*, Integrated Assessment Part A, EEA report, 1/2005.
- Fennesy M.S. and Cronk J.K. (1997), The effectiveness and restoration potential of riparian ecotones for the management of nonpoint source pollution, particularly nitrate, *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 27, 285-317.
- Firestone M.K., Firestone R.B. and Tiedje J.M. (1980), Nitrous oxide for soil denitrification: Factors controlling its biological production, *Science*, 208, 749-751.

- Fogel R. and Hunt G. (1983), Contribution of mycorrhizae and soil fungi to nutrient cycling in a douglas - fir ecosystem, *Can. J. For. Res.*, 12, 219-232.
- Fry B. (1991), Stable isotope diagrams of freshwater foodwebs, *Ecology*, 72, 2293-2297.
- Fustec E., Mariotti A., Grillo X., Sajus Y. (1991), Nitrate removal by denitrification in alluvial groundwater: role of a former channel, *J. of Hydrology*, 123, 337-354.
- Gamble T.N., Betlach M.R., and Tiedje J.M. (1977), Numerically dominant denitrifying Bacteria from world soils, *Appl Environ Microbiol.*, 33, , 926-939.
- Gilliam J.W., Daniels R.B. and Lutz J.F. (1974), Nitrogen content of shallow groundwater in the North Carolina coastal plain, *Journal of Environmental Quality*, 20, 671-674.
- Gilliam J.W., Skaggs R.W. and Weed S.B. (1979), Drainage control to diminish nitrate loss from agricultural fields, *Journal of Environmental Quality*, 8, 137-142.
- Gilliam J.W., Skaggs R.W. and Doty C.W. (1986), Controlled agricultural drainage: An alternative to riparian vegetation, in Correll D.L. (Ed), *Watershed Research Perspectives*, Smithsonian Press, Washington DC, pp. 225-243.
- Gilliam J.W., Parson J.E and Mikkelsen R.L. (1997), Nitrogen dynamics and buffer zones, in Haycock, N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T. and Pinay G. (Eds), *Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection*, Quest Environmental, Harpenden.
- Grayston S.J., Wang S.Q., Campbell C.D. and Edwards A.C. (1998), Selective influence of plant species on microbial diversity in the rhizosphere, *Soil Biol Biochem.*, 30, 369-378.
- Grayston S.J., Griffith G.S., Mawdsley J.L., Campbell C.D. and Bardgett R.D. (2001), Accounting for variability in soil microbial communities of temperate upland grassland ecosystems, *Soil Biol. Biochem.*, 33, 533-551.
- Greenland and Hayes (Eds) (1981), *Chemistry in Soil Processes*, Wiley, N.Y.
- Gregory S. and Ashkenas L. (1990), *Riparian management guide. Willamette National Forest*, USDA Forest Service, Willamette National Forest, Eugene, OR.
- Gregory S.V., Frederick J.S., Arthur W., McKee and Kenneth W. C. (1991), An ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water, *Bioscience*, 41 (8), 540-549.
- Gremion F., Chatzinotas A., Kaufmann K., Von Sigler W. and Harms H. (2004), Impacts of heavy metal contamination and phytoremediation on a microbial community during a twelve-month microcosm experiment, *FEMS Microbiology Ecology*, 48, 2, 273-283.
- Griffiths B.S., Ritz K., Ebbelwhite N. and Dobson G. (1999), Soil microbial community structure: effects of substrate loading rates, in *Soil Biol. Biochem.*, 31, 145-153.
- Groffman P.M., Axelrod E.A., Lemunyon J.L., Sullivan W.M. (1991), Denitrification in grass and forest vegetated filter strips, *Journal of Environmental Quality*, 20, 671-674.
- Groffman P.M., Gold A.J. and Simmons R.C. (1992), Nitrate dynamics in riparian forests: microbial studies, *Journal of Environmental Quality*, 21, 666-671.
- Groffman P.M., Zak D.R., Christensen S., Mosier A. and Tiedje J.M. (1993), Early spring nitrogen dynamics in a temperate forest landscape, *Ecology*, 75, 1579-1585.
- Groffman P.M., Gold A.J. and Jacinthe P.A. (1998), Nitrous oxide production in riparian zones and groundwater, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52, 179-186.
- Groffman P.M., Holland E., Myrold D.D., Robertson G.P. and Zou X. (1999), Denitrification, in Robertson G.P., Bledsoe C.S., Coleman D.C. and Sollins P. (Eds), *Standard Soil Methods for Long Term Ecological Research*, pp. 272-288, Oxford University Press, New York.
- Gumiero B., Maiolini B., Peruch U., Salmoiraghi G. (1997), Studio degli aspetti funzionali degli ecotoni ripari del fiume Po: risultati preliminari del progetto ERMAS II, *S.It.E.*, Atti, 1997, 18, 175-178.
- Hakanson L., Bryhn A.C. and Hytteborn J.K. (2007), On the issue of limiting nutrient and predictions of cyanobacteria in aquatic systems, *Science of the Total Environment*, 379, 89-108.
- Hallin S., Braker G. and Philippot L. (2007), Molecular tools to assess the diversity and density of denitrifying bacteria in their habitats, in *Biology of the Nitrogen Cycle*, H. Bothe, S.J. Ferguson and W.E. Newton (Eds), Elsevier B.V., pp. 313-330.
- Hanson G.C., Groffman P.M. and Gold A.J. (1994a), Denitrification in riparian wetlands receiving high and low groundwater nitrate inputs, *J. Environ. Qual.* 23, 917-922.
- Hanson G.C., Groffman P.M., Gold A.J. (1994b), Symptoms of nitrogen saturation in a riparian forest, *Ecol. Appl.*, 4, 750-756.
- Harris G.L. and Forster A. (1997), "Pesticide contamination of surface water: the potential role of buffer zones, in Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T. and Pinay G. (1997), *Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection*, Quest Environmental, Harpenden, UK.

- Haycock N.E., Pinay G., Walzer C. (1993a), Nitrogen retention in river corridors European perspective, *Ambio*, 22, 340-346.
- Haycock N.E. and Burt T.P. (1993b), The sensitivity of rivers to nitrate leaching: The effectiveness of near-stream land as a nutrient retention zone, in Thomas D.S.G. and Allison R.J. (Eds), *Landscape Sensitivity*, Wiley, London, pp. 261-272.
- Haycock N.E. and Pinay G. (1993c), Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter, *Journal of Environmental Quality*, 22, 273-278.
- Haycock N.E. and Pinay G. (1993d), Role of floodplain sediments in reducing the nitrate concentration of subsurface runoff: a case study in the Costwolds, UK, *Hydrol. Processes*, 7, 287-295.
- Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T. and Pinay G. (1997), *Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection*, Quest Environmental, Harpenden, UK.
- Heaton H.T.E. (1987), The $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ratios of plants in South Africa and Namibia: relationship to climate and coastal/saline environments, *Oecologia*, 74, 236-246.
- Hector A., Loreau M. and Schmid B. (2005), Biodiversity manipulation experiments: studies replicated at multiple sites, in Loreau M., Naeem S. and Inchausti P. (Eds), *Biodiversity and Ecosystem Functioning. Synthesis and Perspectives*, Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 36-46.
- Hedin L.O., Von Fischer J.C., Ostrom N.E., Kennedy B.P., Brown M.G. and Robertson G.P. (1998), Thermodynamic constraints on nitrogen transformations and other biochemical processes at soil-stream interfaces, in *Ecology*, 79, 684-703.
- Hefting M.M. and de Klein J.J.M. (1998), Nitrogen removal in buffer strips along a lowland stream in the Netherlands: a pilot study, in *Environmental Pollution*, 102, 521-526.
- Hefting M.M., Clement J.C., Bienkowski P., Dowrick D., Guenat C., Butturini A., Topa S., Pinay G. and Verhoeven J.T.A. (2005), The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe, *Ecol. Eng.*, 24, 465-482.
- Hendriks J., Oubrie A., Castresana J., Urbani A., Gemeinhardt S. and Saraste M. (2000), Nitric oxide reductase in bacteria, *Biochim. Biophys. Acta-Bioenergetics*, 1459, 266-273.
- Hoffman D.W. (1995), Use of contour grass and wheat filter strips to reduce runoff losses of herbicides, *Proc. Austin Water Quality Meeting*, Texas A & M Univ., Temple, TX.
- Howarth R.W. and Marino R. (2006), Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: evolving views over three decades, *Limnology and Oceanography*, 51, 364-376.
- Hubbard R.K. and Lowrance R.R. (1994), Riparian forest buffer system research at the Coastal Plain Experiment Station, Tifton, GA, *Water, Air, and Soil Pollution*, 77, 409-432.
- Hunt P.G., Matheny T.A. and Stone K.C. (2004), Denitrification in a coastal plain riparian zone contiguous to a heavily loaded swine wastewater spray field, *Journal of Environmental Quality*, 33, 2367-2374.
- Hunt P.G., Matheny T.A. and Ro K.S. (2007), Nitrous oxide accumulation in soils from Riparian Buffers of a Coastal Plain Watershed - Carbon/Nitrogen ratio control, *Journal of Environmental Quality*, 36, 1368-1376.
- Hunter R.G. and Faulker S.P. (2001), Denitrification potentials in restored and natural bottomland hardwood wetlands, *American Journal of Soil Science Society*, 65, 1865-1872.
- Hyman M.R. and Arp D.J. (1987), Quantification and removal of some contaminating gases from acetylene used to study gas-utilizing enzymes and microorganisms, *Applied and Environmental Microbiology*, 53, 298-303.
- Hynes R.K. and Knowles R. (1978), Inhibition by acetylene of ammonia oxidation in *Nitrosomonas europaea*, *FEMS Microbiology Letters*, 4, 319-321.
- Jacobs T.C. and Gilliam J.W. (1983), Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters, *Journal of Environmental Quality*, 14, 472-480.
- Jaeger C.H., Lindow S.E., Miller S., Clark E. and Firestone M.K. (1999), Mapping of sugar and amino acid availability in soil around roots with bacterial sensors of sucrose and tryptophane, *Appl. Environ. Microb.*, 65, 2685-2690.
- Jenkinson D.S. and Poulson D.S. (1976), The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-V. A method for measuring soil biomass, *Soil Biology and Biochemistry*, 8, 209-213.
- Jobbagy E.G. and Jackson R.B. (2000), The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation, *Ecological Applications*, 10, 2, 423-436.
- Jordan T.E., Correl D.L. and Weller D.E. (1993), Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from cropland, *Journal of Environmental Quality*, 22, 467-473.
- Joynt J., Bischoff M., Turco R.F., Konopka A. and Nakatsu C.H. (2006), Microbial community analysis of soils contaminated with lead, chromium and organic solvents, *Microb. Ecol.*, 51, 209-219.
- JRC (2006), *Annual Report 2006*, Joint Research Centre, European Commission.

- Kisand V. and Wikner J. (2003), Limited resolution of 16S rDNA DGGE caused by melting properties and closely related DNA sequences, *J. Microbiol. Methods*, 54, 183-191.
- Knowles R. (1979), Denitrification, acetylene reduction, and methane metabolism in lake sediment exposed to acetylene, *Applied and Environmental Microbiology*, 38, 486-493.
- Knowles R. (1982), Denitrification, *Microbiol. Rev.*, 46, 43-70.
- Kropf S., Heuer H., Grüning M. and Smalla K. (2004), Significance test for comparing complex microbial community fingerprints using pairwise similarity measures, *J. Microbiol. Methods*, 57, 187-195.
- Kuske C.R., Ticknor L.O., Miller M.E., Dunbar J.M., Davis J.A., Barn, S.M. and Belnap J. (2002), Comparison of soil bacterial communities in rhizospheres of three plant species and the interspaces in an arid grassland, *Appl. Environ. Microb.*, 68, 1854-1863.
- LaBough J.W. (1986), Wetland ecosystem studies from a hydrologic perspective, *Water Resources Bulletin*, 22, 1-10.
- Lee K.H., Isenhardt T.M., Schultz R.C., Mickelson S.K. (1999), Nutrient and sediment removal by switchgrass and cool-season grass filter strips in Central Iowa, USA, *Agrofor. System*, 44, 2/3, 121-132.
- Lipschultz F., Zafiriou O.C., Wofsy S.C., McElroy M.B., Valois F.W. and Watson S.W. (1981), Production of NO and N₂O by soil nitrifying bacteria, *Nature*, 294, 641-643.
- Liu X., Tiquia S. M., Holguin G., Wu L., Nold S.C., Devol A.H., Luo K., Palumbo A.V., Tiedje J.M., and Zhou J. (2003), Molecular diversity of denitrifying genes in continental margin sediments within the oxygen-deficient zone off the Pacific coast of Mexico, *Appl. Environ. Microbiol.*, 69, 3549-3560.
- Livingston G.P. and Hutchinson G.L. (1995), Enclosure-based measurement of trace gas exchange: applications and sources of error, in *Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water*, P.A. Matson and R.C. Harriss (Eds), Blackwell Science, Ltd. pp. 14-51.
- Lowrance R.R., Todd R.L. and Asmussen L.E. (1983), Waterborne nutrient budgets for the riparian zone of an agricultural watershed, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 10, 371-384.
- Lowrance R.R., Todd R.L., Fail J., Hendrickson J., Leonard R. and Asmussen L. (1984), Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds, *Bioscience*, 34, 374-377.
- Lowrance R.C. (1992), Groundwater nitrate and denitrification in a Coastal Plain riparian forest, *J. Environ. Qual.*, 21, 401-405.
- Lowrance R.C., Velledis G. and Hubbard R.K. (1995), Denitrification in a restored riparian forest wetland, *J. Environ. Qual.*, 24, 805-815.
- Lowrance R.C. (1997), The potential role of riparian forests as buffer zones, in Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T. and Pinay G. (Eds), *Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection*, Quest Environmental, Harpenden.
- Lowrance R.R., Altier L.S., Newbold J.D., Schnabel R.R., Groffman P.M., Denver J.M., Correll D.L., Gilliam J.W., Robinson J.L., Brinsfield R.B., Staver K.W., Lucas W. and Todd A.H. (1997), Water quality functions of riparian forest buffer systems in Chesapeake Bay Watersheds, *Environmental Management*, 21, 687-712.
- Lowrance R., Altier L.S., Williams R.G., Inamdar S.P., Bosch D.D., Sheridan J.M. and Thomas D.L. (1998), The riparian Ecosystem Management Model (REMM): Simulator for ecological processes in buffer systems, in *Proceeding of the First Federal Interagency Hydrologic Modeling Conference*, Las Vegas, N.V.
- Lowrance R., L.S. Altier, R.G. Williams, S.P. Inamdar, J.M. Sheridan, D.D. Bosch, R.K. Hubbard and D.L. Thomas (2000), REMM: The Riparian Ecosystem Management Model (REMM), *J. Soil Water Conserv.* 55, 1, 27-34.
- Lund L.J., Horne A.J., Williams A.E. (2000), Estimating denitrification in a large constructed wetland using stable nitrogen isotope ratios, *Ecological Engineering*, 14, 67.
- Magette W.L., Brinsfield R.B., Palmer R.E. and Wood J.D. (1989), Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips, *Transactions of ASAE*, 32, 2, 663-667.
- Magnusson, T. (1993), Carbon dioxide and methane formation in forest mineral and peat soils during aerobic and anaerobic incubations, *Soil Biology and Biochemistry*, 7, 877-883.
- Malanson G. P. (1993), *Riparian landscapes*, Cambridge, U.K., Cambridge University Press.
- Mander Ü., Lohmus K., Kuusemets V. and Ivask M. (1997), The potential role of wet meadows and grey alder forests as buffer zones, in Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T. and Pinay G. (Eds), *Buffer Zones, their Processes and Potential in Water Protection. Proceedings of the International Conference on Buffer Zones*, September 1996, Part II, Oxford, Quest Environmental, Foundation for Water Research, pp. 35-46.
- Mariotti A., Germon J.C., Hubert P., Kaiser P., Letolle R., Tardieux A. and Tardieux P. (1981), Experimental determination of nitrogen kinetic isotope fractionation: some principles; illustration for the denitrification and nitrification processes, *Plant Soil Science*, 62, 413-430.
- Mariotti A., Mariotti F., Champigny M., Amarger N. and Moysse A. (1982), Nitrogen isotope fractionation associated with nitrate reductase activity and uptake of NO₃ by pearl millet, *Plant Physiology*, 69, 880-884.

