SEMINARIO DI CONFRONTO

ESPERIENZE DI VALORIZZAZIONE SPONDALE

10 APRILE 2003

Università degli Studi di Bergamo

Via Salvecchio, 19 – Bergamo Alta

L'uso delle fasce tampone per l'abbattimento dell'azoto in ambiente agricolo: il caso del fiume Zero nel bacino scolante della Laguna Veneta.

Dott.ssa Bruna Gumiero

(Università di Bologna)

(Vice Presidente CIRF – gumiero@alma.unibo.it tel. 3487093570

L’uso di Fasce Tampone Boscate nel controllo dell’inquinamento diffuso.

Bruna Gumiero

(Università di Bologna)

(Vice Presidente CIRF – gumiero@alma.unibo.it tel. 3487093570

Gli ecotoni ripari rappresentano un habitat che si integra con il corridoio fluviale aumentandone la biodiversità e proteggendo la fauna e la flora acquatiche dall’immissione di inquinanti, nutrienti e sedimenti provenienti dai terreni circostanti, fungendo quindi, da vero e proprio filtro biologico.

In sintesi

Queste fasce di vegetazione agiscono quindi come "zona filtro" tra l'ambiente terrestre ed il corso d'acqua, trattenendo, per azione meccanica, il carico solido delle acque di ruscellamento superficiale e rimovendo attivamente, per il processo dell'assorbimento, nutrienti ed inquinanti. Inoltre forniscono alimento ai batteri denitrificanti del suolo i quali sono in grado di trasformare i nitrati del terreno in azoto atmosferico determinando una riduzione effettiva dell'azoto dalle acque di percolazione. In questo modo svolgono un importante ruolo protettivo nei confronti dell'eutrofizzazione fluviale e marina: gli ecofiltri ripari rappresentano pertanto un grandioso e gratuito depuratore diffuso su tutto il territorio.

Inquinamento da fonti diffuse

L’agricoltura che oggi conosciamo, caratterizzata da una forte specializzazione a livello aziendale e territoriale, dal progressivo abbandono della foraggicoltura a favore dei seminativi (arable crops) e dalla progressiva separazione dell’allevamento dalla coltivazione, benché sia sempre più orientata verso tecniche a basso apporto di mezzi tecnici (tecniche low input), ha comunque la necessità di smaltire grandi quantità di reflui zootecnici e di fare ricorso all’impiego di fertilizzanti e fitofarmaci. I nutrienti ed fitofarmaci, in particolare gli erbicidi, vengono trasportati dalle acque per effetto dei fenomeni di ruscellamento e di percolazione, che rispettivamente trasportano e dilavano il terreno, raggiungendo le acque superficiali e profonde e determinano quindi un inquinamento di tipo diffuso. L’elevato tenore di nitrati nelle falda freatiche superficiale è un classico esempio di inquinamento delle acque da fonti agricole ovvero di tipo diffuso.

L'Europa, purtroppo, è una delle zone al mondo in cui si riscontrano le più elevate concentrazioni di nutrienti, tra cui le forme minerali di azoto, nel suolo. I maggiori responsabili di questa situazione sono sicuramente i concimi utilizzati nella pratica agricola, anche se sono state individuate numerose concause (precipitazioni atmosferiche, azotofissazione, degradazione di organismi vegetali). Questo consistente trasporto di carichi azotati in fiumi e ruscelli, favorendo fenomeni di eutrofizzazione e successiva

deossigenazione delle acque, contribuisce in modo determinante all'attuale stato di degradazione qualitativa riscontrabile in molti corpi idrici (Peterjohn & Correll, 1984).

Per salvaguardare i corpi idrici da un eccessivo afflusso di nutrienti è indispensabile condurre un'azione diversificata, riducendo sì gli input, ma cercando anche di favorire una trasformazione dei nutrienti già presenti in forme non inquinanti. Confrontando i valori relativi ai Kg di N/ha nei vari paesi europei, si osserva che essi aumentano fino a metà degli anni '80, data che segna la trasformazione della politica agricola dell'Unione Europea. Negli anni seguenti, tranne che per alcune rare eccezioni, i valori tendono a stabilizzarsi e nel migliore dei casi a ridursi in modo anche consistente. Si può osservare a titolo di esempio la situazione nel fiume Ouse (Fig.1) presso Brownshill Staunch (Ea & Royal Society data).

