

Analisi dei carichi azotati e criticità ambientali nel bacino dell'Oglio sublacuale

Elisa Soana^{1*}, Erica Racchetti¹, Filippo Romani¹, Daniele Longhi¹, Ciro Gardi², Marco Bartoli¹

1 Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma, V. le G.P. Usberti 33/A - 43100 Parma

2 Joint Research Centre, Ispra (VA)

** Referente per la corrispondenza: elisa.soana@gmail.com*

Riassunto

Il presente lavoro ha come obiettivo la valutazione delle pressioni antropiche e il loro impatto sulla qualità delle acque superficiali nel bacino dell'Oglio sublacuale. L'indagine è stata condotta utilizzando il "soil system budget" dell'azoto che è stato dapprima applicato a livello dei singoli comuni, quindi integrato per l'intero bacino idrografico. Il bilancio del comparto civile è stato calcolato e valutato separatamente. Per il settore agro-zootecnico sono stati stimati gli input potenziali (zootecnia, fertilizzazione chimica, deposizioni atmosferiche, azoto fissazione, acque di irrigazione) e gli output (asportazione delle colture, volatilizzazione di ammoniaca, denitrificazione nel suolo agricolo) dalla cui differenza si ottiene il surplus di azoto nel bacino. Il carico reale esportato è stato stimato sulla base dei dati rilevati con campagne di campionamento ed analisi delle acque del fiume e dei suoi tributari. Il carico generato dal comparto zootecnico rappresenta più del 50% dell'apporto di azoto ai suoli coltivati e supera la richiesta teorica delle colture. Nell'intero bacino, gli apporti potenziali eccedono le asportazioni di oltre 32.000 t, determinando un surplus medio di circa 140 kg N ha⁻¹ anno⁻¹, riferito alla sola superficie agricola utile (SAU). L'azoto rilasciato annualmente dall'Oglio in Po ammonta a circa 16.000 t, pari al 50% del surplus teorico stimato per l'intero bacino, per cui si ritiene che ci possano essere importanti *sink* interni. L'indagine evidenzia l'elevata vulnerabilità da nitrati del territorio, nel quale sussistono condizioni estremamente eterogenee, con criticità elevate nei comuni del medio bacino. Da ciò deriva l'ipotesi di interventi di riqualificazione differenziati e sito-specifici.

PAROLE CHIAVE: bilancio dell'azoto / SAU / surplus azotato / inquinamento da nitrati / bacino dell'Oglio sublacuale

Nitrogen loading and associated environmental risk in the lower Oglio River basin (Northern Italy)

This work aims at evaluating anthropogenic pressures and their impacts on the surface water quality in the lower Oglio River basin. The nitrogen mass balance was estimated separately for human settlements and for agricultural sources in each municipality, with the soil system budget. Individual budgets were then integrated at the whole basin scale. The nitrogen balance for agricultural soils included potential inputs (animal farming, chemical fertilization, wet deposition, N-fixation, watering) and outputs (crop uptake, ammonia volatilization, denitrification in agricultural soils), whose difference was the nitrogen surplus in the basin. The effective N loading delivered by the Oglio River into the Po River was assessed through a monitoring program of surface water quality and hydrological measurements. The potential load from animal farming represents the major fraction of the available N to agricultural soils (>50%), which is much greater than the theoretical crop demand. Overall, at the basin level the difference between potential inputs and outputs was 32,000 t y⁻¹ which is equivalent to an average surplus for arable land of 140 kg N ha⁻¹ y⁻¹. The annual nitrogen export from the Oglio basin to the Po River was about 16,000 t which accounts for 50% of the surplus. Therefore, along with the basin vulnerability towards nitrogen pollution one can assume that possible sinks exist in the watershed. However, nitrogen contamination was very heterogeneous and the most critical conditions were found mainly in the middle stretch of the river. Such spatial heterogeneity requires a site-specific for land and river restoration.