- Mariotti A., Landreau A. and Simon B. (1988), ^{15}N isotope biogeochemistry and natural denitrification process in groundwater. Application to the chalk aquifer of northern France, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 52, 1869-1878.
- McGill B.M., Sutton-Grier A.E. and Wright J.P. (2010), Plant Trait Diversity Buffers Variability in Denitrification Potential over Changes in Season and Soil Conditions, *PLoS One*, 5(7), 11618.
- Mengis M., Schiff S.L., Harris M., English M.C., Aravena R., Elgood R.J. and MacLean A. (1999), Multiple geochemical and isotopic approaches for assessing ground water NO_3 elimination in a riparian zone, *Ground Water*, 37, 448-457.
- Menyailo O.V., Hungate B.A. and Zech W. (2002), The effect of a single tree species on soil microbial activity related to C and N cycling in the Siberian artificial afforestation experiment, *Plant and Soil*, 242, 183-196.
- Mezzalana G. (1999), Guida illustrata alla coltivazione delle siepi, *Vita in Campagna*, supplemento al n. 10.
- Mitsch W.J., Dorge C.L. and Weimhoff J.R. (1977), *Forested Wetlands for Water Resource Management in Southern Illinois*, Research Report Number 132, Univ. Illinois, Water Resources Center, Urbana, IL.
- Mulholland P.J. (1992), Regulation of nutrient concentrations in a temperate forest stream: roles of upland, riparian, and instream processes, *Limnol. Oceanogr.* 37, 7, 1512-1526.
- Munch J.C. and Velthof G.L. (2007), Denitrification and Agriculture, in *Biology of the Nitrogen Cycle*, H. Bothe, S.J. Ferguson and W.E. Newton (Eds.), Elsevier B.V.
- Muscutt A.D., Harris G.L., Bailey S.W. and Davies D.B. (1993), Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture, *Agricultural Ecosystem Environmental*, 45, 59-77.
- Muyzer G., de Waal E.C. and Uitterlinden A.G. (1993), Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA, *Appl Environ Microbiol.*, 59, 695-700.
- Naiman R., Decamps H., Pastor J. and Johnson C.A. (1988), The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems, *Journal of the North American Benthological Society*, 7, 289-306.
- Naiman R.J., Carol A.J. and Kelley J.C. (1988), Alteration of North American streams by beaver, *Biscay*, 38, 11, 753-762.
- Naiman R. J., Decamps H. and Pollock M. (1993), The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity, *Ecological Applications*, 3, 209-212.
- Naiman R.J. and Decamps H. (1997), The ecology of interfaces - riparian zones, *Annual Review of Ecological Systems*, 28, 621-658.
- National Rivers Authority UK, 1994, *Understanding Riverbank Erosion*, National Rivers Authority, NRA, UK.
- Neill G.J. and Gordon A.M. (1994), The nitrogen filtering capability of Carolina Poplar in an artificial riparian zone, *J. Environ. Qual.*, 23, 1218-1223.
- Nelson W.M., Gold A.J. and Groffman P.M. (1995), Spatial and temporal variation in groundwater nitrate removal in a riparian forest, *J. Environ. Qual.*, 24, 691-699.
- Nelson D.W. and Sommers L.E. (1982), Total carbon, organic carbon, and organic matter, Met. 29-2, pp. 542-553, *Methods of soil analysis*, Part 2, Chemical and Microbiological Properties, 2nd edition, ASA - SSSA.
- Newbold C., Honnor J. and Buckley K. (1989), *Nature conservation and management of drainage channels*, Nature Conservancy Council, Association of Drainage Authorities, UK.
- NICOLAS Research Project: 1997-2000, ENV4-CT97-0395, EC DG XII, Brussels, Co-ordinator Gilles Pinay.
- Nilsson C., Berggren K. (2000), Alterations of Riparian Ecosystems Caused by River Regulation, *BioScience*, 50 (9), 783-792.
- Odum E.P. (1978), Opening address: Ecological importance of the riparian zone. Strategies for protection and management of flood plain wetlands and other riparian ecosystems, *General Technical Report*, WO-12, Washington, DC, USA.
- Osborne L.L. and Kovacic D.A. (1993), Riparian vegetated buffer strip in water quality restoration and stream management, *Freshwater Biology*, 29, 243-258.
- Ostrom N.E., Hedin L.O., Fisher J.C.V. and Robertson G.P. (2002), Nitrogen transformations and NO_3 removal at a soil-stream interface: a stable isotope approach, *Ecological Applications*, 12, 1027-1043.
- Parson J.E., Gilliam J.W., Munoz-Carpena R., Daniels R.B. and Dillaha T.A. (1994), Nutrients and sediment removal by grass and riparian buffer, *Second environmentally Sound Agriculture Conference*, Orlando, Florida, April 22-24.
- Peterjohn W.T. and Correll D.L. (1984), Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observations on the role of a riparian forest, *Ecology*, 65, 1466-1475.

- Petts G.E. (1990), Ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones, in Naiman R.J. and Décamps H. (Eds), *The Ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*, The Parthenon Publishing Group, Paris, pp. 227-257.
- Pfaff J.D., Hautman D.P. and Munch D.J. (1997), *Method 300.1: Determination of inorganic anions in drinking water by ion chromatography*, Cincinnati, Ohio, USEPA, ORD, NERL.
- Philippot L. and Hallin S. (2006), Molecular analyses of soil denitrifying bacteria, in J.E. Cooper and J.R. Rao (Eds.), *Molecular approaches to soil, rhizosphere and plant microorganism analysis*, CABI Publishing, Wallingford, U.K., pp. 146-165.
- Pielou E.C. (1969), *An Introduction to Mathematical Ecology*, Wiley, New York.
- Pinay G. and Décamps H. (1988), The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: A conceptual model, *Regulating Rivers: Research Management*, 2, 507-516.
- Pinay G., Décamps H., Arles C. and Lacassin-Seres M. (1989), Topographic influence on carbon and nitrogen dynamics in riverine woods, *Arch. Hydrobiol.*, 114, 3, 401-414.
- Pinay G., Fabre A. and Vervier P. (1992), Control of C, N, P distribution in soils of riparian forests, *Landscape Ecology*, 6, 3, 121-132.
- Pinay G., Roques L. and Fabre A. (1993), Spatial and Temporal Patterns of Denitrification in a Riparian Forest, *Journal of Applied Ecology*, 30, 581-591.
- Pinay G., Ruffinoni C. and Fabre A. (1995), Nitrogen cycling in two riparian forest soils under different geomorphic conditions, *Biogeochemistry*, 30, 9-29.
- Pinay G., Black V.J., Planty-Tabacchi A.M., Gumiero B. and Décamps H. (2000), Geomorphic control of denitrification in large river floodplain soils, *Biogeochemistry*, 50, 163-182.
- Pinay G. and Burt T. (2001), *Nitrogen control by landscape structures*, Final Report, grant ENV4-CT97-0395, European Commission (DG XII), Brussels.
- Pinay G., Burt T.P. and Gumiero B. (2006), Floodplains in river Ecosystems, in *Biological Monitoring of Rivers*, G. Ziglio, M. Siligardi and G. Flaim (Eds), John Wiley & Sons, Ltd.
- Pinay G., Gumiero B., Tabacchi E., Gimenez O., Tabacchi-Planty A.M., Hefting M.M., Burt T.P., Black V.A., Nilsson C., Iordache V., Bureau F., Vought L., Petts G.E. and Décamps H. (2007), Patterns of denitrification rates in European alluvial soils under various hydrological regimes, *Freshwater Biology*, 52, 2, 252-266.
- Rahman M.M. (2011), *Microbial biodiversity in a wooded riparian zone specifically designed for enhancing denitrification process*, PhD Thesis, Doctorate School of Crop Science, Cycle XXIII, Department of Agricultural Biotechnology, University of Padua.
- Rich J.J. and Myrold D.D. (2004), Community composition and activities of denitrifying bacteria from adjacent agricultural soil, riparian soil, and creek sediment in Oregon, USA, *Soil Biol Biochem.*, 36, 1431-1441.
- Riddell-Black D., Alker G., Mainstone C.P., Smith S.R. and Butler D. (1997), Economically Viable Buffer Zones -The case for Short Rotation Forest Plantations, in Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T. and Pinay G., *Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection*, Quest Environmental, Harpenden.
- Ruser R., Flessa H., Russow R., Schmidt G., Buegger F. and Munch J.C. (2006), Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: Effect of compaction, soil moisture and rewetting, *Soil Biol. Biochem.*, 38, 263-274.
- Rutherford J.C., Davies-Colley R.J., Quinn J.M., Stroud M.J. and Cooper A.B. (1999), *Stream shade: towards a restoration strategy*, Department of Conservation, Wellington, New Zealand.
- Sabater S., Butturini A., Clement J.C., Burt T.P., Dowrick D., Hefting M.M., Maitre V., Pinay G., Postolache C., Rzepecki M. and Sabater F. (2003), Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient: Patterns and factors of variation, *Ecosystems*, 6, 20-30.
- Schimel J. (2001), Biogeochemical models: implicit versus explicit microbiology, in E.D. Schulze, S.P. Harrison, M. Heimann, E.A. Holland, J.J. Lloyd, I.C. Prentice and D. Schimel (Eds), *Global Biogeochemical Cycles in the Climate System*, Academic Press, 177-183.
- Schipper L.A., Cooper A.B., Harfoot C.G. and Dyck W.J., (1993), Regulators of denitrification in an organic riparian soil, *Soil Biology & Biochemistry*, 25, 925-933.
- Schipper L.A., Cooper A.B., Harfoot C.G. and Dyck W.J. (1994), An inverse relationship between nitrate and ammonium in an organic riparian soil, *Soil Biology and Biochemistry*, 26, 799-800.
- Schoonover J.E., Lockaby B.G. and Pan S. (2005), Changes in chemical and physical properties of stream water across an urban-rural gradient in western Georgia, *Urban Ecosystems*, 8, 107-124.

- Sharma S., Aneja M.K., Mayer J., Schloter M. and Munch J.C. (2004), RNA fingerprinting of microbial community in the rhizosphere soil of grain legumes, *FEMS Microbiol. Lett.*, 240, 181-186.
- Sinokrot B.A. and Stefan H.G. (1993), Stream temperature dynamics: measurements and modelling, *Water Resources Research*, 29, 7, 2299-2312.
- Smalla K., Wieland G., Buchner A., Zock A., Parzy J., Kaiser S., Roskot N., Heuer H. and Berg G. (2001), Bulk and rhizosphere soil bacterial communities studied by denaturing gradient gel electrophoresis: plant-dependent enrichment and seasonal shifts revealed, *Applied Environmental Microbiology*, 67, 4742-4751.
- Smith M.S. and Tiedje J.M. (1979), Phases of denitrification following oxygen depletion in soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 11, 261-267.
- Spruill T.B. (2004), Effectiveness of riparian buffers in controlling ground-water discharge of nitrate to streams in selected hydrogeologic settings of North Carolina Coastal Plain, *Water Science and Technology*, 49, 63-70.
- Stayer K.W. and Brinsfield R.B. (1991), Monitoring agrochemical transport into shallow unconfined aquifer, in Nash R.G. and Leslie A.R. (Eds), *Groundwater Residue Sampling Design*, Amer. Chem. Soc. Symp., Series 465, Wash. D.C., pp. 264-278.
- Stayer K.W. and Brinsfield R.B. (1991), Effect of cereal grain winter cover crops on surface water pollutant transport from coastal plain corn production systems, in Hargrove W.L. (Ed), *Cover Crops for Clean Water*, Ankeny (IA), Soil and Water Conservation Society, pp 50-52.
- Tabacchi E., Correll D.L., Hauer R., Pinay G., Planty-Tabacchi A.M. and Wissmar R.S. (1998), Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape, *Freshwater Biology*, 40, 497-516.
- Terry R. E. and Duxbury J. M. (1985), Acetylene decomposition in soils, *Soil Science Society of American Journal*, 49, 90-94.
- Theurer F.D., Voos K.A. and Miller W.J. (1984), *Instream water temperature model*, Instream flow Inf. Pap. 16, U.S. Fish and Wildl. Serv., FWS/OBS-84/15 v.p.
- Throbäck I., Enwall K., Jarvis Å. and Hallin S. (2004), Reassessing PCR primers targeting nirS, nirK and nosZ genes for community surveys of denitrifying bacteria with DGGE, *FEMS Microbiol. Ecol.*, 49, pp. 401-417.
- Tiedje J.M. (1982), Denitrification, in *Methods of Soil Analysis*, Part 2, Chemical and Microbiological Properties, Agronomy Monograph, 9 (2nd Edition), ASA-SSSA, Madison, WI, USA.
- Tiedje J.M., Simkins S. and Groffman P.M. (1989), Perspectives on measurement of denitrification in the field including recommended protocols for acetylene based methods, *Ecology of Arable Land*, M. Clarholm and L. Bergstrom (Eds), pp 217-240.
- Troeh F.R. and Thomson L.M. (1993), *Soils and soil fertility*, 5th edition, Oxford University Press, N.Y.
- USDA SCS (1984), *Procedures for collecting soil samples and methods of analysis for soil survey*, Soil Survey Investigation, Report No. 1.
- USEPA (1976), *Erosion and sediment control, surface mining in the eastern U.S.*, Volume I, EPA 625/3-76-006, USEPA, Washington, DC.
- Uusi-Kamppa J., Turtula E., Hartikainen H, Ylaranta T. (1997), The interaction of buffer zones and phosphorus runoff, in Haycock N., Burt T.P., Goulding and Pinay G. (Eds), *Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection*, Quest Environmental, Harpenden, UK.
- Valderrama J.C. (1981), The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters, *Marine Chemistry*, 10, 109-122.
- Van Spanning R.J.M., de Boer A.P.N., Reijnders W.N.M., Westerhoff H.V. and van der Oost J. (1997), FnrP and NNR of *Paracoccus denitrificans* are both members of the FNR family of transcriptional activators but have distinct roles in respiratory adaptation in response to oxygen limitation, *Mol. Microbiol.*, 23, 893-907.
- VanRaalte C.D. and Patriquin D.G. (1979), Use of the "acetylene blockage" technique for assaying denitrification in a salt marsh, *Marine Biology*, 52, 315-320.
- Veneto Agricoltura (2002), Fasce Tampone Boscate in ambiente agricolo, Veneto Agricoltura.
- Vidon P. and Hill A.R. (2004), Landscape controls on the hydrology of stream riparian zones, *Journal of Hydrology*, 292, 210-228.
- Vitousek P.M., Aber J.D., Howarth R.W., Likens G.E., Matson P.A., Schindler D.W., Schlesinger W.H. and Tilman D.G. (1997), Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences, *Ecological Applications*, 7, 3, 737-750.
- Vought L.B., Dahl J., Pedersen C.L., Lacoursiere J.O. (1994), Nutrient retention in riparian ecotones, *Ambio*, 23, 6, 342-346.

- Wallenstein M.D., Myrold D.D., Firestone M. and Voytek M. (2006), Environmental controls on denitrifying communities and denitrification rates: insights from molecular methods, *Ecol. Appl.*, 16, 2143-2152.
- Walter H.M., Keeney D.R. and Fillery I.R. (1979), Inhibition of nitrification by acetylene, *Soil Science Society of America Journal*, 43, 195-196.
- Ward J.V., Tockner K., Uehlinger U., Malard F. (2001), Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration, *Research and Management*, 17, 311-323.
- Wardle D.A., Yeates G.W., Williamson W. and Bonner K.I. (2003), The response of a three trophic level soil food web to the identity and diversity of plant species and functional groups, *Oikos*, 102, 45-56.
- Weller D.E., Correll D.L. and Jordan T.E. (1994), Denitrification in riparian forests receiving agricultural runoff, in *Global Wetlands*, W. J. Mitsch (Ed), Elsevier, New York, pp. 117-132.
- Wenger S. (1999), *A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent, and vegetation*, University of Georgia, Institute of Ecology, Office of Public Service and Outreach, Athens, GA.
- Wenger S. and Fowler L. (2000), *Protecting river and stream corridors: creating effective local riparian buffer ordinances*, Carl Vinson Institute, University of Georgia, Athens.
- Wenhui Z., Zucong C., Lichu Y. and He Z. (2007), Effects of the long-term application of inorganic fertilizers on microbial community diversity in rice-planting red soil as studied by using PCR-DGGE, *Acta Ecologica Sinica*, 27, 10, 4011-4018.
- Wertz S., Dandie C.E., Goyer C., Trevors J.T. and Patten C.L. (2009), Diversity of nirK denitrifying genes and transcripts in an agricultural soil, *Applied and Environmental Microbiology*, 75, 23, 7365-7377.
- Wilbur J.D., Ghosh J.K., Nakatsu C.H., Brouder S.M. and Doerge R.W. (2002), Variable selection in high-dimensional multivariate binary data with application to the analysis of microbial community DNA fingerprints, *Biometrics*, 58, 378-386.
- Williams R.D., Nicks A.D., Krider J.N. (1990), Evaluation of vegetative filter strips as management practice for non-point source pollution, *Environmental Engineering Proceedings*, pp. 779-806.
- Xue D., Botte J., De Baets B., Accoe F., Nestler A., Taylor P., Van Cleemput O., Berglund M. and Boeckx P. (2009), Present limitations and future prospects of stable isotope methods for nitrate source identification in surface- and groundwater, *Water Res.*, 43, 1159-1170.
- Xue D., De Baets B., Van Cleemput O., Hennessy C., Berglund M. and Boeckx P. (submitted), A Bayesian isotope mixing model to estimate proportional contribution of multiple nitrate source in surface water, *Environmental pollution*.
- Yamada T., Logsdon S.D., Tomer M.D. and Burkart M.R. (2007), Groundwater nitrate following installation of a vegetated riparian buffer, *Science of Total Environment*, 385, 297-309.
- Yoneyama T. (1995), Nitrogen metabolism and fractionation of nitrogen isotopes in plants, in Wada E., Yoneyama T., Minagawa M., Ando T., Fry B.D. (Eds), *Stable isotopes in the biosphere*, Kyoto University Press, Kyoto, pp. 92-102.
- Yoshinari T. and Knowles R. (1976), Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction by denitrifying bacteria, *Biochemical and Biophysical Research Communications*, 69, 705-710.

DOCUMENTI ESTRATTI DAL CONVEGNO: DIRETTIVA NITRATI E BACINO SCOLANTE DELLA LAGUNA DI VENEZIA



in collaborazione con



CONVEGNO **DIRETTIVA NITRATI:** **dalla ricerca** **alla gestione del territorio** INQUINAMENTO DIFFUSO E AREE TAMPONE



31 maggio – 1 giugno 2011

Corte Benedettina - Legnaro (PD)

PROGRAMMA

Martedì 31 maggio 2011

Ore 9.30 - *Saluti delle Autorità*

Paolo Pizzolato

Amministratore Unico Veneto Agricoltura

Ernestino Prevedello

Presidente del Consorzio di Bonifica Acqua Risorgive

Renato Chisso

Regione del Veneto - Assessore alla Mobilità e Infrastrutture con Delega alla Legge speciale per Venezia

Maurizio Conte

Regione del Veneto - Assessore all'Ambiente

Ore 10.00

Lo Stato dell'arte della Direttiva Nitrati: aggiornamento sull'Europa

Luisa Samarelli

DG Environment Directorate B - Nature, Biodiversity and Land Use Unit B.1 - Agriculture Forests and Soil

Le fasce tampone: dalla ricerca all'applicazione sul territorio

Giustino Mezzalana

Veneto Agricoltura

Controlling nitrate in surface water: changing perspectives, prices and policies over the last decade

Nick Haycock

Haycock Associates Limited

È possibile rendere la rimozione dell'azoto diffuso sostenibile per le aziende agricole?