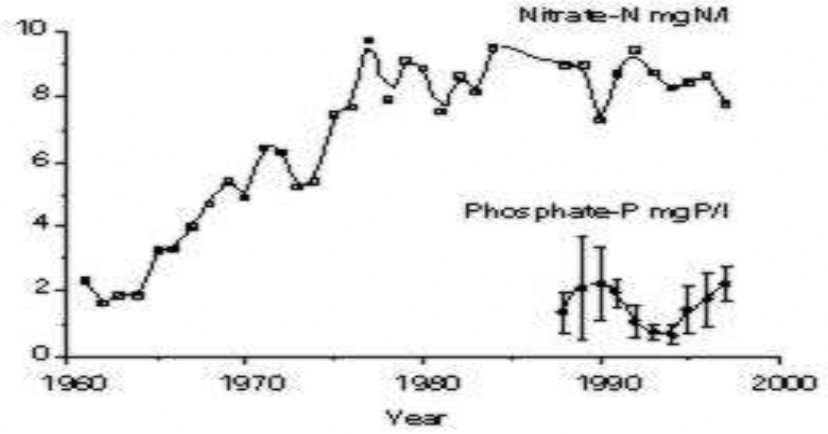


Figura 1 Andamento degli ultimi 40 anni dei valori di concentrazione di azoto nel fiume Ouse.

Effetto tampone

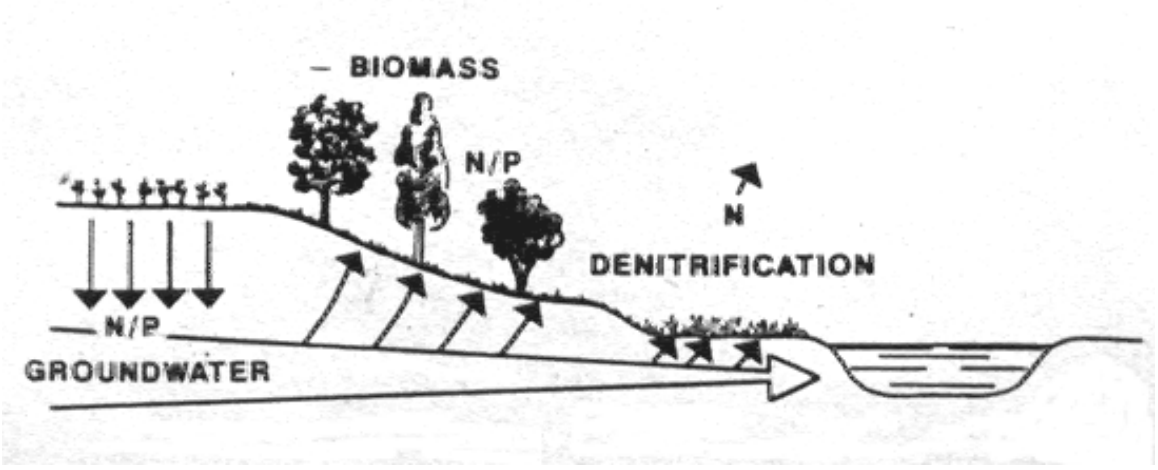
In quest'ottica si giustifica il grande sviluppo delle tematiche relative alle buffer zones e l'approfondimento delle conoscenze sulle dinamiche dell'azoto, per cercare di individuare i fattori che favoriscono la trasformazione di forme inquinanti, quali nitriti e nitrati in composti non inquinanti quali N_2 gassoso (Haycock *et al.,* 1993).

Le fasce riparie, quando intercettano i deflussi superficiali e sub-superficiali, sono in grado di contrastare questi fenomeni rimovendo e/o trasformando gli inquinanti, e quindi il loro mantenimento, il ripristino ed una corretta gestione consente di migliorare e proteggere i corsi idrici dalle fonti di inquinamento diffuso. In particolare, negli ultimi anni è stata dimostrata l'elevata efficienza di queste fasce vegetate nell'abbattimento dei nitrati, spesso causa di fenomeni di eutrofizzazione nei nostri ambienti acquatici (Jacobs & Gilliam 1985; Lowrance et al. 1984; Pinay et al. 1990; Groffman & Tiedge 1989; Hill 1990; Pinay et al. 1993; Hanson et al. 1994).

Ciclo dell’azoto

Il ciclo dell'azoto è caratterizzato da una certa dinamicità e velocità nei passaggi da una forma ad un'altra: basti pensare che per passare da NO_3 a N_2 vengono impiegati solo 2 nanosecondi, una delle velocità maggiori in assoluto. Nel ciclo dell'azoto possiamo avere sia dei processi che si verificano in condizioni aerobiche, come la nitrificazione, sia processi che richiedono condizioni anaerobiche, come la denitrificazione, etc.