KEY WORDS: N mass balance / agroecosystems / N surplus / nitrate contamination / Oglio River watershed

INTRODUZIONE

Lo sviluppo dei centri urbani, la zootecnia, l'impiego di fertilizzanti azotati in agricoltura, la coltivazione di specie azoto-fissatrici e l'utilizzo di combustibili fossili, hanno incrementato gli input di azoto reattivo

nella biosfera (GALLOWAY *et al.*, 2008) e causato la progressiva saturazione degli ecosistemi terrestri, con la conseguente perdita di azoto verso quelli acquatici (PETERSON *et al.*, 2001). La mobilitazione dell'azoto

negli ecosistemi acquatici e nelle acque sotterranee è favorita dalle profonde trasformazioni dell'uso del suolo nei bacini scolanti e dalla generale banalizzazione del territorio, in particolare degli ambiti fluviali, nei quali si osservano riduzione delle zone tampone, rettificazione e arginatura, fattori che accelerano l'erosione e lo scorrimento superficiale (VITOUSEK *et al.*, 1997; BERNOT e DODDS, 2005).

Il controllo degli apporti di azoto ai sistemi acquatici è divenuto una questione di interesse generale, sia per le conseguenze ormai note a livello ecosistemico, fra tutte l'eutrofizzazione (CARPENDER *et al.*, 1998), sia per la crescente preoccupazione circa l'aumento delle concentrazioni di nitrito nelle acque destinate al consumo umano (FAN e STEINBERG, 1996).

Una gestione sostenibile dell'azoto nei sistemi agricoli dovrebbe prevedere apporti compatibili con le capacità metaboliche dei terreni e dei vegetali coltivati, in modo tale da minimizzare i surplus; l'azoto in eccesso rappresenta infatti un danno in termini sia economici che ecologici (PARRIS, 1998; JANZEN *et al.*, 2003).

In questo contesto l'approccio del bilancio di massa dell'azoto costituisce un utile strumento per valutare le conseguenze associate alle pratiche agro-zootecniche e agli usi del suolo sulla qualità delle acque. Dal momento che i processi idrologici determinano largamente il destino del surplus azotato, l'unità territoriale del bacino idrografico rappresenta la scala di indagine più adatta (CAMPLING *et al.*, 2005), anche nell'ottica di pianificazione, gestione e riqualificazione territoriale. La metodologia in questione è inoltre considerata dall'Unione Europea un indicatore di efficienza per monitorare i progressi nell'implementazione delle politiche connesse all'attuazione della Direttiva 91/676/CEE, detta "Direttiva Nitrati" (BROUWER, 1998; DROLIC e KONCAN, 2008).

La letteratura riporta diversi approcci con cui è possibile effettuare un bilancio di massa dell'azoto (WATSON e ATKINSON, 1999; OENEMA *et al.*, 2003) e numerosi sono i lavori che ne hanno previsto l'applicazione in bacini americani (HOWARTH *et al.*, 1996; BOYER *et al.*, 2002) o asiatici (BAO *et al.*, 2006; LIU *et al.*, 2008). A livello italiano è stato adottato solo per i grandi bacini idrografici, quali Po, Arno, Adige e Tevere e per circoscritte realtà territoriali (VENTURA *et al.*, 2007).

Nella Pianura Padana, le attività agro-zootecniche (sorgenti diffuse) e gli impianti di trattamento dei reflui (sorgenti puntiformi) rappresentano le cause principali della cattiva qualità delle acque superficiali e di falda (ADBPo, 2006).

Il presente lavoro ha come obiettivo una prima valutazione delle pressioni antropiche e delle loro conseguenze sulla qualità delle acque nel bacino del fiume

Oglio sublacuale. Alla luce dei dati ad oggi disponibili per il bacino in esame è stato scelto l'approccio del "soil system budget" (OENEMA *et al.*, 2003), ovvero un bilancio condotto quantificando gli apporti (spandimenti di effluenti zootecnici, fertilizzazioni chimiche, deposizioni atmosferiche, fissazione biologica, acque di irrigazione) e le perdite (asportazione delle colture, volatilizzazione di ammoniaca, denitrificazione) attraverso le superfici coltivate del bacino. Il surplus (differenza tra sommatoria degli input e sommatoria degli output), rappresenta una misura dell'azoto ancora potenzialmente disponibile al termine dell'annata agraria (CAMPLING *et al.*, 2005), ovvero dell'efficienza di utilizzo nel sistema, ma indirettamente costituisce anche un indicatore del potenziale rischio di inquinamento da composti azotati degli ecosistemi acquatici (SCHRÖDER *et al.*, 2004). Il contributo del comparto civile non è stato considerato nel bilancio dell'azoto per il suolo, in quanto i carichi sono di norma rilasciati direttamente nei corpi idrici.