Barbara Lazzaro

Regione del Veneto - Direzione Agroambiente

Ore 11.30 - *Pausa caffè*

Ore 12.00

Nitrate directive and strategy on nitrate reduction, the role of riparian buffer zone

Michael Payne

Environmental Consultants - UK

Isotope techniques in the water management of nitrate pollution

Pascal Boeckx

Università di Ghent - Belgio

Ore 13.00 - *Buffet*

Ore 14.30

Il ruolo dei Consorzi di bonifica nella riduzione dell'inquinamento diffuso

Carlo Bendoricchio, Consorzio di Bonifica Acque Risorgive

Roberto Corsino, Regione del Veneto - Direzione Progetto Venezia

L'esperienza dell'Autorità di Bacino del Po

Fernanda Moroni, Francesco Tornatore

Autorità di Bacino del Po

La conoscenza del territorio e le misure di prevenzione della deriva dei nitrati nelle acque

Paolo Parati, Paolo Giandon

Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto (ARPAV) - Servizio acque interne e Servizio Suoli

Ore 16.00 - *TAVOLA ROTONDA*

Le fasce tampone tra agricoltura e ambiente

Moderatore: Giuseppe Baldo

Tavola rotonda con:

- *Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali*
- *ISMEA-Rete Rurale Nazionale*
- *Consorzio di Bonifica Pedemontano Brenta*
- *Autorità di Bacino dei fiumi dell'Alto Adriatico*
- *Consulente Aziende Agricole*
- *Ambiente Italia*

Mercoledì 1 Giugno 2011

Ore 9.30 - Esperienze di sperimentazione in Italia

Rimozione dell'azoto diffuso: efficacia di un'area tampone boscata (sito sperimentale Nicolas)

Bruna Gumiero

Università degli Studi di Bologna - Dipartimento di Biologia Evoluzionistica e Sperimentale

Analisi dei processi di rimozione dell'azoto in un'area tampone boscata (sito sperimentale Nicolas)

Bruno Boz

Università degli Studi di Padova - Dipartimento di Biotecnologie Agrarie

Interventi di riqualificazione di canali e zone umide per la riduzione degli apporti di azoto alla laguna di Venezia

Paolo Cornelio

Consorzio di Bonifica Acque Risorgive

Fluttuazioni delle comunità microbiche nelle fasce tampone

Sergio Casella

Università degli Studi di Padova - Dipartimento di Biotecnologie Agrarie

Ore 11.00 - Pausa caffè

Ore 11.15

Il progetto RiduCaReflui - Riduzione del carico inquinante generato dai reflui zootecnici nell'area del Bacino scolante della laguna veneta

Federico Correale

Veneto Agricoltura

Aree riparie lungo canali e torrenti come filtri naturali dell'inquinamento diffuso: alcuni risultati dal Nord Italia

Raffaella Balestrini

IRSA-CNR - Brugherio (MI)

Il ruolo della zona insatura nella lisciviazione dei nitrati verso le acque sotterranee in provincia di Ferrara

Micol Mastrocicco

Università di Ferrara - Dipartimento di Scienze della Terra

Bilancio dell'azoto nei bacini idrografici di Oglio e Mincio: sorgenti, sink e scale temporali dei processi

Marco Bartoli

Università di Parma - Dipartimento di Scienze Ambientali

Il progetto RIPARI in Toscana

Beatrice Pucci

Hydrogea vision srl

Ore 13.00 - Conclusione dei lavori della mattina

Ore 14.00

Visita a mezzo pullman al sito NICOLAS

Azienda Pilota e Dimostrativa Diana

di Veneto Agricoltura - Mogliano Veneto (TV)

Al convegno “Direttiva Nitrati: dalla ricerca alla gestione del territorio”, organizzato dalla dott.ssa Bruna Gumiero per conto del Consorzio di Bonifica Acque Risorgive, hanno partecipato 106 persone appartenenti a numerosi enti pubblici, fra cui:

REGIONE VENETO

REGIONE EMILIA ROMAGNA

REGIONE LOMBARDIA

REGIONE MARCHE

REGIONE PIEMONTE

VENETO AGRICOLTURA

ARPAV Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto

ARPA FVG Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Friuli Venezia Giulia

UNIVERSITA' DI PADOVA

ISPRA Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale

IRSA-CNR Istituto di Ricerca sulle Acque – Consiglio Nazionale delle Ricerche

CRA-ABP Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura. Centro di Ricerca per l'Agrobiologia e la Pedologia

FONDAZIONE E. MACH – ISTITUTO AGRARIO SAN MICHELE ALL'ADIGE

COLDIRETTI

CIA Confederazione Italiana Agricoltori

CONFAGRICOLTURA Confederazione Generale dell'Agricoltura Italiana

UNICARVE Associazione Produttori Carni Bovine del Triveneto

ASSOCIAZIONE REGIONALE ALLEVATORI DEL VENETO

APA Associazione Provinciale Allevatori. Padova – Rovigo – Vicenza

UNIPEG Azienda cooperativa del settore delle carni bovine

UNICAA Centro di Assistenza Agricola

Ordine Agronomi-Forestali Provincia di Padova

Collegio degli Agrotecnici e degli Agrotecnici Laureati di Verona

Albo veterinari

Associazione Vivaisti Padovani

Di seguito vengono pubblicati alcuni estratti tra i numerosi interventi delle due giornate di convegno, al fine di produrre un quadro riassuntivo sull'inquinamento da nitrati delle acque superficiali e sotterranee, sia a livello europeo che regionale.

Infine viene brevemente illustrato il Piano Direttore 2000 della Regione Veneto e le attività del Consorzio di Bonifica Acque Risorgive finalizzate alla rimozione dei nitrati nel Bacino scolante della laguna di Venezia.

Lo stato dell'arte sulla Direttiva Nitrati: aggiornamento sull'Europa

Luisa Samarelli

Commissione Europea - Direzione Generale Ambiente - Unità Agricoltura, Foreste e Suolo

Relazione estratta dalla presentazione in power point

La Direttiva Nitrati

- Direttiva 91/676/CEE del Consiglio, del 12 dicembre 1991, relativa alla protezione delle acque dell'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole
- parte integrante della Direttiva Quadro Acque
 - la sua corretta implementazione è necessaria al raggiungimento degli obiettivi di qualità fissati dalla DQA
 - l'agricoltura è responsabile di oltre il 50 % dell'immissione di N nelle acque
- rimane lo strumento fondamentale per prevenire e ridurre l'inquinamento di origine agricola
- promuove pratiche agricole atte a conciliare agricoltura (intensiva) e protezione ambientale

Obblighi per gli Stati Membri derivanti dalla Direttiva Nitrati

- monitoraggio delle acque;
- identificazione delle acque inquinate o suscettibili di inquinamento in assenza di misure adeguate;
- designazione delle zone vulnerabili;
- definizione dei codici di buona pratica agricola:
 - attuazione obbligatoria nelle zone vulnerabili
 - attuazione volontaria fuori dalle zone vulnerabili
- definizione e attuazione dei programmi di azione nelle zone vulnerabili;
- valutazione dell'efficacia dei programmi di azione;
- rapporto periodico alla Commissione sullo stato di attuazione.

Uso di azoto da effluenti zootecnici e da concimi minerali

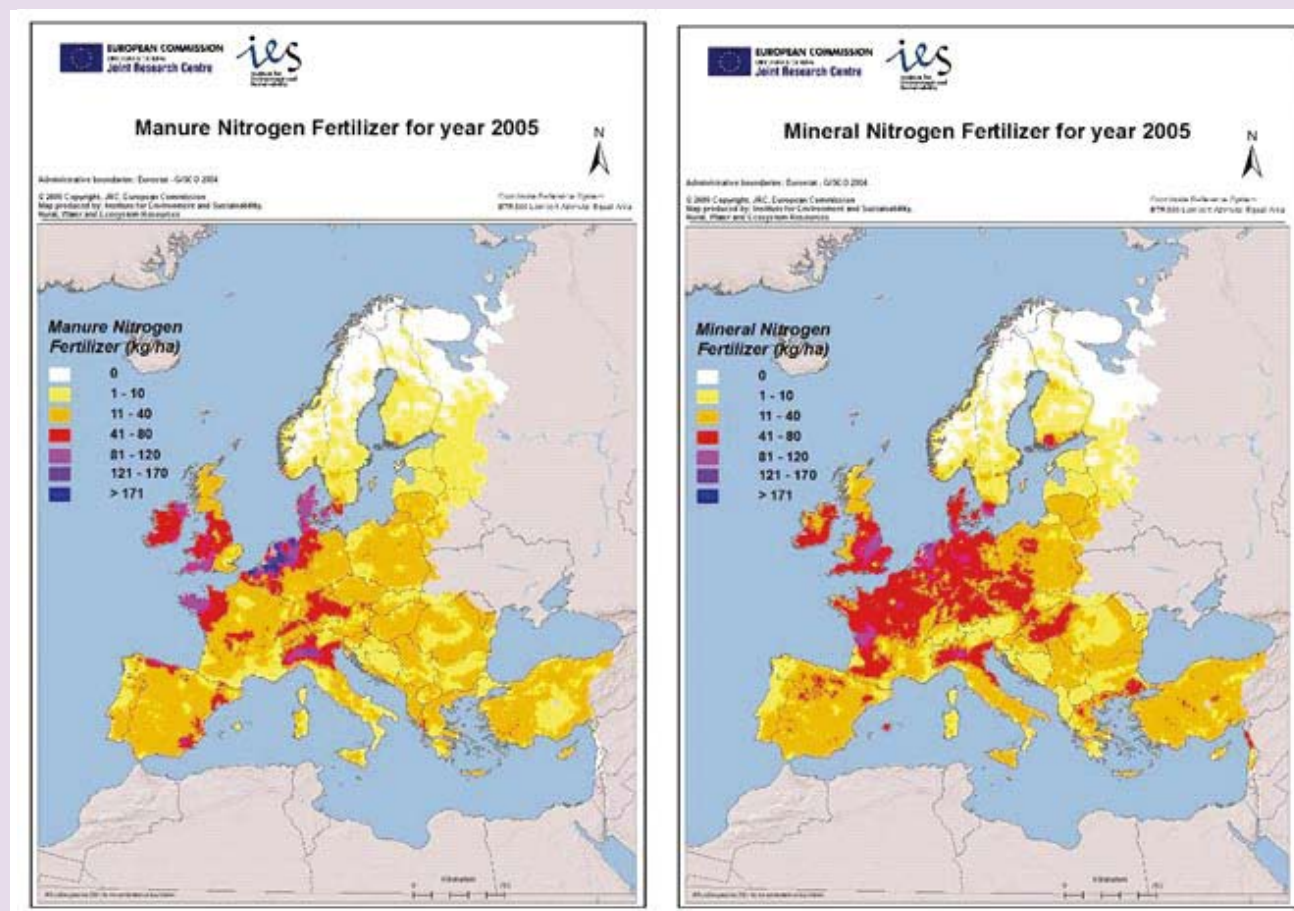


Figura 1: a sinistra l'azoto da effluenti zootecnici applicato al suolo è diminuito in EU 27 di 9,4 milioni di tonnellate nel 2003, e di 9,1 milioni di tonnellate nel 2007. A destra l'azoto da fertilizzanti minerali applicato al suolo è aumentato del 6% in EU 27 (11,4 milioni di tonnellate nel 2003; 12,1 milioni di tonnellate nel 2007) Differenze tra EU 15 (consumo stabile) e EU 12 (consumo in crescita).

Relazione art. 11

RELAZIONE DELLA COMMISSIONE AL CONSIGLIO E AL PARLAMENTO EUROPEO sull'applicazione della direttiva 91/676/CEE del Consiglio relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole sulla base delle relazioni presentate dagli Stati membri per il periodo 2004-2007 [SEC(2010)118; febbraio 2010]

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2010:0047:FIN:IT:PDF>

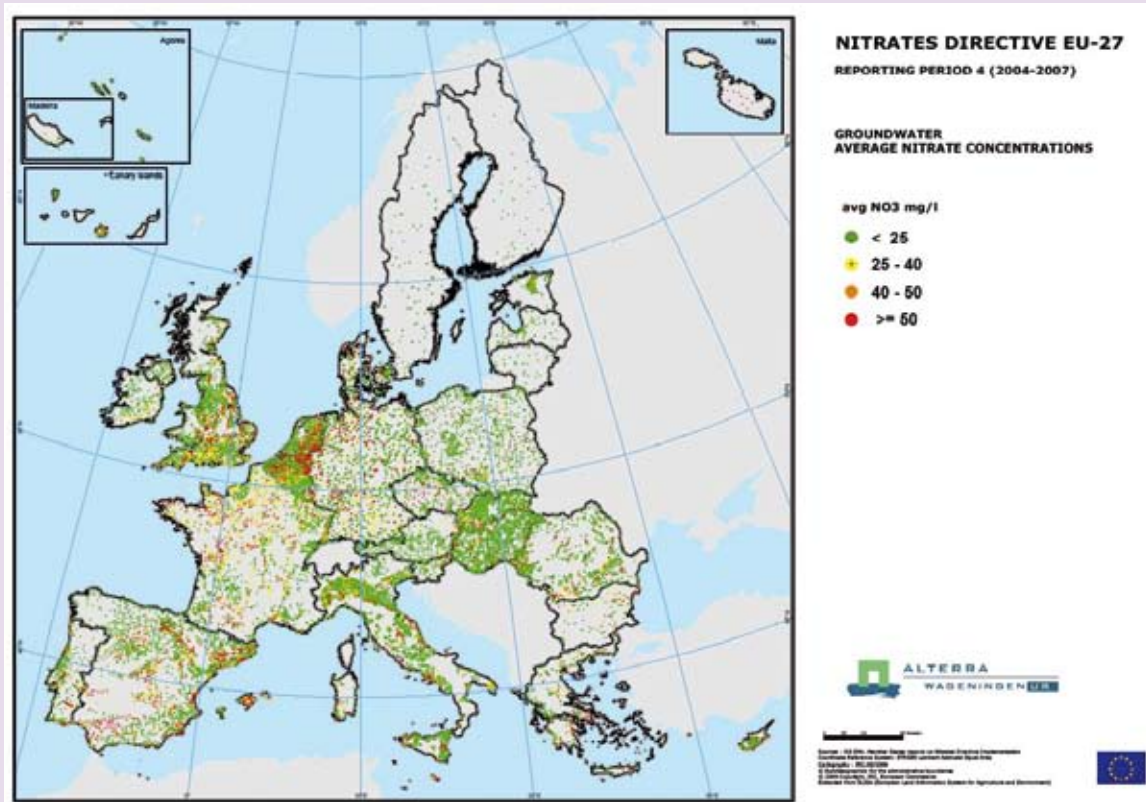


Figura 2: concentrazioni medie di nitrati in mg/l nelle acque sotterranee. Valori riferiti al periodo 2004-2007. Concentrazioni > 50 mg/l in 15% dei siti concentrazioni tra 40 mg/l e 50 mg/l in 6 % dei siti.

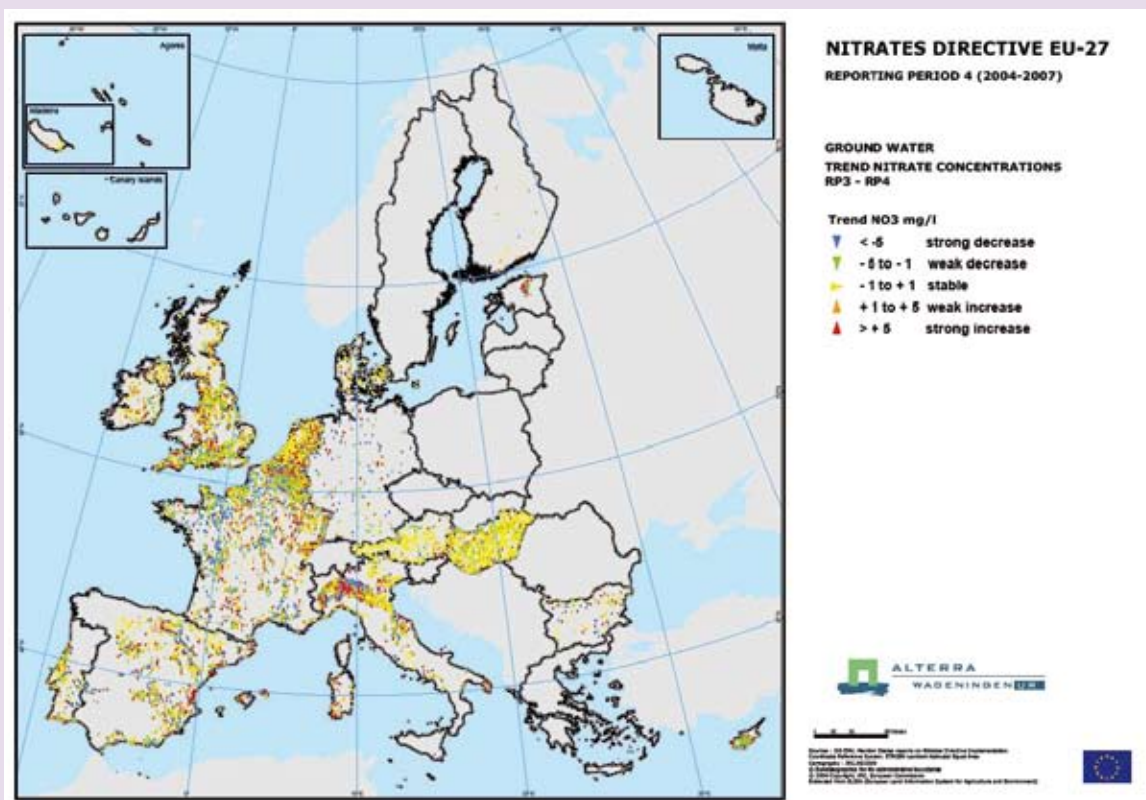


Figura 3: trend di nitrati nelle acque sotterranee. Valori riferiti al periodo 2004-2007. Concentrazioni in calo nel 30% dei siti; concentrazioni stabili nel 36 % dei siti. In blu riduzione superiore maggiore di 5 mg/l, in rosso aumento superiore a 5mg/l.