Il processo di denitrificazione



From Peterjohn & Correll 1984

Figura 2 Rappresentazione dei deflussi di azoto attraverso un'area riparia (da Peterjhon & Correll, 1984)

Un’attenzione particolare è stata data alla denitrificazione, poiché questo processo è il solo in grado di rimuovere definitivamente l’azoto mantenendo la sostenibilità della funzione tampone nel tempo (Fig.2) (Groffman *et al,*. 1993).

Mediante questo processo gli ossidi di azoto vengono rimossi dal terreno e dall’acqua, con rilascio di azoto gassoso nell’atmosfera. Il processo di denitrificazione è operato da batteri anaerobi facoltativi in grado di utilizzare i nitrati NO_3^- nei loro processi respiratori quando vengono a trovarsi in carenza o assenza di ossigeno (respirazione microbica anaerobica).

$$2\ NO_3 \rightarrow 2NO_2 \rightarrow\ 2NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$$

Questi periodi di anossia si verificano quando il suolo viene saturato dall’innalzamento del livello dell’acqua durante le piene. La denitrificazione è dunque largamente dipendente dalla frequenza e dalla durata dei periodo di inondazione nelle fasce riparie (Lowrance *et al*., 1995).

Oltre alle **condizioni anaerobie** gli altri fattori necessari per il processo di denitrificazione sono la disponibilità di **carbonio organico** e una quantità sufficiente di **nitrati**. La loro disponibilità è legata ai processi di decomposizione della lettiera (mineralizzazione della sostanza organica) e ai nutrienti trasportati dai deflussi idrici. Le zone riparie caratterizzate

dall'elevata presenza di nutrienti e disponibilità idrica sono zone altamente produttive e quindi ricche di carbonio organico, di conseguenza sostengono elevati tassi di denitrificazione (Starr & Gillham, 1993; Nelson *et al.,* 1995).

Il ruolo che la vegetazione svolge nel processo di denitrificazione è indiretto, in quanto essa contribuisce a sostenere le popolazioni di microbiche, tra le quali sono presenti anche i batteri denitrificanti, da un lato fornendo energia attraverso la decomposizione della lettiera e dall'altro offrendo l'habitat ottimale per tutti i microrganismi del suolo rappresentato dalla "rizosfera" ricca di essudati radicali (Haycock & Pinay, 1993).

Durante l'arco di un anno i due processi che determinano la riduzione del carico di azoto (uptake e denitrificazione) si alternano (Fig.3) .

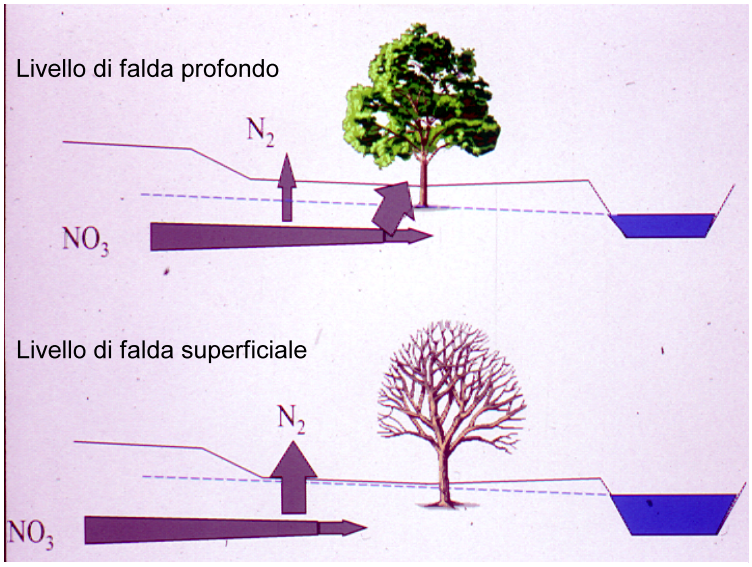


Figura 3 Dinamiche stagionali dell'azoto in una fascia riparia vegetata.

Nelle regioni temperate durante la stagione calda la vegetazione assimila la maggior parte dei nitrati disponibili e il processo di denitrificazione raggiunge i valori minimi, essendo bassa l'umidità del suolo **(livello di falda profondo**). Mentre durante il periodo autunno-invernale si assiste ad un capovolgimento della situazione, in quanto, le piante sono in una fase di stasi vegetativa e le condizioni di umidità del terreno sono ottimali **(livello di falda superficiale**) per la denitrificazione (Haycock *et al*.,1993).