MATERIALI E METODI

Area di studio

Il fiume Oglio scorre interamente in territorio lombardo, dal Corno dei Tre Signori (Alpi Orobie, 2.600 m s.l.m.) alla confluenza nel Po (località Torre d'Oglio, MN). Il tratto sublacuale si origina dal Lago d'Iseo, attraversa le province di Brescia, Bergamo, Cremona e Mantova e sfocia nel Po dopo un percorso di oltre 154 km al quale corrisponde un bacino imbrifero di circa 3.700 km² (Fig. 1). Oltre il 50% dei comuni appartenenti al bacino si trova in territorio pianeggiante, mentre la frazione restante è equamente ripartita fra collina e montagna.

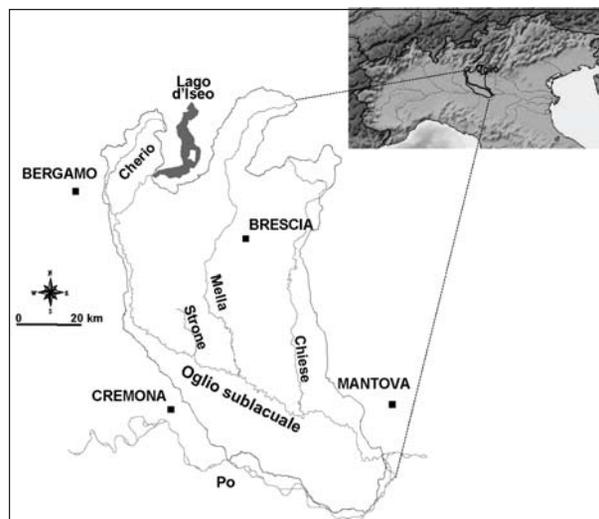


Fig. 1. Bacino dell'Oglio sublacuale.

Il regime idrologico risulta fortemente influenzato da derivazioni a scopo idroelettrico ed irriguo, che ne determinano fluttuazioni stagionali e giornaliere connesse ai cicli produttivi.

I due principali affluenti sono il fiume Mella e il fiume Chiese, mentre tra i tributari minori figurano il torrente Cherio, il fiume Strone e diversi canali artificiali che confluiscono nel medio-basso corso del fiume, dopo aver attraversato aree a prevalente uso agricolo.

Il Programma di Tutela ed Uso delle Acque della Regione Lombardia (PTUA; REGIONE LOMBARDIA, 2006) evidenzia l'incidenza sia dell'agricoltura che delle aree urbane in tutto il bacino sublacuale. Dalla Carta della Vulnerabilità della Regione Lombardia, elaborata in attuazione della Direttiva 91/676/CEE ("Direttiva Nitrati"), risulta infine che buona parte dell'area pedecollinare ricade tra le "zone vulnerabili da nitrati di provenienza agro-zootecnica" o in generale tra le zone di attenzione.

Metodologia di indagine

Il bilancio dell'azoto è stato calcolato impiegando dati dei comparti agricolo, zootecnico e civile. Le Carte Tecniche Regionali 1:10.000, gli *shape-files* dei confini amministrativi comunali e dei confini dei sottobacini del Po sono stati reperiti dalla Regione Lombardia e dall'Autorità di Bacino del fiume Po. I dati relativi a popolazione, agricoltura e allevamento sono riferiti al XXIV Censimento Generale della Popolazione e delle Abitazioni (ISTAT, 2001) e al V Censimento Generale dell'Agricoltura (ISTAT, 2000) e sono stati integrati con informazioni delle banche dati del PTUA (REGIONE LOMBARDIA, 2006), dell'ARPA Lombardia e della letteratura. Le informazioni raccolte sono state organizzate in un database (MS Excel) a livello di singolo territorio comunale, ovvero alla scala minima disponibile nel censimento ISTAT. La successiva analisi spaziale è stata svolta con il software ArcView GIS 3.2. (ESRI, California). Le voci del bilancio a scala comunale sono state corrette sulla base della frazione di area comunale compresa entro i confini del bacino.