Qualità delle acque sotterranee

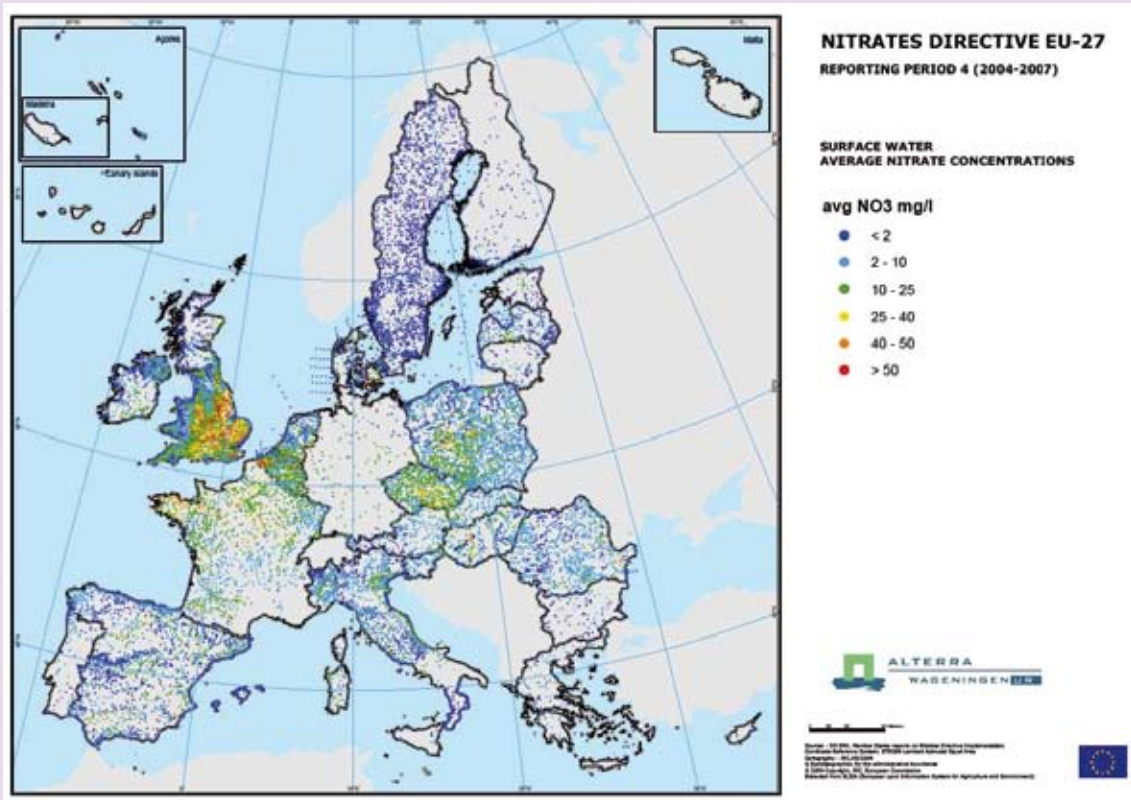


Figura 4: concentrazioni medie di nitrati in mg/l nelle acque superficiali. Valori riferiti al periodo 2004-2007. concentrazioni > 50 mg/l in 3% dei siti concentrazioni tra 40 mg/l e 50 mg/l in 3 % dei siti.

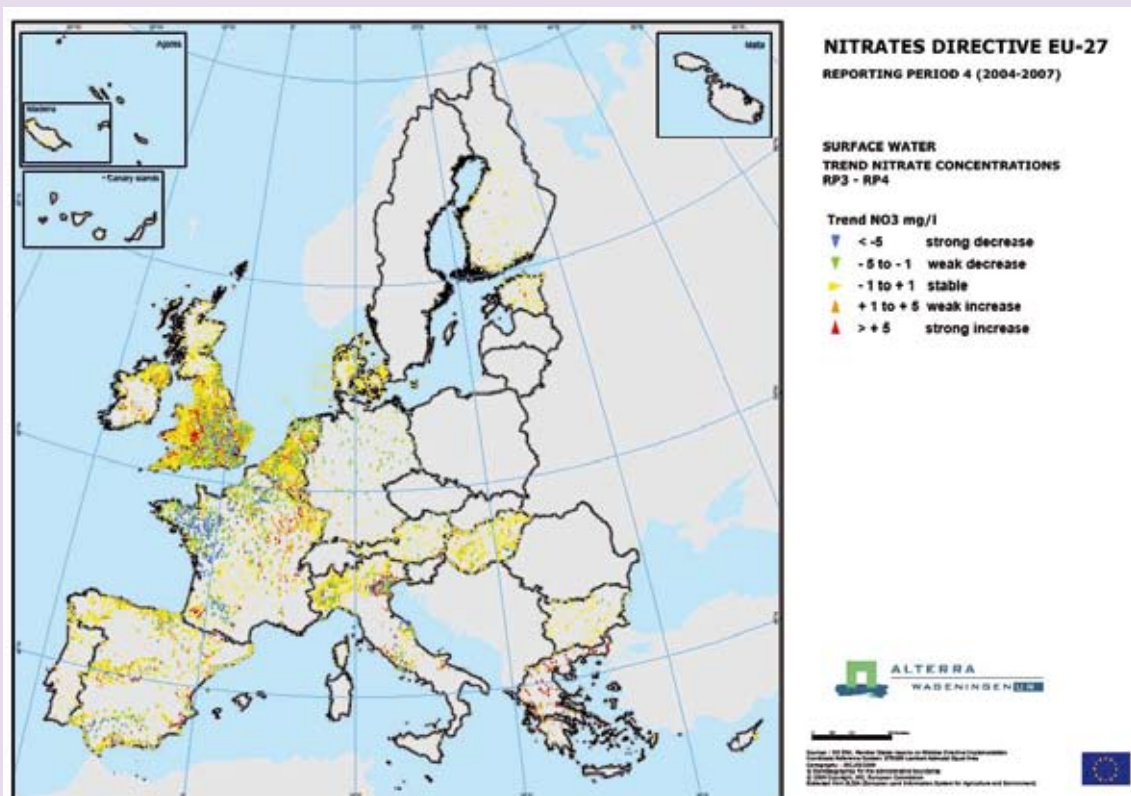


Figura 5: trend di nitrati nelle acque superficiali. Valori riferiti al periodo 2004-2007. Concentrazioni in calo o stazionaria nel 70% dei siti.

Designazione delle Zone Vulnerabili

Programmi d'azione

- periodi in cui l'applicazione di fertilizzanti non è opportuna o proibita;
- capacità dei depositi per effluenti di allevamento;
- limitazione dell'applicazione al terreno di fertilizzanti, basata sull'equilibrio tra il fabbisogno di azoto delle colture e l'apporto proveniente dal terreno e dalla fertilizzazione;
- rispetto del quantitativo di effluente contenente 170 kg N/ha/anno;
- applicazione di fertilizzante al terreno in pendenza ripida;
- applicazione di fertilizzanti al terreno saturo d'acqua, inondato, gelato o innevato;
- applicazione di fertilizzanti al terreno adiacente ai corsi d'acqua;
- procedure di applicazione al terreno (uniformità di applicazione);
- gestione dell'uso del terreno, compreso l'uso dei sistemi di rotazione delle colture;
- mantenimento di un quantitativo minimo di copertura vegetale;
- la predisposizione di piani di fertilizzazione e la tenuta di registri sulle applicazioni di fertilizzanti;
- prevenzione dell'inquinamento delle acque dovuto allo scorrimento e alla percolazione dell'acqua oltre le radici nei sistemi di irrigazione.

Implementazione dei programmi d'azione

- tutti gli Stati membri hanno adottato uno o più programmi di azione per il loro territorio;
- alcuni Stati membri si sono avvalsi della possibilità prevista dalla Direttiva Nitrati di applicare programmi di azione differenti a singole zone vulnerabili o parti di esse, tra cui Francia, Portogallo, Spagna, Regno Unito, Belgio, Italia, Polonia e Romania;
- la maggior parte dei programmi di azione comprende le misure richieste dagli allegati II e III alla Direttiva; in alcuni casi è tuttavia necessario un ulteriore rafforzamento. Le carenze principali riguardano le disposizioni relative allo stoccaggio, alla fertilizzazione equilibrata e alla fissazione di periodi di divieto per l'applicazione di fertilizzanti;
- la capacità di stoccaggio dei reflui zootecnici è ulteriormente aumentata in quest'ultimo periodo di monitoraggio. Ciononostante, l'insufficiente capacità di stoccaggio di effluenti d'allevamento è una delle difficoltà più frequentemente citate dagli Stati membri, a causa di mancanza di risorse finanziarie a disposizione degli agricoltori.

Deroghe

- la Direttiva Nitrati ammette deroghe all'applicazione di effluenti di allevamento contenenti un massimo di 170 kg N/ha/anno, purché non sia compromesso il raggiungimento degli obiettivi della direttiva e la deroga sia giustificata da criteri obiettivi, quali:
 - stagioni di crescita prolungate;
 - colture con grado elevato di assorbimento di azoto;
 - grado elevato di precipitazioni nette;
 - terreni ad alta capacità di denitrificazione.
- le deroghe sono autorizzate con decisione della Commissione, previo parere del comitato di regolamentazione sui nitrati che assiste la Commissione nell'applicazione della direttiva. **Qualsiasi deroga è subordinata alla corretta designazione di zone vulnerabili ai nitrati e all'adozione di programmi di azione pienamente conformi alla direttiva;** la deroga è limitata alla durata del programma di azione.
- deroghe finora concesse:
 - Austria (non più in vigore), Belgio, Danimarca, Paesi Bassi, Germania, Irlanda, Regno Unito.

Conclusioni

- negli ultimi anni si sono realizzati progressi significativi nell'attuazione della Direttiva Nitrati;
- le aree designate come vulnerabili sono aumentate notevolmente;
- le misure dei programmi di azione sono significativamente migliorate;
- anche in Italia sono stati fatti progressi significativi sia nella designazione sia nei programmi di azione;
- l'Italia ha richiesto una deroga per l'applicazione degli effluenti di allevamento al di sopra del limite 170 Kg N/ha/anno;
- possibile voto il 4 ottobre 2011, una volta terminata la consultazione pubblica nell'ambito della procedura VAS sui programmi d'azione;
- parere positivo del Comitato;
- decisione della Commissione;
- implementazione della deroga in parallelo al programma d'azione 2012-2015.

La conoscenza del territorio e le misure di prevenzione dei nitrati nelle acque

Paolo Parati, ARPAV - Direzione Tecnica - Settore Acque - Servizio Acque Interne
Paolo Giandon, ARPAV - Dipartimento Provinciale di Treviso - Servizio Suoli

Relazione estratta dalla presentazione in power point

Monitoraggio acque per l'implementazione delle Direttive Europee

- ARPAV e Regione: particolare attenzione al monitoraggio dei nutrienti, nelle logiche delle direttive: "Nitrati" - 91/676/CEE; "acque reflue urbane" - 91/271/CEE; "acque" - 2000/60/CE;
- in 10 anni di attività l'Agenzia ha monitorato oltre 600 stazioni, effettuando circa 100.000 analisi di nutrienti in acque superficiali e circa 20.000 in acque sotterranee;
- per il Bacino scolante nella laguna di Venezia (ricompreso sia tra le "aree sensibili" che tra le "zone vulnerabili", ARPAV ha realizzato, per conto della Regione il primo sistema automatico integrato per il monitoraggio quali-quantitativo finalizzato alla determinazione dei carichi di nutrienti scaricati nella laguna.

Direttiva quadro sulle acque 2000/60/CE

- le reti ed i programmi di monitoraggio sono stati ri-progettati nel 2009 in funzione della nuova definizione dei corpi idrici e della relativa analisi di rischio, puntando nel contempo a mantenere il più possibile la continuità delle serie storiche.

Consistenza attuale delle reti di monitoraggio

- circa 280 punti di campionamento nelle acque sotterranee (di cui il 50% pozzi/piezometri con captazione da falda libera, 30% in falda confinata ed il 20% sorgenti); circa 230 punti di rilevamento del livello piezometrico;
- circa 300 punti di campionamento nelle acque superficiali (fiumi e laghi), di cui 50 punti ad elevata frequenza sui corsi d'acqua;
- circa 9000 punti di controllo sulle acque potabili, a supporto delle Az. ULSS (la contaminazione da nitrati è un problema sanitario oltre che ambientale).



Figura 1: reti di monitoraggio automatico. A sinistra: monitoraggio acque sotterranee, Progetto IRMA Stazione 159 - Campodarsegò. A destra: monitoraggio automatico della qualità delle acque superficiali - Bacino scolante nella laguna di Venezia.

Contaminazioni da nitrati delle acque nel Veneto

La situazione relativa alla presenza di nitrati (mg/L) nelle acque dolci del Veneto è, in sintesi, la seguente:

- acque sotterranee: <25 = 76% 25-40 = 12% 40-50 = 5% >50 = 7%;
- acque potabili (da reti acquedottistiche): <25 = 94% 25-40 = 6% 40-50 = 0.3% >50 = 0.1%;
- acque superficiali (corsi d'acqua): <2 = 2% 2-10 = 49% 10-25 = 44% 25-40 = 5%.

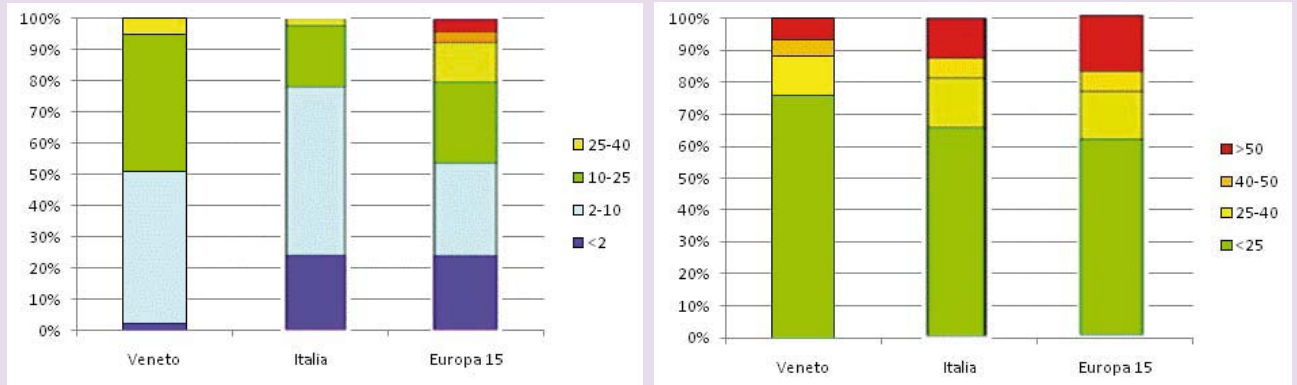


Figura 3: a sinistra acque sotterranee a destra acque superficiali.

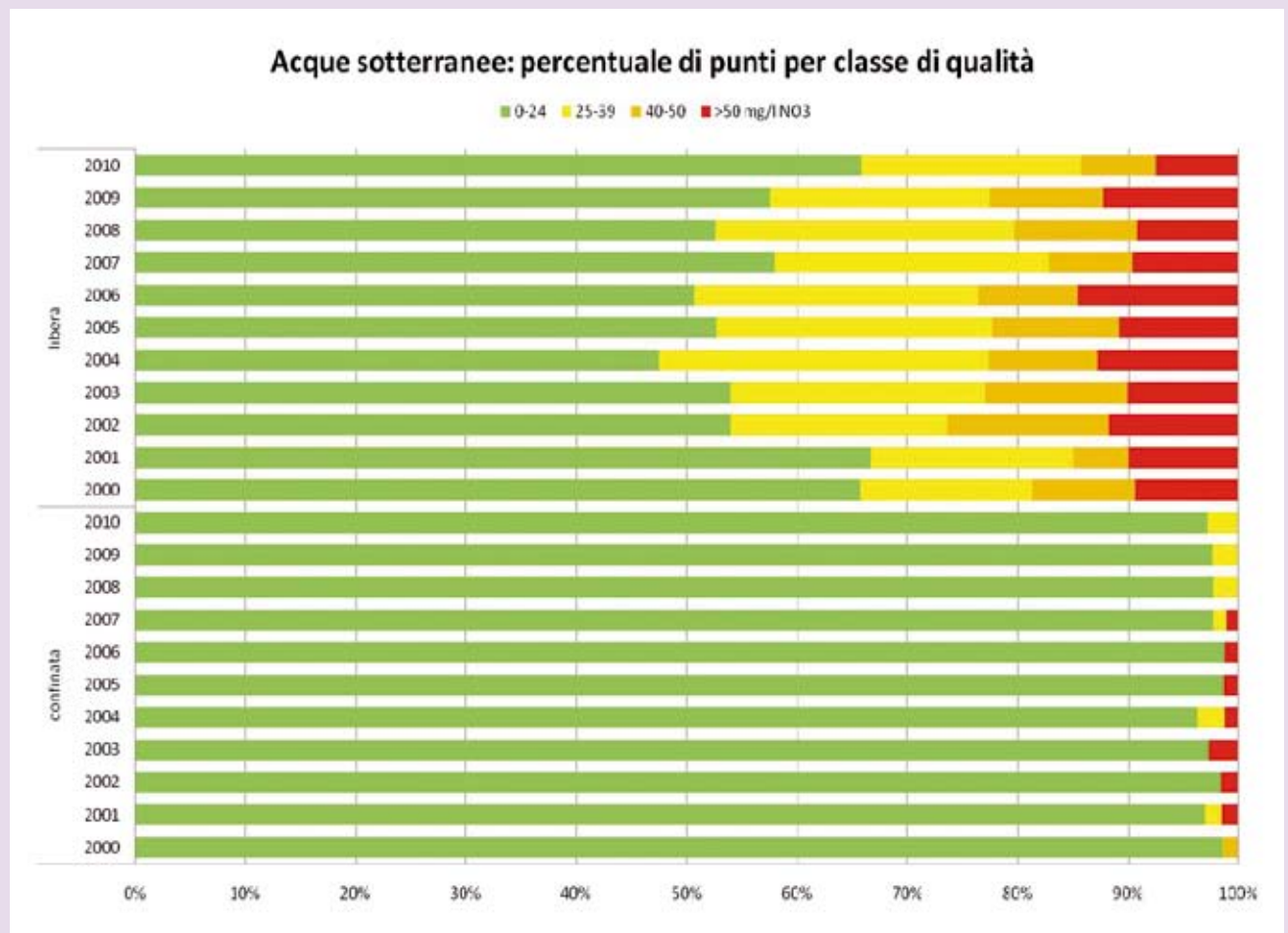


Figura 5: falde confinate quasi sempre esenti da contaminazione; trend delle falde libere sostanzialmente stabile.