Il livello della falda acquifera rappresenta pertanto uno dei fattori di primaria importanza nel determinare l'efficacia di una fascia tampone. A questo riguardo da richiamare l'attenzione sul paradosso rappresentato dalle sistemazione idrauliche dei terreni agricoli, finalizzate proprio ad allontanare le acque in eccesso durante il periodo autunno-invernale. Ciò spesso può portare ad un "eccessivo" abbassamento della falda acquifera, con una riduzione o addirittura un annullamento dell'effetto tampone per cui, in questo contesto, anche la gestione delle acque di drenaggio dovrebbe essere effettuata in modo tale da assicurare un adeguato "franco di coltivazione", senza per questo limitare o annullare la funzioni tampone delle fasce riparie.

Le FTB non abbattono solo i nitrati

Anche la deposizione di sedimento rappresenta un meccanismo importante per il miglioramento della qualità delle acque, non solo perché il sedimento stesso può contaminare le acque ma anche perché nei sedimenti si concentrano, attraverso processi di adsorbimento,

nutrienti ed altre sostanze inquinanti come alcuni fitofarmaci. Persino le sostanze contaminanti disciolte possono essere sottratte all'acqua ed essere adsorbite dalle particelle solide. Questo può portare ed una rimozione definitiva dei contaminanti attraverso l'accumulo ed il seppellimento nei sedimenti di fondo o attraverso la degradazione chimica e biochimica (Fennessy, 1993).

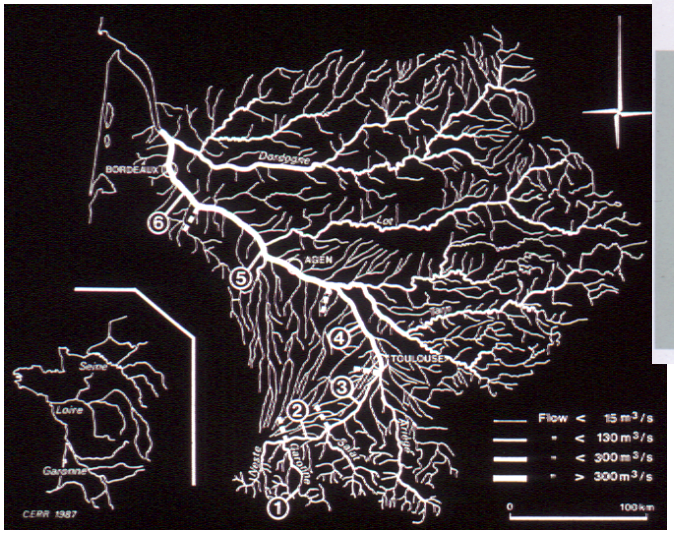
Dove costruire le fasce tampone boscate?

L'idrologia rappresenta una variabile chiave nella gestione delle fasce tampone vegetali, in quanto l'acqua è il principale vettore degli inquinanti di origine agricola.

Nell'affrontare qualsiasi progetto di recupero che preveda la creazione e/o riqualificazione di fasce tampone, note anche con il termine inglese "buffer zones", si deve partire da **un'accurata analisi dell'idrologia** dell'area in questione. Infatti, presupponendo di avere delle coltivazioni poste a una certa distanza dal fiume, qualora si volesse attivare una funzione di filtro nei confronti delle acque provenienti da queste aree agricole sarà indispensabile conoscere l'andamento dei flussi superficiali di tali acque, la profondità del loro flusso sub-superficiale e l'entità di eventuali fenomeni di lisciviazione. Non sempre questi percorsi sono brevi e facili da determinare anzi, in molti casi le acque scorrono con diverse modalità per vari chilometri prima di raggiungere il fiume (Burt, 1997).

Un altro aspetto che non va trascurato riguarda il rapporto tra la scelta degli obiettivi da perseguire e le dimensioni dei corsi d'acqua. Infatti, per migliorare la qualità dell'acqua, la creazione di **buffer zones** risulta molto più **efficace in fiumi di dimensioni ridotte**. E' chiaro che un intervento strutturale sull'intera rete di piccoli corsi d'acqua che confluiscono sullo stesso fiume, finirà per migliorare anche la qualità di quest'ultimo.

I corsi idrici di piccole dimensioni costituiscono circa i tre quarti della lunghezza totale della rete idrica (Fig. 4) e come conseguenza captano la maggior parte dei deflussi che si originano all'interno di un bacino imbrifero. E' proprio in questi tratti che l'effetto tampone degli ecotoni ripari avrà quindi il maggior effetto. Ciò nonostante nei progetti di riqualificazione questi tratti del corso idrico vengono spesso trascurati a vantaggio dei medi e grandi fiumi.