I dati idrologici e di qualità delle acque sono stati raccolti in precedenti campagne di monitoraggio condotte dal Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università di Parma nel biennio 2007-2008 nell'ambito del Progetto STRA.RI.FLU-Oglio (Strategia di Riquilificazione Fluviale Partecipata del fiume Oglio sublacuale). In particolare sono disponibili dati idrochimici ed idrologici rilevati durante il periodo irriguo e non irriguo in circa 20 stazioni fluviali e in oltre 60 tra scarichi di depuratori civili, immissari, derivazioni irrigue e idroelettriche.

L'export annuale dell'Oglio nel Po è stato calcolato

sulla base delle serie storiche pluriennali di dati di ARPA Lombardia (anni 2000-2008). In particolare sono state utilizzate le concentrazioni medie mensili dell'azoto totale (TN) e le portate medie mensili della stazione di chiusura bacino (località Torre d'Oglio, MN).

Carichi diffusi

Gli spandimenti di effluenti zootecnici, le fertilizzazioni chimiche, le deposizioni atmosferiche, la fissazione biologica e le acque di irrigazione sono le principali sorgenti di azoto per i suoli agricoli.

Il carico potenziale di azoto generato dall'attività zootecnica è stato calcolato sulla base di: 1) consistenza del patrimonio allevato a livello comunale, suddiviso in categorie di animali di interesse zootecnico secondo il genere, l'età e la destinazione, 2) pesi vivi medi delle diverse categorie, e 3) coefficienti di produzione di azoto dipendenti dalla tipologia di animale. I fattori utilizzati, analoghi a quelli adottati dalla normativa regionale vigente nell'ambito della disciplina di utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento (D.G.R. 21/11/2007 n° 8/5868) (Tab. I), forniscono un valore medio di azoto prodotto annualmente per unità di peso vivo al netto delle perdite per volatilizzazione di ammoniaca durante le fasi di stoccaggio.

Nel calcolo sono state incluse non solo le categorie zootecniche dominanti (bovini, suini e avicoli) ma anche quelle il cui allevamento ha una consistenza limitata ed è presente solo in aree marginali montane e collinari (es. ovicaprini e bufalini) in quanto possono avere un impatto a livello locale (REGIONE LOMBARDIA, 2006).

Il calcolo è stato svolto con l'assunzione di base che gli effluenti zootecnici siano utilizzati esclusivamente per lo spandimento sui terreni all'interno del comune dove è ubicata l'azienda che li ha prodotti. Questa ipotesi non è in realtà pienamente verificata, ma sulla base dei dati ISTAT ad oggi disponibili non è possibile

Tab. I. Coefficienti medi di produzione di azoto al campo (D.G.R. 21/11/2007, n° 8/5868, Allegato 3) delle diverse categorie di animali di interesse zootecnico.

Principali categorie di animali di interesse zootecnico	Apporto medio di azoto al campo per tonnellata di peso vivo (kg N anno ⁻¹)
Avicoli	250
Bovini	120
Suini	110
Equini	69
Ovicaprini	99
Bufalini	90
Cunicoli	143
Struzzi	165

quantificare i flussi di reflui zootecnici tra aziende e tra comuni.

L'apporto di azoto derivante dalla concimazione chimica dei suoli è stato calcolato dai dati annuali di vendita dei fertilizzanti (Tavole Provinciali su Agricoltura e Zootecnia, ISTAT, 2000) e sulla base del contenuto medio di azoto di ciascuna tipologia di fertilizzante (VITOSH, 1996). Essendo disponibili informazioni aggregate a livello provinciale, la ripartizione a scala comunale è stata operata in base alla disponibilità di terreni potenzialmente soggetti a concimazioni chimiche, ovvero seminativi e coltivazioni legnose agrarie, ipotizzando che questa sia proporzionale alla necessità di fertilizzanti azotati.

L'estensione della superficie agricola utile (SAU) e la ripartizione su base comunale nelle diverse destinazioni d'uso e/o tipologie colturali sono stati tratti dal V Censimento Generale dell'Agricoltura dell'ISTAT (2000).