Contaminazioni da nitrati delle acque nel Veneto: acque sotterranee

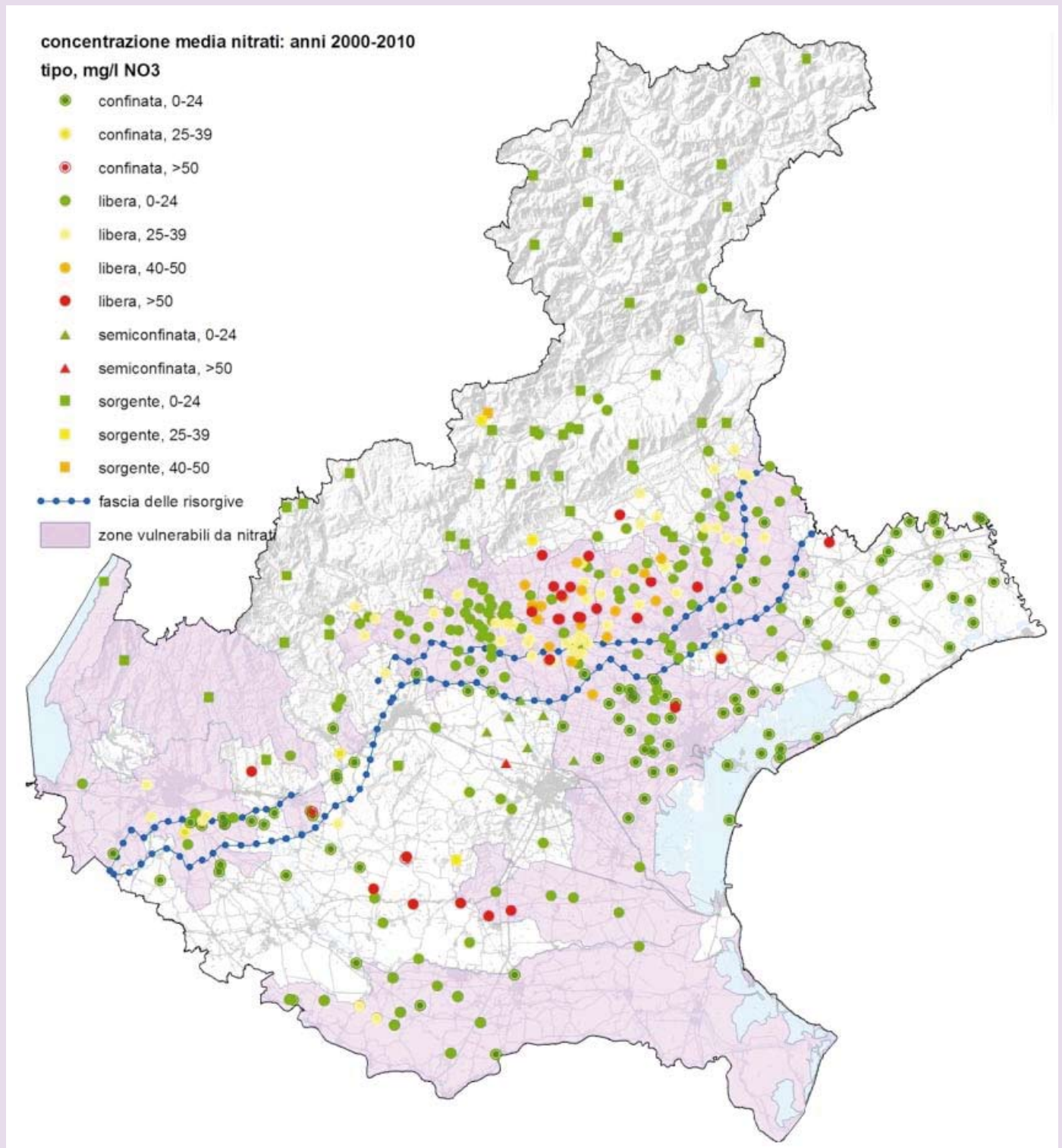


Figura 4: le maggiori contaminazioni si riscontrano nell'alta pianura (zone vulnerabili) ed in alcune falde superficiali della media e bassa pianura.

Contaminazioni da nitrati delle acque nel Veneto: acque superficiali

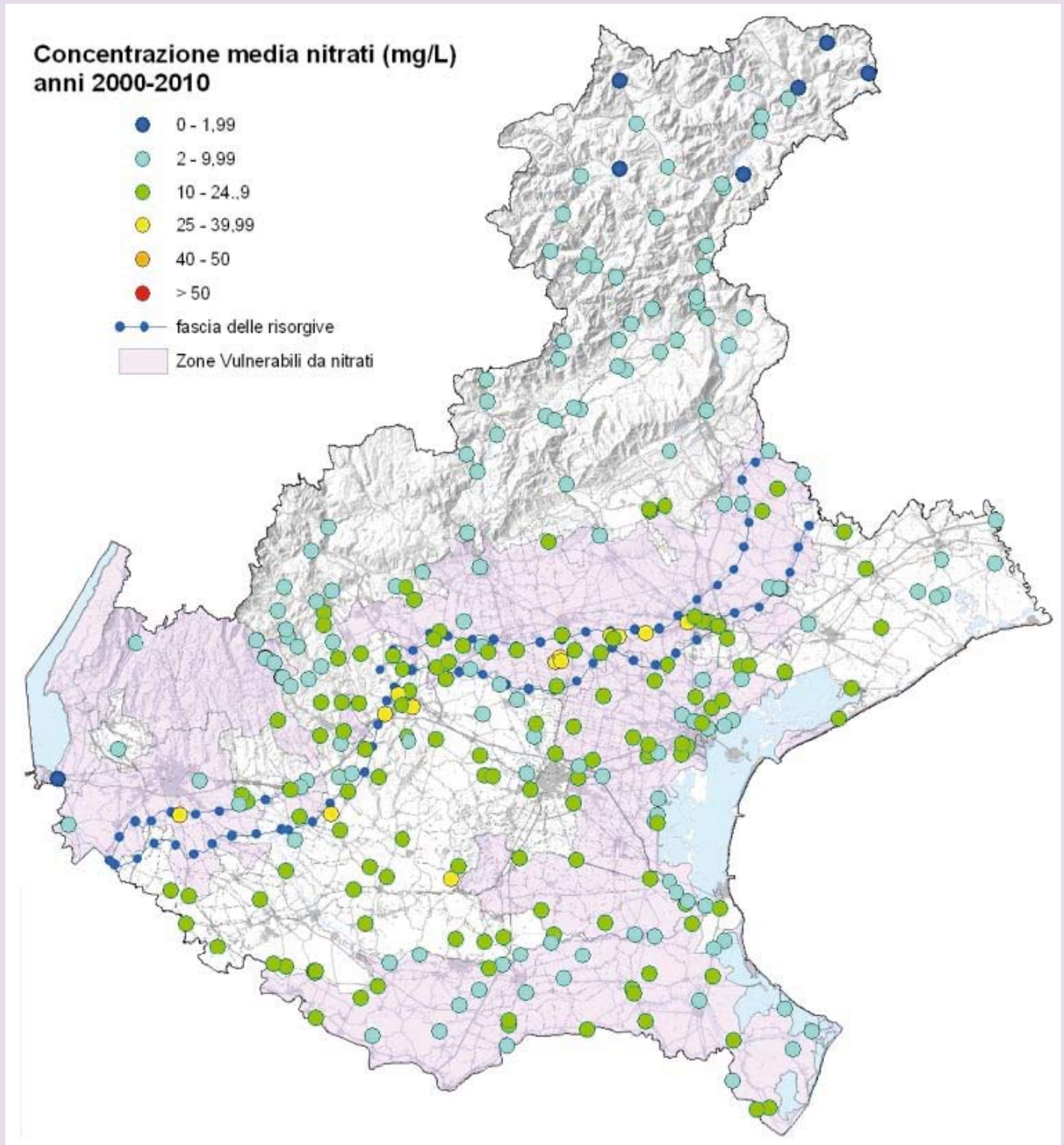


Figura 6: DIRETTIVA "NITRATI" (91/676/CEE) - rappresentazione dei dati in base a: "Stato e tendenze dell'ambiente acquatico e delle pratiche agricole. Guida alla stesura delle relazioni degli Stati membri" - 2008.

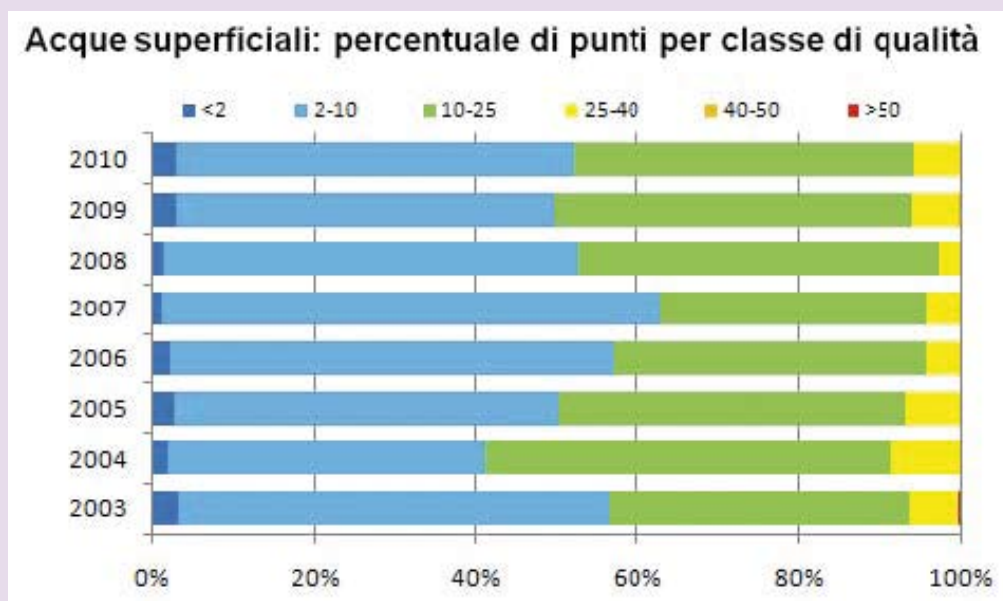


Figura 7: andamento delle concentrazioni nelle acque superficiali: sostanzialmente stabile.

Contaminazioni da nitrati delle acque nel Veneto: acque potabili

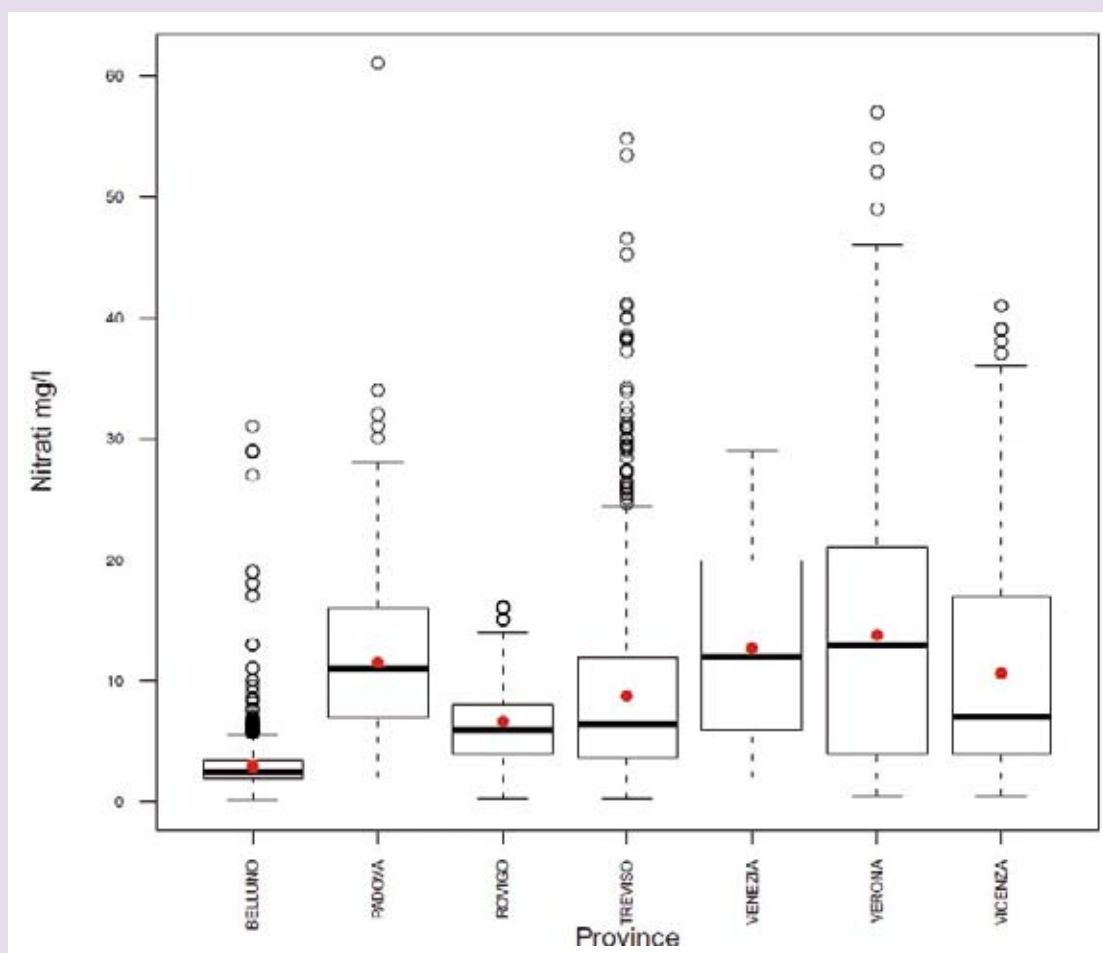


Figura 8: la quasi totalità dei campioni (dati 2010) risulta inferiore ai limiti di legge (D. 31/2001). I valori mediamente più elevati si riscontrano in provincia di Verona.

Contaminazioni da nitrati delle acque nel Veneto: acque potabili

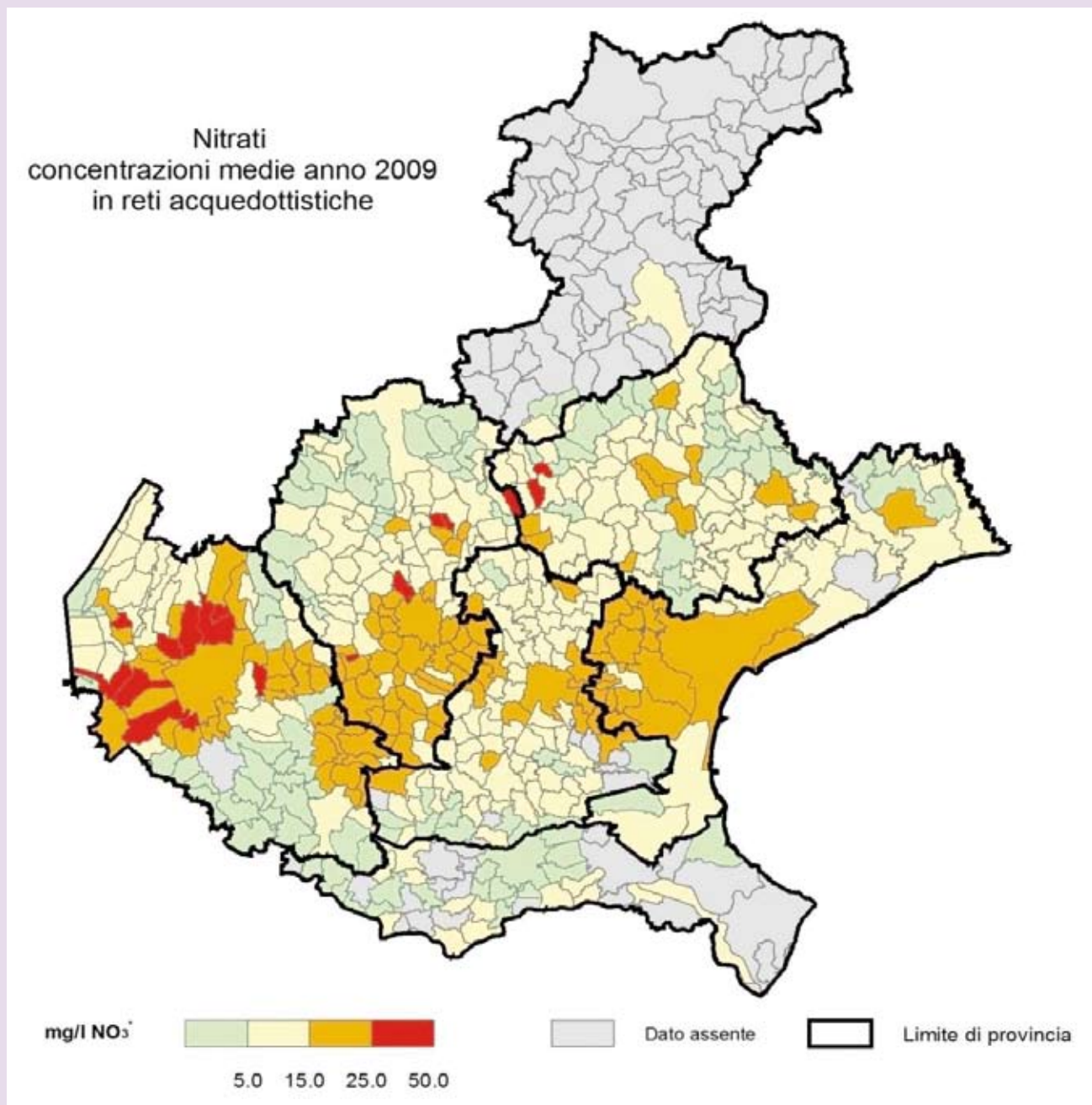


Figura 9: i comuni con elevate concentrazioni di nitrati si riscontrano prevalentemente a nord e ad ovest della città di Verona.