Garonne River drainage basin

Order	Number	Total length	% Cumulated
1	10,095	16,612	50.94
2	2,429	7,385	73.58
3	540	4,097	86.14
4	118	2,012	92.31
5	29	1,298	96.29
6	6	796	98.73
7	2	179	99.27
8	1	235	100
sum	**13,320**	**32,614**	

Figura 4 Lunghezza dei corsi idrici suddivisi per ordine e rappresentazione della rete idrografica del bacino della Garonne in Francia

Per una corretta progettazione degli interventi di riqualificazione è più importante valutare l'estensione delle aree di confine con l'ambiente terrestre piuttosto che la superficie occupata dalle zone umide.

Dai numerosi studi effettuati si è visto che il processo di denitrificazione raggiunge i massimi valori nei primi metri di fascia a contatto con l'ambiente terrestre vero e proprio, come conseguenza l'efficacia di queste fasce tampone dipende maggiormente dalla sua estensione lineare piuttosto che dalla superficie che occupa (Clément *et al*.submitted).
Da qui si evince **la necessità di riqualificare le fasce tampone nei tratti di monte di piccole dimensioni**.

Uno dei problemi di difficile risoluzione è determinare l'**ampiezza minima di queste fasce tampone**. Se l'obiettivo è quello della sostenibilità e quindi di mantenere la funzione tampone nel tempo non ci si può accontentare del ***"qualsiasi cosa è meglio di niente"***. Per definire le capacità di rimozione dell'azoto è importante considerare due aspetti**: le vie attraverso le quali l'azoto entra nell'area tampone ed i tempi di permanenza** (deflussi, profondità della falda, precipitazioni, tempi di permanenza in falda etc.) e **le potenzialità di trasformazione dell'azoto all'interno dell'ecotono ripario**. Nelle zone dove queste condizioni sono ideali non ci si dovrebbe accontentare di una fascia tampone di larghezza minore di 10 metri (Haycock *et al*., 1993; Castelle *et al*, 1994).

Conclusioni

Le zone riparie possono realmente abbattere i nitrati che pervengono dal territorio circostante solo se rimane un processo diffuso sul territorio.
E' importante quindi proporre progetti di riqualificazione integrati che abbiano una visione a scala di bacino.

In quest'ottica si parla spesso di **territorio di pertinenza dei fiumi**. Nei progetti di riqualificazione fluviale si deve tener presente, la dove è possibile, che **il fiume ha bisogno di spazio per muoversi liberamente** solo così oltre a ridurre il rischio idraulico e possibile migliorare e sostenere le naturali capacità tampone dall'inquinamento di origine diffusa. Inoltre, quando il fiume è libero di muoversi crea un'elevata diversità di habitat fisici i quali sostengono un elevato numero di specie (biodiversità).

All'interno di un bacino imbrifero è possibile individuare oltre agli ecotoni ripari altre componenti del paesaggio con capacità tampone nei confronti di inquinanti provenienti da fonti diffuse quali: gli stagni, le zone iporreiche, le siepi, le scoline etc.

Bibliografia

Burt T.P., 1997. "The Hydrological role of floodplain within the drainage basin system." 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, pp. 21-31.

Castelle A.J., A.W. Johnson & C. Conolly, 1994. Wetland and streaqm buffer size requirements A review. *J. Environ. Qual*. 23:878-882.

Clément J.C., G. Pinay & P. Marmonier, 2000. Three-dimensional and seasonal dynamics of denitrification along catenas in three riparian wetlands with different vegetation cover. Biogeochemisrty (submitted).

Fennessy S., 1993. The effectivennes of riparian buffer strips for the control of agricultural pollution. Project 210/89 Wetlands and Nutrient Stripping. Final report to the orld Wildlife Fund U.K.

Groffman P.M. & J.M. Tiedje 1989. "Denitrification in north temperate forest soil: relationships between denitrification and environmental factors at the landscape scales." *Soil Biol. Biochem*. 21(5):621-626.

Groffman P.M., D.R. Zak, S. Christensen, A. Mosier & J.M. Tiedje,. 1993. Early spring notrogen dynamics in a temperate forest landscape. *Ecology* 75: 1579-1585.

Haycock N.E., G. Pinay & C. Walzer, 1993. Nitrogen retention in river corridors european perspective. *Ambio* 22:340-346

Haycock N.E. & G. Pinay, 1993. Groundwaqter nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strip durino the winter. *J Environ. Qual.* 22: 273-278.

Hanson G.C., P.M. Groffman & A.J. Gold, 1994. Symptoms of nitrogen saturation in a riparian wetland. *Ecol. Appl.* 4 : 750-756.

Hill A.R., 1990. Ground water flow paths in relation to nitrogen chemistry in the near-stream zone. *Hydrobiologia*. 206: 39-52.