L'apporto di azoto da fissazione biologica di azoto è stato stimato impiegando tassi medi derivati dalla letteratura per le principali specie coltivate (erba medica, soia, fagiolo e altri legumi, tra cui pisello e fava) e per i pascoli (Tab. II) e già utilizzati in altri studi (VIZCARRA *et al.*, 1997; BAO *et al.*, 2006).

L'apporto di azoto di origine atmosferica è stato ricavato dai dati di composizione chimica delle deposizioni umide rilevati dalla Rete Nazionale per il Controllo degli Ecosistemi Forestali nella stazione LOM2 (Val Camonica, Brescia), la più vicina al bacino dell'Oglio sublacuale (PETRICCIONE e POMPEI, 2002; TAGLIAFERRI *et al.* 2007). In particolare è stata utilizzata la concentrazione media di NOx e azoto organico del periodo

2000-2005. La componente ammoniacale non è stata considerata a questo livello, in quanto computata nel calcolo delle emissioni per volatilizzazione dell'ammoniaca dai suoli. Per i dati quantitativi delle precipitazioni si è fatto riferimento alle stazioni pluviometriche regionali (REGIONE LOMBARDIA, 2006).

Il carico azotato derivante dalle acque di irrigazione è stato stimato a partire dal fabbisogno idrico medio delle colture e da una concentrazione media di azoto totale (TN) di 4 mg L⁻¹. Tale valore è stato ricavato dai dati del monitoraggio dei canali del bacino dell'Oglio svolto nel 2007-2008.

Le perdite potenziali di azoto dai suoli sono state attribuite all'assimilazione da parte delle colture, alla volatilizzazione dell'ammoniaca e alla denitrificazione. La stima dell'asportazione di azoto ad opera delle colture è stata ottenuta sulla base di: 1) estensione delle superfici agricole destinate alle diverse colture, 2) rese medie annuali e 3) coefficienti di asportazione dell'azo-

Tab. II. Tassi di azoto fissazione e corrispondenti riferimenti bibliografici.

Coltura	Tasso medio di azoto fissazione (kg N ha ⁻¹ anno ⁻¹)	Riferimento
Erba medica	225	SCHEPERS E FOX, 1989
Soia	80	SMIL, 1999
Fagiolo	40	JORDAN E WELLER, 1996
Altri legumi	150	SCHEPERS E FOX 1989
Pascoli	20	MCKEE E EYRE, 2000
Prati	125	HERRIDGE <i>et al.</i> , 2008

Tab. III. Rese medie annuali e coefficienti di asportazione dell'azoto delle principali colture. (Disciplinari di Produzione, Misura F, Piano di Sviluppo Rurale 2000-2006, Regione Lombardia).

Coltura	Tipo di prodotto	Resa media (t ha ⁻¹)	Coefficiente di asportazione dell'azoto (kg N t ⁻¹ prodotto)
Mais	granella	10	18
Erbai di granoturco a maturazione cerosa	fieno	60	4
Erbai - granoturco in erba	fieno	40	4
Prati avvicendati	fieno	10	21,5
Prati permanenti	fieno	6	19,7
Pascoli	fieno	3	8
Fruento tenero e spelta	granella	5	23
Fruento duro	granella	6	24
Segale	granella	3	19
Orzo	granella	5,5	18
Avena	granella	3,5	16
Altri cereali	granella	4,5	18
Patata	tuberi	30	4
Barbabietola	radici	60	2
Girasole	granella	2,5	27
Pomodoro da industria	bacche	60	0,6
Ortive	bacche	60	5

to (Tab. III).

Le perdite per volatilizzazione durante e successivamente le operazioni di spandimento risultano influenzate da diversi fattori, principalmente pedologici (tessitura, pH, capacità di scambio cationico), climatici (temperatura, precipitazioni, ventosità) e agrotecnici (modalità di distribuzione, quantità e caratteristiche del fertilizzante, epoca di spandimento) (SCHLESINGER e HARTLEY, 1992; BUSSINK e OENEMA, 1998).