Bibliografia:

- ARPAV, 2010, Stato delle acque superficiali del veneto: corsi d'acqua e laghi. Report tecnico 2009;
 - ARPAV, 2010, Stato delle acque sotterranee. Report tecnico 2009;
- www.arpa.veneto.it/acqua/htm/documenti.asp

Interventi di riqualificazione di canali e zone umide per la riduzione degli apporti di azoto nella Laguna di Venezia

Paolo Cornelio

Consorzio di Bonifica Acque Risorgive

Relazione estratta dalla presentazione in power point

Il Consorzio di Bonifica Dese Sile (ora Consorzio di Bonifica Acque Risorgive) ha realizzato lungo la rete idrografica di propria competenza diverse opere di riqualificazione ambientale, trovando finanziamento nel “Piano per la prevenzione dell’inquinamento ed il risanamento delle acque del bacino idrografico immediatamente sversante nella Laguna di Venezia - Piano Direttore 2000”, della Regione del Veneto. Gli interventi hanno avuto come obiettivo principale la riduzione degli apporti di azoto e fosforo alla laguna di Venezia ma nel perseguire questa finalità si è potuto garantire anche una maggiore sicurezza idraulica al territorio. I criteri di progettazione adottati hanno mirato a favorire i processi naturali di fitodepurazione delle acque, attraverso un incremento della vegetazione e della biodiversità all’interno degli alvei. A fronte di sezioni idrauliche pensate esclusivamente in termini di volumi di invaso, tornare a dare spazio alle piante ha indotto quindi una riflessione anche sul tema del “giusto spazio all’acqua”, uno spazio da ricavare all’interno di fiumi e canali ma anche in aree limitrofe di facile connessione ai corsi d’acqua stessi. Le preoccupazioni di carattere prettamente idraulico hanno così lasciato il posto a riflessioni più ampie sul rapporto del Consorzio con la risorsa acqua: un cambiamento culturale che ha portato al passaggio da logiche costrittive (rivestimenti in calcestruzzo, arginature di grandi dimensioni, sbarramenti fissi, variazioni drastiche di livello, taglio indiscriminato della vegetazione presente in alveo) a un’idea di tutela del territorio che mirasse ad assecondare per quanto possibile le dinamiche naturali dei deflussi idrici (percorsi più tortuosi che rallentino i deflussi, riduzione della pendenza delle sponde, aree golenali, zone umide allagabili, fasce tampone arboree) (Foto 1a e Foto 1b).



Foto 1a



Foto 1b

Ai fini del controllo dell’inquinamento diffuso di origine agricola, e quindi nell’ottica specifica di una riduzione dei carichi di azoto e fosforo trasportati dalle acque, è risultato evidente come le reti idrografiche caratterizzate da una maggiore complessità ecologica offrissero più possibilità ai nutrienti di entrare nelle catene trofiche; questo grazie a una distribuzione più equilibrata tra le diverse componenti vegetali e

animali, e al potenziamento dei processi naturali di denitrificazione (la trasformazione batterica dell'azoto nitrico disciolto nell'acqua in azoto in forma gassosa). Gli interventi di riqualificazione ambientale realizzati dal Consorzio hanno interessato sia la parte terminale dei fiumi principali, come ad esempio gli ultimi 10 chilometri del fiume Zero, che la rete idrica minore, come nel caso degli affluenti del fiume Dese in Comune di Scorzè VE (Rio S.Ambrogio, Rio S.Martino e Scolo Desolino). Le sezioni idrauliche del fiume Zero sono state allargate in modo da favorire lo sviluppo spontaneo dei canneti, e in generale della vegetazione palustre, mentre la presenza all'interno dell'alveo di aree golenali asciutte ha consentito la messa a dimora di un elevato numero di specie arboree e arbustive autoctone (Foto2a e Foto 2b).



Foto 2a



Foto 2b

Gli interventi realizzati diffusamente lungo la rete minore di competenza hanno poi portato a un aumento dei tempi di residenza dell'acqua nei canali secondari, a vantaggio dei processi di fitodepurazione ma anche della sicurezza idraulica del territorio, che trae beneficio dall'abbassamento dei picchi di piena dei corsi d'acqua recettori. L'incremento dei volumi di invaso della rete minore è stato ottenuto con interventi che potessero avere una valenza naturalistica e che andassero a creare una varietà morfologica lungo i collettori, così da formare zone diverse per profondità d'acqua e umidità del suolo (Foto 3a e Foto 3b).



Foto 3a



Foto 3b

A questo scopo sono stati realizzati andamenti sinuosi, stagni, canali di corrente e aree allagabili a diverse quote. Inoltre, le opere che hanno interessato le sezioni interne dell'alveo sono state spesso completate da interventi fuori alveo, quali ad esempio la valorizzazione di cave dismesse, il ripristino di aree umide, la formazione di aree boscate irrigate per la depurazione delle acque. Nel caso delle Cave Villetta di Salzano e delle Cave di Noale, entrambe situate nella Provincia di Venezia, il Consorzio ha compiuto i lavori in aree di stretta tutela ambientale, trattandosi di Siti di Importanza Comunitaria e di Zone a Protezione Speciale. Il sostegno dato dalla Regione al Consorzio, affinché intervenisse in ambiti di alto pregio naturalistico, va a testimonianza di come la gestione dei

deflussi delle acque superficiali possa essere messa in atto anche attraverso la valorizzazione della biodiversità e la tutela degli habitat. Le aree interessate dai lavori hanno entrambe superfici di 20-25 ettari e si inseriscono in contesti di valore ambientale di maggiori dimensioni, che arrivano fino a superfici di 60 ettari. I bacini di scavo delle Cave di argilla di Salzano erano stati colmati negli anni con terreni di provenienza esterna, mentre le Cave di Noale presentavano un canneto di grandi dimensioni in fase di interrimento. La connessione di queste aree al reticolo idrografico, sagomando bassure e vie di scorrimento e lasciando che le acque le attraversassero per gravità, ha dato vita a nuovi ambienti che in breve tempo hanno attratto una grande varietà di specie selvatiche, sia animali che vegetali (Foto 4a e Foto 4b).



Foto 4a



Foto 4b

Il disegno delle aree umide e i relativi lavori di sterro sono stati preceduti da un'analisi approfondita degli habitat di pregio esistenti, al fine di preservarne l'integrità in fase di progetto e di avanzamento dei lavori. A un solo anno di distanza dal completamento delle opere di riqualificazione delle Cave di Salzano, l'attività di monitoraggio che l'Università di Padova ha svolto all'ingresso e allo scarico delle acque, ha fornito dati medi di abbattimento pari al 36% per l'azoto totale e al 37% per il fosforo totale. Ai sistemi di fitodepurazione a flusso superficiale, il Consorzio ha inoltre affiancato soluzioni che sfruttassero la capacità delle specie arboree di intercettare i deflussi sub superficiali, mettendo a dimora lungo i canali filari di specie arboree e arbustive e, come ampiamente descritto in questo Convegno, realizzando presso l'Azienda Diana di Veneto Agricoltura un'area boscata tampone di 30 ettari. Per le alte rese in termini di abbattimento dei carichi di nutrienti e per la loro valenza ambientale, le aree umide di conformazione prossima alla naturalità e le formazioni boscate a irrigazione sub superficiale si prestano bene anche a interventi di finissaggio in uscita dagli impianti di depurazione tradizionali, come nel caso dell'area umida realizzata dal Consorzio di Bonifica Adige Euganeo a valle del depuratore di Monselice PD. Infine, ma non certo come nota a margine, va sottolineato che ciascuna delle soluzioni qui descritte merita di essere valorizzata anche sotto l'aspetto della fruibilità, in quanto può rappresentare per il territorio un'occasione importante in termini didattici e ricreativi (Foto 5a e Foto 5b).



Foto 5a



Foto 5b

Il Progetto NICOLAS nell'ambito delle funzioni della Regione del Veneto per il disinquinamento del Bacino scolante nella Laguna di Venezia

Roberto Corsino

Direzione Regionale Progetto Venezia, P.O. Pianificazione.

Relazione estratta dalla presentazione in power point

Legislazione Speciale per Venezia e la sua laguna

La salvaguardia fisica, ambientale e socio-economica della città di Venezia, della sua laguna e del suo Bacino scolante, è una questione di preminente interesse nazionale e per il conseguimento di tale obiettivo è stato predisposto dallo Stato uno speciale corpo normativo.

Dopo i drammatici eventi alluvionali del 4 novembre 1966 venne approvata la Legge 16 Aprile 1973, n. 171 "*Legge Speciale per Venezia*". Per la prima volta si cercava di affrontare in maniera organica le diverse problematiche legate alla salvaguardia della città. Venivano promossi il rispetto dell'equilibrio idraulico, la preservazione dell'ambiente dall'inquinamento atmosferico, da quello delle acque e, nel contempo, si sottolineava la necessità di consentire la vitalità socioeconomica nel quadro dello sviluppo generale e dell'assetto territoriale della Regione. Al raggiungimento di tali finalità furono chiamati a concorrere lo Stato, la Regione e gli Enti Locali. Compiti diversi furono assegnati alle diverse Amministrazioni, in funzione delle specifiche competenze. In particolare, allo Stato, tramite il Magistrato alle Acque di Venezia, venivano devolute le competenze in materia di salvaguardia "fisica" della laguna, con azioni volte alla regolamentazione dei livelli di marea, al ripristino della morfologia lagunare ed alla protezione dei litorali (nell'area inclusa nella Conterminazione lagunare). Alla Regione del Veneto erano sostanzialmente demandati l'esercizio delle funzioni ed i compiti relativi al disinquinamento delle acque, dell'atmosfera, alla bonifica dei siti contaminati e, più in generale, il risanamento ambientale ed alla gestione del Bacino scolante nella laguna di Venezia (B.S.L.). Ai Comuni di Venezia e Chioggia erano demandati i compiti relativi alla rivitalizzazione socio-economica dell'area comunale, al recupero edilizio ed alla manutenzione dei rii del centro storico, mentre la Provincia di Venezia era tenuta alla regolamentazione della pesca e della caccia. Infine, venivano previsti programmi di finanziamento per la copertura economica degli interventi. Ai sensi dell'art. 9 della Legge n. 171/1973, per la prima volta in Italia si stabiliva che gli Enti pubblici, i privati e le imprese che scaricavano i propri reflui nelle fognature, nelle acque della laguna o nei corsi d'acqua che comunque si immettevano nella laguna, fossero obbligati a dotarsi di impianti per la depurazione degli scarichi.

Non solo. La sopra accennata norma determinò che l'apertura, il mantenimento o comunque l'effettuazione di scarichi in area lagunare, in assenza di autorizzazione, ovvero l'inosservanza delle prescrizioni dell'autorizzazione, fossero sottoposte a sanzione penale di diversa entità, a seconda che lo scarico superasse o meno i limiti di accettabilità fissati con D.P.R. 20 settembre 1973, n. 962 avente ad oggetto "*Tutela della città di Venezia e del suo territorio dagli inquinanti delle acque*".

Peraltro, con il passare degli anni, la *Lex Specialis* si rivelò insufficiente rispetto alla complessità delle problematiche legate alla salvaguardia di Venezia e poste in luce da una crescente mole di studi, indagini, dalle politiche di sostenibilità ambientale che si stavano affacciando nella Comunità Europea, alle quali fecero seguito le Leggi 29 novembre 1984, n. 798 "*Nuovi interventi per la salvaguardia di Venezia*" e 8 novembre 1991 n. 360, concernente gli "*Interventi urgenti per Venezia e Chioggia*", nella quale vennero ulteriormente specificate le competenze degli Enti coinvolti nelle azioni di salvaguardia ed è stata affermata la necessità di operare nell'ambito di un quadro programmatico unitario.

Nello specifico, l'art. 4 della Legge n. 360/1991, relativo alle competenze regionali¹ sancisce che gli interventi in materia di disinquinamento, risanamento, tutela ambientale e prevenzione dell'inquinamento dovevano essere eseguiti in applicazione di uno specifico Piano predisposto dalla Regione per la prevenzione dell'inquinamento e il risanamento delle acque del bacino idrografico sversante nella Laguna, a causa degli aspetti fisici, idraulici ed ambientali di notevole complessità concernenti l'intero Bacino scolante².

Ulteriori modifiche al quadro istituzionale vennero introdotte dalla Legge 31 maggio 1995, n. 206 che reca *“Interventi urgenti per il risanamento e l'adeguamento dei sistemi di smaltimento delle acque usate e degli impianti igienico-sanitari dei centri storici e nelle isole di Venezia e di Chioggia”*.

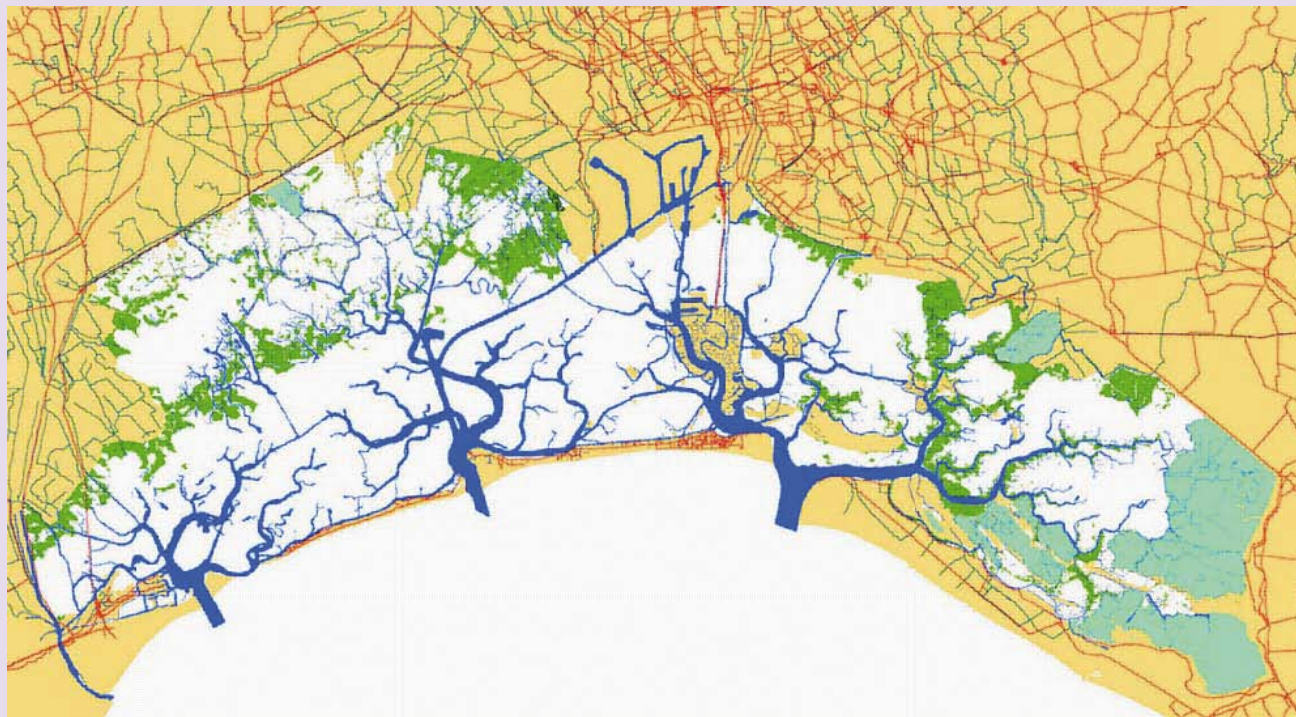


Figura 1: la laguna di Venezia.

I limiti di emissione agli scarichi nel B.S.L. e gli obiettivi di qualità da conseguirsi, sono stabiliti dai cinque decreti ministeriali “Ronchi-Costa”, emanati dall'aprile 1998 al luglio 1999, in attuazione della L. 31.03.1995, n. 206³. Ad ogni buon conto, con il D.M. Ambiente e LL.PP. 30.07.1999, sulla base del continuo miglioramento delle conoscenze ambientali acquisite sull'ecosistema lagunare, è stata integralmente sostituita la tabella dei limiti di accettabilità degli scarichi allegata al D.P.R. 20.09.1973, n. 962⁴, in attuazione dell'art. 9, co. 3, della L. n. 171/1973⁵. Il Decreto del 23.04.1998 *“Requisiti di qualità delle acque e caratteristiche degli impianti di depurazione per la tutela della Laguna di Venezia”*, ha previsto, sostanzialmente, il divieto di scarico in laguna di 10 sostanze contaminanti tossiche, persistenti e bioaccumulabili, ossia gli idrocarburi policiclici aromatici, le diossine, i policlorobifenili, il tributilstagno, i pesticidi organoclorurati, l'arsenico, il cadmio, il mercurio, il piombo e i cianuri.

Ma c'è dell'altro. Il quadro sopra delineato ha subito una modifica ad opera della Corte Costituzionale che, con la Sentenza n. 54 del 15 febbraio 2000, ha annullato il punto 6, commi quarto e quinto, dell'anzidetto Decreto Interministeriale del 23.04.1998. In particolare, è stata annullata la parte che affidava allo Stato la competenza di definire le migliori tecnologie disponibili (B.A.T.) - da applicare agli impianti esistenti e di approvare i progetti di adeguamento alle migliori tecnologie disponibili così individuate.

¹ L'art. 4 della L.08.11.1991 n. 360, integra gli artt. 2, 3, 4, 6 della L. n. 171/1973.

² Il “Bacino scolante” rappresenta il territorio la cui rete idrica superficiale scarica, in condizioni di deflusso ordinario, nella laguna di Venezia.

³ L. n. 206/1995, pubblicata sulla G.U.R.I. 01.04.1995, n. 77.

⁴ D.P.R. n. 962/1973, pubblicato sulla G.U.R.I. del 01.02.1974, n. 30.

⁵ I limiti allo scarico nell'area sensibile “Bacino scolante nella laguna di Venezia” sono stati recepiti anche dal Piano di Tutela delle Acque, approvato con la DCR 5 novembre 2009 n. 107.



Figura 2: il Bacino scolante della laguna di Venezia

Il T.U. Ambientale⁶ stabilisce che resta fermo quanto disposto dalla legislazione vigente relativamente alla tutela di Venezia. Questa norma trova fondamento, nella specialità di tale legislazione, finalizzata alla salvaguardia di Venezia e della sua Laguna “dichiarato problema di preminente interesse nazionale” (art. 1, comma 1, L. n. 171/1973).