Iserman 1990

Jacobs B.R. & J.W. Gilliam, 1985. Riparian loses of nitrate from agricultural drainage waters. *J. Environ. Qual.* 14: 472-478.

Lowrance, R.C., R.L. Todd, J. Fail, O. Jr., Hendrickson., R. Leonard & L. Asmussen, 1984. "Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *Bioscience* 34:374-377.

Lowrance R.C., G. Velledis & R.K. Hubbard 1995. "Denitrification in a restored riparian forest wetland." *J. Environ. Qual.* 24: 805-815.

Meybeck et al. 1989

Nelson W.M., Gold A.J. & Groffman P.M., 1995. "Spatial and temporal variation in ground water nitrate removal in a riparian forest." *J. Environ. Qual.* 24:691-699.Peterjohn & Correll 1984

Pinay G., H. Decamps, E. Chauvet, & E. Fustec, 1990. "Functions of ecotones in fluvial systems." in Naiman R.J. & Decamps H.(Eds.) *The Ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones,* The Parthenon Publishing Group, Paris, pp. 141-164.

Pinay G., L. Roques & A. Fabre, 1993. "Spatial and temporal patterns of denetrification in a riparian forest." *J. App. Ecol*. 30:581-591.

Peterjohn, W.T. & D.L. Correll, 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology* 65: 1466-1475.

Starr R.C.& R.W. Gillham, 1993. denitrification and organic carbon availability in two aquifers. *Groundwater* 31: 934-947.

INTERVENTI DI RIQUALIFICAZIONE AMBIENTALE LUNGO IL BASSO CORSO DEL FIUME ZERO PER IL CONTROLLO E LA RIDUZIONE DEI NUTRIENTI SVERSATI NELLA LAGUNA DI VENEZIA

(D. D. R. D. T. A- N°33 19/08/98)

Efficacia delle fasce tampone forestali

Monitoraggio e Sperimentazione presso l'Azienda Agricola Diana nell'ambito del progetto Ue "NICOLAS"

Bruna Gumiero
(gumiero@alma.unibo.it)
Vice presidente CIRF
Università di Bologna

Paolo Cornelio
Consorzio Dese Sile

Bruno Boz
Università di Bologna

Efficacia delle fasce tampone forestali

Monitoraggio e Sperimentazione presso Az. Ag. Diana nell'ambito del progetto Ue - NICOLAS

INTRODUZIONE:

Nell'ambito del vasto progetto del Consorzio Dese Sile finalizzato a mettere in atto un insieme di interventi per limitare l'apporto di nutrienti (azoto e fosforo) nella laguna di Venezia è stata prevista la messa in opera di un **impianto pilota** su scala sperimentale, finalizzato a valutare l'efficacia nel contenimento delle fonti di inquinamento diffuso attraverso l'impiego di fasce e zone tampone arborate.

Con l'allestimento di questo impianto pilota si è voluto non solo consentire un aumento delle conoscenze sui meccanismi di funzionamento delle fasce tampone arborate ma anche individuare sotto un aspetto scientifico e tecnico quali siano le più idonee modalità di gestione degli impianti arborei e dei deflussi idrici, per definire in questo modo, tipologie, tecniche d'impianto e criteri di manutenzione idonei a massimizzare, per lo specifico ambiente, l'efficacia dei tamponi vegetali nel controllo dell'inquinamento diffuso.

Questa attività di sperimentazione si è svolta attraverso una collaborazione tra il Consorzio Dese Sile ed il progetto di ricerca europeo NICOLAS, che riunisce e coordina l'attività di importanti e referenziati Istituti di ricerca europei del settore. Attraverso questa collaborazione è stato possibile utilizzare metodi ed approcci di monitoraggio non solo innovativi ma anche adeguatamente collaudati sotto l'aspetto scientifico e trasferire per la prima volta su scala operativa i risultati acquisiti da questo progetto di ricerca.

In specifico, questo lavoro riguarda la determinazione dei parametri che permettono di valutare l'efficacia dei processi biologici e chimici che normalmente si verificano in un ambiente ripario e che in questo caso sono stati indotti in un ambiente controllato come appunto l'impianto pilota allestito sulla riva sinistra del fiume Zero in località Bonisiolo.

Un'attenzione particolare è stata riservata alla denitrificazione poiché questo processo è il solo in grado di rimuovere l'azoto e di mantenere la sostenibilità della funzione tampone nel tempo.

Il sito sperimentale che occupa una superficie di circa 0,7 ha è stato allestito nel corso del 1999 all'interno dell'Azienda Agricola Diana, localizzata lungo il basso corso del fiume Zero (Fig. 5).

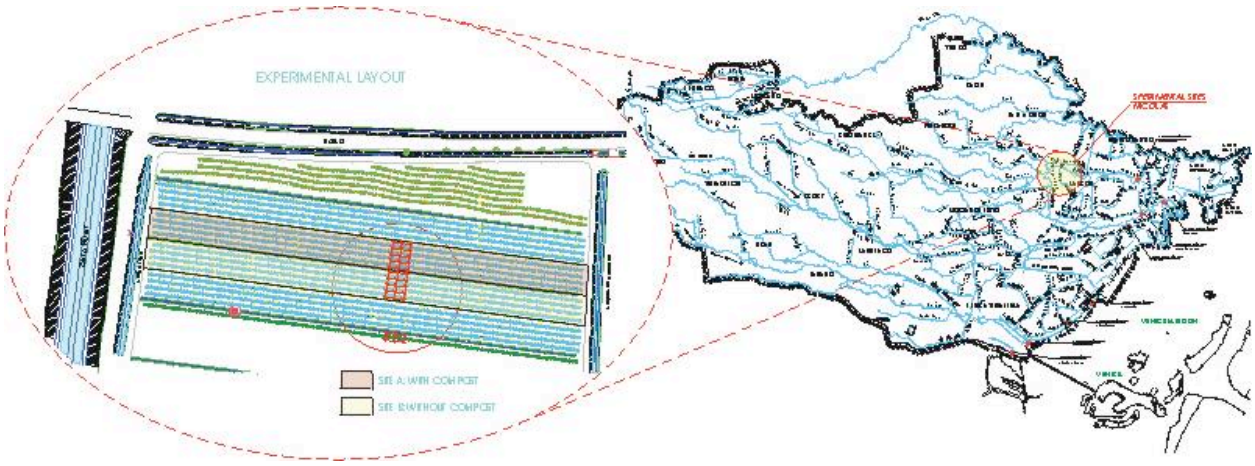


Figura 5 Localizzazione del sito di monitoraggio

Per l'allestimento dell'impianto pilota nella primavera del 1999 sono state poste a dimora 2.000 piantine forestali con pane di terra. Le specie utilizzate sono state: *Quercus robur*, *Alnus glutinosa*, *Acer campestre*, *Salix alba*, *Coryllus avellana*, *Salix triandra*, *Prunus padus*, *Crataegus monogyna, Fraxinus ornus*, *Frangula alnus*.

Il sesto di impianto è stato variato in relazione alle caratteristiche delle specie utilizzate: da 1,5 m a 7 m sulla fila per 3,5 m nell'interfila. Per esempio le querce sono state distanziate di 7 m sulla fila, la distanza tra querce e gli altri alberi (ontano/acero campestre) inframezzati alle querce, è stata di 3,5 m, mentre la distanza tra diversi tipi di arbusti e questi alberi è stata di 1,5 - 2 m. Lungo la fila è stato deposto un film plastico con funzione pacciamante.

La sistemazione degli appezzamenti a "baulatura" (Fig. 6) e la creazione lungo le linea di colmo di due canalette di raccolta (solchi adacquatori), che ricevono l'acqua del fiume immessa con l'ausilio di pompe, favorisce lo scorrimento in senso trasversale dell'acqua da depurare attraverso gli strati sub-superficiali del terreno della zona tampone arborata verso la parallela rete di sgrondo localizzata ad una quota inferiore (scoline).

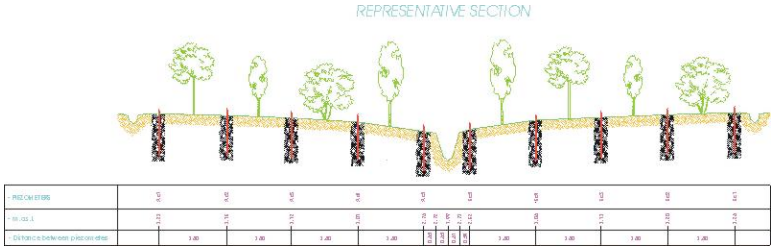


Figura 6 sezione trasversale del sito di campionamento

Il monitoraggio del deflusso idrico e della qualità delle acque è stato effettuato in due siti: il primo costituito da una FTB larga 15 m e composta da 4 filari di piante (FTB15) e il secondo da una FTB monofilare larga 5m (FTB5). La stazione di monitoraggio sono stati posti 36 piezometri (30 nella FTB15 e 6 nella FTB5).. I campioni d'acqua sono stati raccolti mensilmente per un periodo di tre anni

Seguendo le specifiche del progetto NICOLAS nel sito FTB15, sono state eseguite campagne stagionali di monitoraggio dei terreni per valutare il rateo di denitrificazione *in situ*. Inoltre, è stata misurata l'attività enzimatica dei batteri denitrificanti con diverse modalità di incubazione: ottimizzando le condizioni di saturazione, con aggiunta di azoto, con aggiunta di carbonio e con aggiunta simultanea di azoto e carbonio. Il sito è stato suddiviso in tre fasce o zone parallele alla scolina o canaletta di drenaggio che riceve le acque derivate dal processo di depurazione da parte della fascia tampone arborata.