Infine, va posto in rilievo che nel Parlamento sono in itinere alcune proposte di riforma della Legislazione Speciale in argomento.

Come si è avuto modo di accennare più sopra, la Legge n. 171/1973 prevedeva che la Regione determinasse, con una specifica legge, un piano comprensoriale per il territorio di Venezia ed il suo entroterra, delimitando l’ambito territoriale del comprensorio e stabilendo la partecipazione dei Comuni interessati alla formazione ed alla adozione di un Piano Comprensoriale. I finanziamenti recati dalla legge, comunque, dovevano essere utilizzati nei territori dei Comuni della gronda lagunare, cioè di Venezia, Chioggia, Codevigo, Campagna Lupia, Mira, Quarto D’Altino, Jesolo, Musile di Piave.

Legge Regionale 24 agosto 1979, n. 64, costituisce il primo provvedimento legislativo assunto dalla Regione del Veneto per tutelare la città di Venezia e il suo territorio dall’inquinamento delle acque. Nella citata Legge si definivano le modalità di controllo della rispondenza degli effluenti ai valori limite, stabiliti dal D.P.R. 20 settembre 1973, n. 962 e le competenze relative alla esecuzione dei controlli.

Nello stesso anno, con Provvedimento della Giunta Regionale, veniva inoltre predisposto il primo Piano Direttore che individuava le reti fognarie e gli impianti di depurazione necessari a disciplinare il collettamento ed il trattamento delle acque reflue nei territori insulari e in una fascia di 10 km attorno alla Conterminazione lagunare.

⁶D.L.vo 03.04.2006, n. 152, al Titolo III (Tutela dei corpi idrici e disciplina degli scarichi), all’art. 91 “Aree Sensibili”, comma 3.

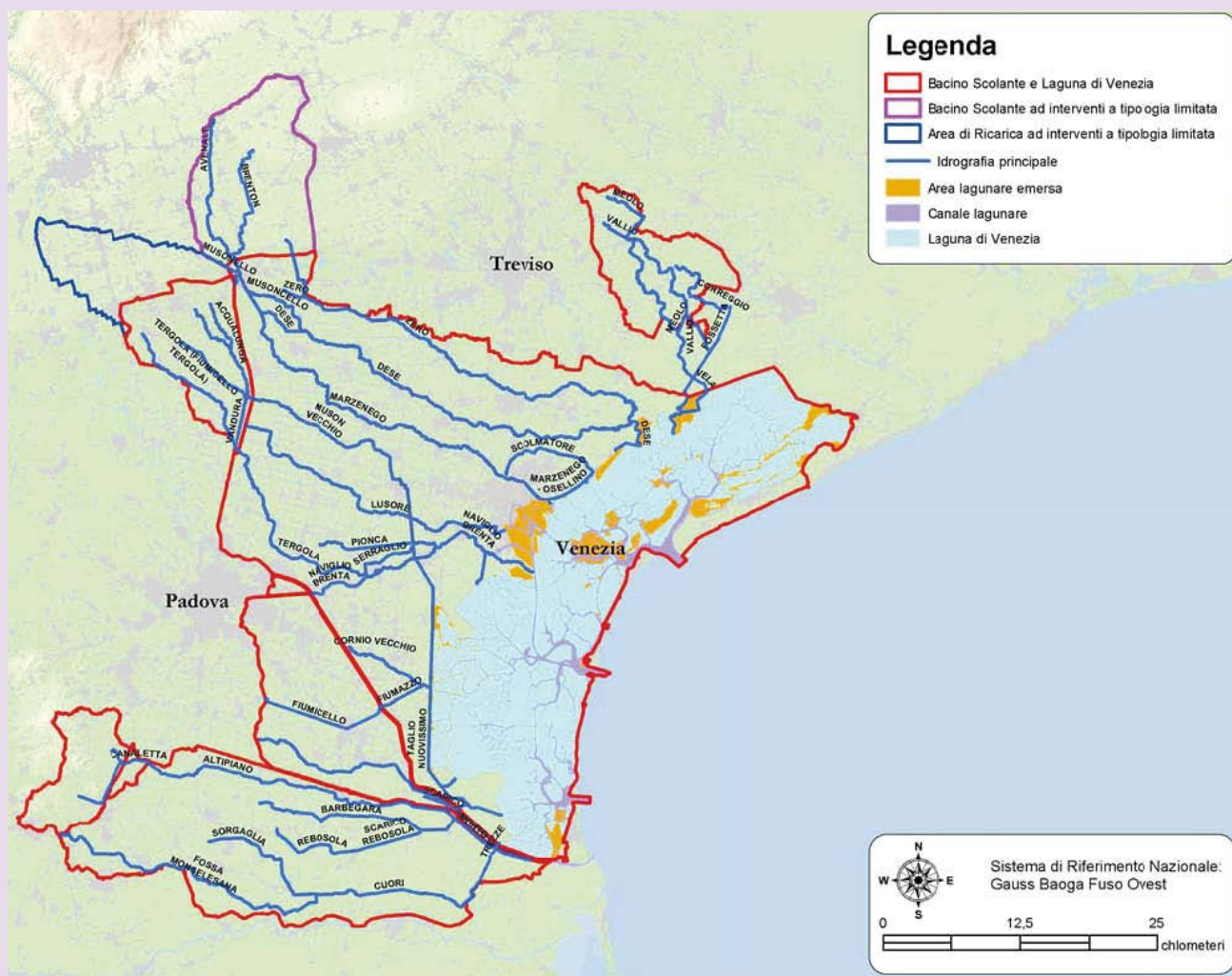


Figura 3: principali fiumi con recapito nella laguna di Venezia.

Con la Legge Regionale 27 febbraio 1990, n. 17 recante “*Norme per l’esercizio di competenza regionale per la salvaguardia ed il disinquinamento della Laguna di Venezia*”, è stato previsto che la Regione si doti di un apposito Piano per la prevenzione dall’inquinamento ed il risanamento delle acque del bacino idrografico immediatamente sversante in Laguna, per conseguire la tutela ambientale e il disinquinamento del bacino tributario e della laguna.

Giova osservare che la Legge Regionale n. 17/1990, con una concezione più aggiornata degli sforzi per il disinquinamento della laguna, coerentemente con gli indirizzi della coeva legislazione (L. n. 183/1989 sulla difesa del suolo) estendeva l’ambito territoriale degli interventi di competenza regionale su tutto il territorio del bacino idrografico della laguna e non più soltanto sulla originaria fascia di 10 km aderente alla Conterminazione lagunare⁷.

Nel 1979 la Regione si dotava del primo Piano per il disinquinamento della Laguna, peraltro sostanzialmente limitato all’individuazione delle sole dorsali principali di collettamento fognario nella terraferma veneziana e dei principali impianti di depurazione, esteso (come si è già avuto modo di ricordare) ad una fascia di 10 km dalla gronda lagunare (nel 1987 verrà collaudato il depuratore di Fusina della potenzialità di 330.000 A.E.).

⁷D.M. LL.PP. 09.02.1990 - Individuazione della Conterminazione della Laguna di Venezia. (il Decreto Ministeriale riprende in larga parte la Conterminazione Lagunare del 1794 approvata dal Senato della Repubblica di Venezia).

All'elenco dei principali manufatti individuati nel Piano del 1979, nel 1991 ha fatto seguito il secondo "Piano Direttore per la prevenzione dell'inquinamento e il risanamento delle acque del bacino idrografico immediatamente sversante nella Laguna di Venezia", approvato dal Consiglio Regionale con provvedimento n. 255/1991. Il Piano prevedeva specifiche azioni di prevenzione, risanamento e contenimento delle fonti di inquinamento civili, industriali, agricole e zootecniche nell'ambito dell'intero territorio del Bacino scolante. I Programmi di attuazione del suddetto Piano Direttore, predisposti dal 1992 al 1996, hanno permesso di definire ed avviare operativamente azioni di disinquinamento e risanamento che sono tuttora in atto.

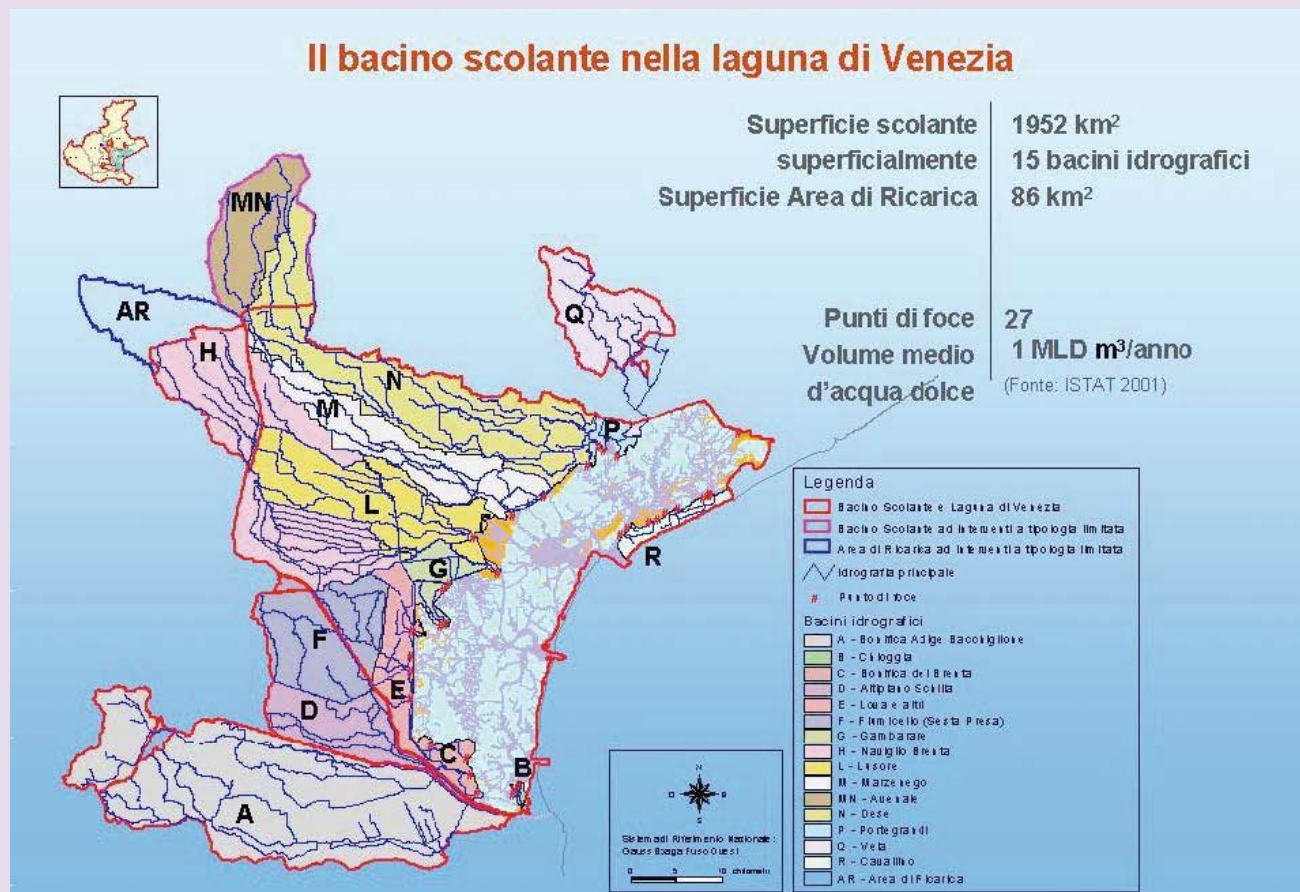


Figura 4: sottobacini idrografici del Bacino scolante (D.C.R. n. 23/2003)

Nel 1998 la Regione del Veneto promuoveva il terzo aggiornamento del Piano Direttore. Il Consiglio Regionale, con la Deliberazione del 1° marzo 2000, n. 24 approvava il "Piano per la prevenzione dell'inquinamento e il risanamento delle acque del Bacino idrografico immediatamente sversante nella Laguna di Venezia - Piano Direttore 2000" attualmente in vigore.

Con il Piano Direttore 2000, che costituisce un piano di area del Piano Territoriale Regionale di Coordinamento - PTRC⁸ -, sono state individuate le strategie di disinquinamento più opportune e convenienti per conseguire gli obiettivi di qualità per le acque della laguna e dei corsi d'acqua in essa sversanti, utilizzando le informazioni e conoscenze disponibili. Il documento de quo tiene conto delle azioni mirate alla riduzione ed alla prevenzione dell'inquinamento mediante un approccio di tipo integrato, delle matrici acqua, aria e suolo. Viene evidenziata la necessità che le attività finalizzate al disinquinamento si integrino con le attività di competenza delle altre Amministrazioni interessate alla problematica della salvaguardia della laguna di Venezia.

Con Provvedimento del 7 maggio 2003 n. 23, il Consiglio Regionale del Veneto ha approvato la nuova perimetrazione del Bacino scolante nella laguna di Venezia. I confini ed i sottobacini idrografici del B.S.L. sono evidenziati nelle seguenti figure n. 2, 3 e 4.

⁸PTRC, approvato dal Consiglio Regionale con il Provvedimento del 28.05.1992, n. 382. Il nuovo PTRC è stato approvato con la DGR 17.02.2009 n. 372.

Bacino scolante nella laguna di Venezia

La superficie del B.S.L. è composta da due aree: i territori dei bacini idrografici tributari dei corsi d'acqua superficiali sfocianti nella laguna ed i territori individuati come "Area di Ricarica" che interessano i corpi idrici scolanti nella laguna tramite le acque di risorgiva. Il Bacino scolante, come definito nel Piano Direttore 2000, presenta una superficie complessiva di circa 1850 km² e scarica un volume idrico medio annuo stimato in circa un miliardo di m³.

Il territorio è delimitato a sud dal canale Gorzone che segue l'argine sinistro del fiume Adige per lunga parte del tratto terminale di quest'ultimo, a sud-ovest dai Colli Euganei, a nord-ovest dal fiume Brenta, a nord dalle Prealpi Asolane ed a Nord-Est dal fiume Sile.

L'uso del suolo è prevalentemente agricolo (85.9 %), mentre la parte rimanente, piuttosto diversificata, è ripartita nel seguente modo: aree urbane (9.2 %), aree industriali (2.4 %), aree verdi (1.9 %), altro (0.6 %). Le aree di "ricarica", non scolano superficialmente, ma alimentano tramite le falde sotterranee le risorgive dei corpi idrici settentrionali dello stesso bacino oppure scolano nel bacino idrografico del fiume Avenale le cui acque si dividono presso il nodo di Castelfranco Veneto nei fiumi Dese e Marzenego.

Il Piano Direttore 2000

Il Piano Direttore 2000 si articola nelle seguenti cinque sezioni:

- obiettivi ed indirizzi di Piano;
- stato dell'ambiente;
- linee guida e strategie operative;
- fabbisogno finanziario e priorità degli interventi;
- linee guida per le normative di attuazione.

Il documento in parola focalizza la propria attenzione sulle sorgenti di inquinanti del Bacino scolante e considera la riduzione dei carichi da esse generati nell'intento di assicurare alla laguna caratteristiche di ecosistema di transizione in stato mesotrofico stabile, prevedendo di disinquinare progressivamente le acque scaricate nella laguna a livelli che, alla fine, consentiranno di sostenere una condizione di mesotrofia delle acque senza correre il pericolo che si possano generare condizioni di ipossia e anossia generalizzate ed estese, che possano compromettere tali condizioni nelle annate successive (stabilità). Le condizioni di stabilità mesotrofica sono peraltro già riscontrabili in larghe aree lagunari prossime alle bocche di porto e le dinamiche del disinquinamento in corso mostrano, inoltre, una favorevole estensione di queste aree.

Il problema dell'abbattimento del carico inquinante scaricato nella laguna viene affrontato con un approccio multidisciplinare e sistemico, nella consapevolezza che la soluzione dei problemi vada riferita in larga misura al sistema ambientale nella sua complessità. Il Piano integra azioni di prevenzione ed interventi di riduzione, di aumento della capacità autodepurativa del reticolo idrografico e di diversione fluviale e degli scarichi. Punto focale del Piano è, a tutti i livelli, l'aspetto gestionale degli interventi sul territorio.

In estrema sintesi, le strategie di disinquinamento del Piano Direttore 2000 possono essere sintetizzate come segue:

- vanno privilegiate le azioni di prevenzione. Tali azioni devono essere sostenute con tutti gli strumenti normativi e di incentivazione possibili, al fine di intervenire per quanto possibile sulla generazione dei carichi inquinanti;
- dove non sia possibile la prevenzione dell'inquinamento, devono essere intraprese azioni di riduzione delle contaminazioni. Per quanto riguarda in particolare le fonti puntuali, vanno privilegiate le azioni atte a ridurre direttamente lo scarico alla fonte;
- i carichi residui dopo gli interventi di riduzione vanno ulteriormente abbattuti sfruttando le capacità di autodepurazione insite nel territorio, in grado di intervenire inoltre efficacemente sulle fonti diffuse (ad es. con l'approccio della *River Restoration*, in cui le poliedriche funzioni dei Consorzi di Bonifica giocano un ruolo rilevante ed ineludibile);
- la diversione, infine, appare una misura straordinaria da applicare solo nei casi in cui non sia possibile praticare interventi di riduzione, ovvero da attuare in forma temporanea e modulabile in concomitanza di eventi eccezionali, in un'ottica di corretta gestione dei flussi idraulici nella laguna.

Il Piano individua i seguenti obiettivi principali.

Per la laguna:

- il raggiungimento, con orizzonte temporale al 2013, dei carichi massimi ammissibili di nutrienti recapitati in laguna pari a circa 3.000 t/a di Azoto e 300 t/a di Fosforo, ciò che dovrebbe consentire di assicurare stabilmente alla laguna le caratteristiche di mesotrofia che le sono tipiche, identificando come prioritario l'intervento sulle fonti di azoto ammoniacale (il valore-guida per l'azoto totale disciolto in laguna, al fine di assicurare la mesotrofia è fissato in 200 µg/litro). In altre parole l'obiettivo è il disinquinamento progressivo delle acque scaricate nella laguna sino al raggiungimento di carichi di nutrienti sufficientemente bassi da scongiurare fenomeni di eutrofizzazione generalizzati ed estesi;
- per i microinquinanti, il raggiungimento della concentrazione (nelle componenti della rete trofica dell'ecosistema) in linea con quelle previste dal Decreto Ronchi-Costa 30.07.1999, intervenendo da una parte sulle fonti dei carichi di microinquinanti (PCB, IPA, PCDD, PCDF, metalli) per minimizzare l'apporto e garantire la sicurezza nei confronti di sversamenti accidentali e sovraccarichi temporanei, dall'altra sui meccanismi di abbattimento e assorbimento all'interno dei sistemi di disinquinamento artificiali e naturali.