Nell'ambito di ognuna di queste fasce o zone (distale [1], mediale [2] e prossimale [3] rispetto alla canaletta di drenaggio) e per ogni data di campionamento sono state selezionate 3 aree di un metro quadro ciascuna (pseudorepliche), dove è stata effettuata la rilevazione di tutti i parametri considerati. Quindi, per ogni stagione, zona e replica sono stati raccolti campioni di suolo a tre diverse profondità (0-15 cm; 40-55 cm; 80-95 cm).

La acquisizione dei dati climatici quali: temperatura, precipitazioni, direzione e velocità del vento, radiazione solare, umidità dell'aria è stata effettuata attraverso la posa in opera di una stazione meteorologica posta in zona custodita in prossimità dell'impianto pilota mentre la temperatura del suolo è stata misurata con un data logger posto a 5-10 cm di profondità direttamente nel sito sperimentale.

ALCUNI RISULTATI CONSEGUITI:

1) Primo e secondo anno

L'impianto pilota, nei primi due anni di funzionamento presenta caratteristiche intermedie, di transizione tra la precedente gestione agricola e quella attuale come fascia tampone, che giustifica una certa variabilità dei dati.

Questo cambiamento di destinazione d'uso ha determinato quindi una radicale modifica delle condizioni ecologiche del suolo con una significativa e graduale variazione sotto l'aspetto chimico ed in particolare microbiologico.

Dalle analisi chimiche delle acque la ritenzione di azoto nitrico nel sito FTB 15 è stata di:

- ✓ 42 kg/ha anno il primo anno (39%);
- ✓ 73 kg/ha anno il secondo anno(86%).

Nel sito monofilare FTB 5 la ritenzione di azoto nitrico è stata di:

- ✓ 109 kg/ha anno il primo anno (43%);
- ✓ 153 kg/ha anno il secondo anno(77 %).

In termini di ritenzione percentuale, non sono state riscontrate differenze significative tra i due siti, ma l'abbattimento per ettaro conferma il ruolo chiave che hanno i primi 5 m della fascia, in quanto area in cui acque ricche di azoto nitrico ($N\text{-}NO_3$) incontrano un ambiente favorevole alla denitrificazione.

La capacità di ritenzione di una FTB lunga 100 m e larga 5 m il primo e secondo anno di indagini è risultata rispettivamente di 5 e di 7,5 kg anno di azoto nitrico.

Durante il primo anno in presenza di vegetazione erbacea ed arborea estremamente ridotta, la riduzione dell'azoto nelle acque che hanno attraversato le FTB va imputata quasi totalmente alla trasformazione dell'azoto nitrico ($N\text{-}NO_3$) in azoto in forma gassosa (N_2) ad opera dei batteri denitrificanti. Il rateo di denitrificazione medio calcolato è stato di 255 kg/ha anno.

Durante il secondo anno il rateo di denitrificazione si è ridotto del 50% (122 kg/ha anno). Si può ipotizzare che questa diminuzione sia dovuta all'effetto di competizione per l'utilizzo dei nitrati, tra i batteri denitrificanti e la vegetazione erbacea ora più rigogliosa e dalla veloce crescita delle specie arbustive e alcune specie arboree come ad es. *Salix alba* e *Alnus glutinosa*.

2) Terzo anno

Attualmente sono disponibili solo i valori di denitrificazione i quali evidenziano un netto incremento del rateo di denitrificazione con un valore medio superiore a 350 kg $N\text{-}NO_3$ /ha anno nel 2002.

3) Potenzialità del processo di denitrificazione.

Il fattore che inizialmente ha maggiormente limitato i processi di denitrificazione è il carbonio, fonte di energia per i batteri.

Lo sviluppo della componente vegetale sia erbacea che arbustiva ed arborea se in un primo momento creerà soprattutto competizione nella stagione vegetativa, in seguito favorirà, con una maggior produzione di biomassa, sia epigea che ipogea, un incremento dell'attività dei batteri denitrificanti .