Per la rete idrica scolante in laguna:

- per i nutrienti: apporto dei carichi compatibile con i carichi massimi ammissibili per la laguna e con concentrazioni idonee alla vita acquatica; obiettivi di qualità in termini di concentrazioni di inquinanti nei corsi d'acqua secondo quanto previsto dal D.M. 23.04.1998;
- per i microinquinanti: l'adozione delle migliori tecnologie disponibili di disinquinamento (B.A.T.); devono essere rispettati (dal 31.12.2001) i limiti delle concentrazioni agli scarichi conformi ai valori del D.M. 30.07.1999, salvo proroghe adeguatamente giustificate per consentire l'adeguamento dello scarico alla normativa.

Per quanto attiene il disinquinamento dai carichi diffusi di origine agricola, il Piano Direttore 2000, tenuto conto dell'esigenza di non compromettere la sicurezza idraulica del territorio, né prevedendo il ritorno ad una situazione bucolica del territorio o ad una situazione fisica del passato non rispettosa di importanti mutazioni, sia nell'uso del suolo sia nella percezione collettiva della fruibilità, considera un uso esteso delle reti idrauliche, come ad esempio quelle di Bonifica ed Irrigazione, per la promozione di tutte le possibili capacità auto-depurative con una gestione attenta degli usi del suolo e delle buone pratiche agricole, il reperimento estensivo di aree adatte da destinare alla forestazione e la creazione di idonee *buffer strips* e di bacini di fitodepurazione che agiscano da filtro ambientale⁹.

Per la laguna di Venezia ed il Bacino scolante, ad integrazione degli obiettivi del Piano Direttore 2000, la normativa vigente, in sede di qualità ambientale per la matrice "acque superficiali", trovano applicazione anche le disposizioni del D.L.vo 03.04.2006 n. 152 che prevedono in buona sostanza:

1. il raggiungimento degli "standard di qualità" delle Tab. 1A ed 1B del D.M. 14.04.2009 n. 56, Allegato 1, Parte Terza, in applicazione della Direttiva 2008/105/CE; gli obiettivi (o standard di qualità ambientale, SQA) degli inquinanti della Tabella 1A, che servono alla definizione dello "stato chimico" dei corpi idrici, sono espressi in termini di concentrazione media annua (SQA-MA) ed in termini di concentrazione massima ammissibile (SQA-CMA). Gli SQA della tabella 1B, che servono alla definizione dello "stato ecologico" sono espressi solo in termini di concentrazione media annua (SQA-MA). Tali obiettivi riguardano le concentrazioni nei corsi d'acqua di sostanze prioritarie pericolose ed altre sostanze non appartenenti all'elenco di priorità (a tale proposito si veda la Decisione del Parlamento e del Consiglio Europeo n. 2455/2001/CE del 20.11.2001),
2. il raggiungimento dello "stato buono", anche in recepimento di quanto previsto dalla Direttiva 2000/60/CE;
3. la laguna di Venezia ed il suo Bacino scolante sono incluse tra le Aree Sensibili.

⁹ Cfr. L.R. Veneto n. 12/2009, art. 27. La norma riguarda la materia della tutela della fascia di rispetto dei corsi d'acqua consortili, fondamentale per garantirne il presidio e la costante manutenzione. Tale fascia di rispetto è prevista dalle lungimiranti norme del 1904, il R.D. 368 per quanto riguarda i canali di bonifica e il R.D. 523 per quanto attiene i corsi d'acqua delle varie categorie.

Le linee guida di settore indirizzate al raggiungimento degli obiettivi del Piano Direttore 2000 si dividono nei seguenti settori:

- urbano diffuso;
- industriale;
- agricolo-zootecnico;
- territorio.

Per quanto attiene il “*Settore Territorio*”, strettamente connesso alle attività dei Consorzi di Bonifica, le azioni maggiormente innovative avviate nel corso degli ultimi venti anni, che concernono la rinaturalizzazione dei corsi d’acqua, realizzazione di *buffer strips* e di *wetlands*, si sono rivelate tra le più significative in termini di efficacia ambientale ai fini del disinquinamento e migliorative degli aspetti paesaggistici.

Ma non è tutto. Sul tema della riqualificazione fluviale, la progettazione e realizzazione di *wetlands* prevede che tali zone possano essere funzionali alla laminazione delle piene e come bacini di fitodepurazione, con un incremento dei tempi di residenza, lo sviluppo della vegetazione riparia, con un positivo aumento dell’interfaccia di scambio di massa per il contenimento dell’inquinamento diffuso. In tale contesto, la rete idrografica minore, affidata dalla Regione in concessione ai Consorzi di Bonifica, assume una significativa valenza, in termini di benefici ambientali e di sicurezza idraulica.

Le tipologie di interventi sono in linea con i principi della richiamata Direttiva Europea Quadro sulle Acque 2000/60/UE, che pone al centro dell’attenzione le esigenze di risanamento, protezione e ripristino degli “*ecosistemi acquatici*”, e la Direttiva 2008/105/UE per il raggiungimento degli Standard di Qualità Ambientale (SQA). Si sottolinea che tali manufatti concorrono a migliorare la funzionalità di diversi ecosistemi acquatici, spesso degradati e caratterizzati dalla perdita di capacità di ritenzione e riduzione dei deflussi a seguito degli eventi meteorologici, sempre più brevi ed intensi, ai quali si accompagna il progressivo scadimento della qualità delle acque.

Tra gli aspetti sopra brevemente delineati, assumono una basilare importanza le indagini e le sperimentazioni permanenti delle tecniche per il disinquinamento.

Consorzi di Bonifica del Veneto e il disinquinamento della laguna di Venezia

Il Piano Direttore costituisce il documento fondamentale di riferimento per la programmazione delle opere di disinquinamento di competenza della Regione, definisce gli obiettivi di qualità e i metodi di determinazione e aggiornamento dei vari interventi, ivi compresi i criteri tecnici generali per i singoli progetti, avendo riguardo a tutte le cause di inquinamento, alla loro prevenzione, riduzione ed evoluzione dei processi produttivi, ivi compresi quelli agricoli.

La Regione ha voluto coinvolgere maggiormente gli altri Enti Pubblici interessati alle azioni di disinquinamento e risanamento prevedendo, con le Leggi Regionali n. 17/1990 (art. 5), n. 3/1976, n. 9/1983, n. 1/1991 e, da ultimo, con la L.R. 08.05.2009 n. 12 “*Nuove norme per la Bonifica e la Tutela del Territorio*”, la possibilità di affidare ai Consorzi di Bonifica la progettazione, la realizzazione e di concedere in regime di concessione la gestione delle opere, pur restando nella diretta competenza regionale la programmazione e la progettazione generale degli interventi. Ai Provvedimenti del Consiglio Regionale di approvazione dei Programmi di intervento per il disinquinamento della Laguna di Venezia con i fondi recati dalla Legislazione Speciale per Venezia, hanno fatto seguito le Deliberazioni della Giunta Regionale di presa d’atto e di affidamento in concessione ai Consorzi di Bonifica della realizzazione e gestione degli interventi relativi alle opere di Bonifica finalizzate al disinquinamento del Bacino scolante nella laguna di Venezia.

Si deve evidenziare che la Giunta Regionale, ha delegato la progettazione, la realizzazione e la concessione di opere previste dai programmi attuativi ai Consorzi di Bonifica, in ragione dell’opportunità di coordinamento con altri complementari interventi di competenza istituzionale¹⁰.

La L.R. 08.05.2009 n. 12 “*Nuove norme per la Bonifica e la Tutela del Territorio*”, ha attuato il riassetto dell’intera disciplina della Bonifica mediante un coordinamento formale del complesso di norme già

¹⁰ Peraltro, la L.R. Veneto n. 27/2003, all’art. 2, sancisce che i lavori pubblici di competenza regionale, la cui programmazione, approvazione ed affidamento spetta ai Consorzi di Bonifica, sono di interesse regionale, qualora realizzino opere fruenti, in tutto o in parte, di contributo regionale, statale o comunitario.

esistenti ed un aggiornamento delle funzioni attribuite alla Bonifica Veneta¹¹. Le disposizioni della Legge Regionale suggellano, anche a livello normativo, la valenza ambientale e paesaggistica dell'attività dei Consorzi (in linea con quanto già sancito, a suo tempo, dal Piano Direttore 2000), riconfermando una volta di più che la tutela idraulica, idrogeologica, la tutela ambientale e quella paesaggistica non sono azioni contrapposte o concorrenti tra loro, bensì aspetti che in sintesi esprimono il risultato dell'attività polifunzionale, di basilare importanza nella tutela del territorio, dei Consorzi di Bonifica, enti pubblici economici, caratterizzati dall'autogoverno e storicamente profondamente radicati sul territorio.

In esito alle disposizioni della L.R. n. 12/2009, la DGR 19.05.2009 n. 1408 ha individuato dieci nuovi Consorzi di Bonifica, aventi natura di Enti Pubblici Economici, competenti su ciascun nuovo Comprensorio, dando atto che i nuovi Enti di Bonifica (secondo quanto previsto dall'art. 41, comma 3, "Norme transitorie", della citata Legge) subentreranno nelle situazioni giuridiche attive e passive pendenti, ivi comprese quelle relative al personale dipendente e nella titolarità dei beni mobili e immobili dei Consorzi in essere.

Nel Veneto sono presenti 10 Consorzi di Bonifica di primo grado ed uno di 2° grado (LEB). Per quanto riguarda il B.S.L., i Consorzi di Bonifica concessionari di lavori di disinquinamento nel Bacino scolante sono i seguenti:

- Consorzio di Bonifica "Acque Risorgive", con sedi operative a Mestre e Mirano (Venezia);
- Consorzio di Bonifica "Piave" di Montebelluna (Treviso);
- Consorzio di Bonifica "Brenta" di Cittadella (Padova);
- Consorzio di Bonifica "Bacchiglione" di Padova;
- Consorzio di Bonifica "Veneto Orientale" di San Donà di Piave (Venezia);
- Consorzio di Bonifica "Adige Euganeo" di Este (Padova).

Nel settore "Territorio", la realizzazione degli interventi è soggetta a particolari criticità, dovute soprattutto alla complessità dell'iter autorizzativo ed amministrativo (VIA, osservazioni dei residenti e ricorsi, procedure e costi espropriativi, contenziosi sugli espropri, aggiudicazione appalti, varianti agli strumenti urbanistici e tempi di adeguamento della Pianificazione).

Il Progetto NICOLAS (NItrogen COntrol by LANDscape Structures in Agricultural Environment)

L'affinamento degli interventi di disinquinamento costituisce un obiettivo di base della politica ambientale regionale nei riguardi della laguna e del bacino idrografico in essa scolante. In particolare è necessario contenere e ridurre il rilascio di fitonutrienti di origine agricola nel sistema idrografico connesso alla laguna di Venezia, massimizzando l'uso della capacità depurativa della vegetazione arborea o di fasce tampone, con positivi riverberi anche sulla qualità paesaggistica.

Nell'ambito degli interventi previsti dal Piano Direttore 2000 riguardanti "Interventi di riqualificazione lungo il basso corso del Fiume Zero per il controllo e la riduzione dei nutrienti sversati nella Laguna di Venezia", la DGR 01.10.2004 n. 3094 ha individuato il Consorzio di Bonifica "Acque Risorgive" quale soggetto attuatore (Scheda di Progetto D1.29, 8^ Fase) del progetto NICOLAS, che si prefigge di raggiungere, attraverso l'attività di monitoraggio della qualità delle acque e dei terreni integrata dalle analisi di laboratorio e dalle misure di denitrificazione, di valutare gli effetti delle fasce tampone arboree sulla riduzione dei nutrienti sversati nella laguna di Venezia.

¹¹ L.R. n. 12/2009, Capo III - Funzioni e attività dei Consorzi di Bonifica. Il Capo III svolge la ricognizione delle funzioni ed attività dei Consorzi. Il legislatore pone in primo piano la funzione polivalente dei Consorzi, ne riafferma il forte, strategico ed insostituibile ruolo nei comprensori del Veneto, caratterizzati dal policentrismo urbano, densamente popolati, con una rete idrografica complessa ed articolata.

Articolo 20 - Affidamento in concessione di opere pubbliche ai Consorzi di Bonifica:

1. Ai consorzi di bonifica può essere affidata in concessione dallo Stato, dalla Regione o da altri enti pubblici operanti nel Veneto, con assunzione dei relativi oneri da parte dei rispettivi concedenti, la progettazione, l'esecuzione e la manutenzione di opere pubbliche di propria competenza, ivi compresa la progettazione, l'esecuzione e la manutenzione degli interventi di bonifica previsti nei piani di bacino e nei programmi di intervento di cui al decreto legislativo n. 152 del 2006;

2. Ai sensi dell'articolo 70, comma 6, della legge regionale 7 novembre 2003 n. 27 "Disposizioni generali in materia di lavori pubblici di interesse regionale e per le costruzioni in zone classificate sismiche" e successive modificazioni, i poteri espropriativi concernenti le opere pubbliche affidate in concessione ai consorzi di bonifica sono delegati ai consorzi medesimi, nel rispetto di quanto previsto nel provvedimento di concessione.

Si cfr. anche: Ivone Cacciavillani, "Commentario alla Legge Regionale 8 maggio 2009, Nuove Norme per la Bonifica e la Tutela del Territorio", Corriere del Veneto, 17 maggio 2011.

Con riferimento al problema generale del disinquinamento della laguna di Venezia dai fenomeni cronici di inquinamento di origine diffusa, il Progetto in parola si presenta come un importate esperimento-guida per l'intero B.S.L. Infatti, le possibilità tecniche di reale controllo di carichi inquinanti di origine diffusa si fondano, oggi, sul reperimento di adatte aree da dedicare a lagunaggi. Peraltro, una tale sistemazione non è scevra da inconvenienti e non può essere sempre condivisibile in generale.

In particolare, nei comprensori di Bonifica ed Irrigazione, l'utilizzo di vaste aree dedicate a lagunaggi forzati impone trasformazioni fondiariale certo possibili ma talora controverse, in particolare se perseguite a grande scala, non sempre accolte favorevolmente dalla popolazione.

Il Decreto del Dirigente Regionale della Direzione Progetto Venezia 26.07.2006 n. 120 ha provveduto ad approvare l'anzidetto progetto, stabilendo che la conclusione dei lavori dovrà avvenire entro il 26.07.2011. Il successivo D.D.R. 02.08.2011 n. 73, facendo seguito ad una richiesta consortile, ha prorogato i termini di rendicontazione al 26.01.2012

L'attività di monitoraggio condotta nel sito sperimentale "Nicolas" nel periodo 1999-2005, è stata finalizzata a:

- aumentare la *conoscenza dei processi* che permettono alle fasce arboree di fungere da tamponi, riducendo le concentrazioni delle principali forme azotate veicolate attraverso i deflussi idrici che le attraversano;
- quantificare *l'entità della riduzione* dei composti azotati e verificarne l'andamento durante la fase di maturazione della fascia arborea;
- individuare le più *idonee modalità di gestione* degli impianti arborei e dei deflussi idrici per giungere in questo modo alla scelta di tipologie, tecniche d'impianto e criteri di manutenzione idonei ad ottimizzare, per lo specifico ambiente, l'efficacia delle *buffer strips*.

Per valutare più approfonditamente questi aspetti è stato predisposto un sito sperimentale che consente il controllo dei volumi di irrigazione che vengono fatti defluire attraverso un'area forestale di recente impianto. Il Progetto in atto comprende nuove attività in fase di completamento nel periodo 2007 - 2011 secondo i seguenti obiettivi:

- verifica dell'*efficacia del sistema in funzione dello sviluppo vegetativo* della Zona Tampone arborea;
- verifica con *misure empiriche di alcune ipotesi* emerse nel corso della precedente campagna di monitoraggio. Miglioramento delle conoscenze del sistema attraverso l'analisi delle comunità microbiche del suolo (ai fini di verificare l'esistenza di relazioni fra questi aspetti e l'andamento dei processi di rimozione dell'azoto), la quantificazione del processo di azoto fissazione (utile per completare le stime legate al bilancio dell'azoto) e la valutazione della ritenzione di azoto e fosforo nella biomassa legnosa;
- approfondimento delle *conoscenze relative al bilancio idrico* che caratterizza il sito di monitoraggio, attraverso la misura dei tempi di residenza delle acque nel sistema, con immissione di traccianti e lo studio delle interazioni tra la falda ipodermica creata dal sistema di irrigazione e quella naturale;
- verifica delle risposte del sistema a fronte di *variazioni di tipo gestionale*, quali l'incremento della concentrazione di azoto nelle acque di irrigazione e il taglio di parte della vegetazione presente;
- *taratura del modello matematico REMM* (Riparian Ecosystem Management Model) sviluppato dallo USDA¹², necessario per simulare i processi fisici, chimici e biologici che si verificano in una fascia riparia, e in particolare per comprendere il ruolo di questo tipo di ambienti nei confronti della riduzione di nutrienti diretti al corso d'acqua. Il modello permette di effettuare delle previsioni sull'efficacia di altri simili "buffers" forestali avendo a disposizione le misure di un numero limitato di variabili;
- monitoraggio di un intervento di *fitodepurazione a flusso superficiale*, al fine di una valutazione comparativa con il sistema di fitodepurazione a flusso sub superficiale;
- studio dello *sviluppo delle opportunità di utilizzo delle biomasse* a fini energetici.

¹² USDA-ARS, Southeast Watershed Research Laboratory, 2379 Rainwater Road, Tifton, Georgia 31793.
Per maggiori chiarimenti si veda il sito web: <http://sacs.cpes.peachnet.edu/sewrl/lowrance.htm>.