In assenza di misure dirette, i tassi di volatilizzazione dell'ammoniaca sono stati desunti dalla letteratura, assumendo un tasso netto del 30% nel caso dei liquami e del 15% per la fertilizzazione chimica (FERM, 1998; VENTURA *et al.*, 2007). Quest'ultimo valore rappresenta all'incirca la media tra le perdite da urea (circa 30%) e da nitrato di ammonio (circa 1,5%) (SCHLESINGER e HARTLEY, 1992), che sono i composti maggiormente impiegati nell'area indagata. I quantitativi di azoto perso per emissione di ammoniaca sono stati infine corretti considerando che circa il 60% viene mediamente ri-depositato entro 2 km dalla sorgente di emissione (ASMAN, 1998).

I tassi di denitrificazione nei suoli agricoli sono molto variabili ed influenzati da numerosi fattori, tra cui prevalgono disponibilità di nitrato, ossigeno, carbonio organico e temperatura (HOFSTRA e BOUWMAN, 2005). Per il bacino in esame si è utilizzato un tasso di denitrificazione fisso, pari al 10% dell'azoto potenziale apportato da spandimenti e fertilizzazioni chimiche (STEVENS e LAUGHLIN, 1998; SMIL, 1999).

Carichi puntiformi

Il carico potenziale di azoto generato dal comparto civile è stato stimato sulla base della consistenza della popolazione (residente e fluttuante) dei comuni appartenenti al bacino e di un coefficiente della produzione giornaliera di azoto totale pari a 12,5 g N d⁻¹ per Abitante Equivalente (PROVINI *et al.*, 1998). Informazioni relative al sistema degli impianti di depurazione nel bacino dell'Oglio sublacuale nel 2003 (numero di impianti, localizzazione, capacità, trattamenti) sono state tratte dalle Banche Dati del PTUA (REGIONE LOMBARDA, 2006).

RISULTATI

Incidenza delle pratiche agro-zootecniche sul territorio

La SAU è in media il 60% del bacino dell'Oglio sublacuale, con valori superiori all'80% nei comuni di pianura. L'incidenza della SAU è minima nelle aree montano-collinari e nella zona della città di Brescia a causa dell'alta densità abitativa (circa 2130 abitanti km⁻²). I comuni della zona montano-collinare presen-

tano quote anche superiori al 90% della SAU destinate a prati permanenti e pascoli, con i seminativi che ricoprono un ruolo secondario, mentre le frazioni si invertono nelle aree di pianura.

Il carico zootecnico di un'unità territoriale, definibile come il rapporto tra la consistenza del patrimonio zootecnico, espressa in termini di peso vivo (t) e la SAU, fornisce una prima indicazione dei potenziali apporti azotati connessi alle pratiche di spandimento dei reflui. Il regolamento attuativo della Legge Regionale n°37/1993 (BU Regione Lombardia n°40/1996) stabilisce la classificazione in comuni ad alto o basso carico zootecnico, fissando la soglia di 1,5 t di peso vivo per ettaro. Nel bacino dell'Oglio sublacuale circa il 30% dei comuni è ad alto carico zootecnico, con i valori più elevati nel territorio bresciano compreso tra Mella e Chiese (Isorella 4,0 t ha⁻¹, Calvisano e Visano 3,4 t ha⁻¹), mentre a livello di intero bacino la media non supera 1,5 t ha⁻¹.

Carichi diffusi

Le diverse voci del bilancio dell'azoto per i suoli agricoli sono riportate nella tabella IV. Il carico di azoto di origine zootecnica ammonta ad oltre 42.000 t, con le quote maggiori imputabili all'allevamento bovino (55%) e suino (30%). I carichi più elevati sono stati determinati nell'area compresa tra Mella e Chiese (Montichiari 1.533 t N anno⁻¹, Calvisano 1.450 t N anno⁻¹, Leno 1.400 t N anno⁻¹) e nel tratto nord del corso dell'Oglio sublacuale al confine tra le province di Brescia e Cremona (Orzinuovi 1.184 t N anno⁻¹). In queste zone risultano molto elevati anche i carichi derivanti dalla concimazione chimica. A livello di intero bacino l'input annuale connesso alle concimazioni chimiche ammonta ad oltre 27.000 t N anno⁻¹. Un ruolo

Tab. IV. Bilancio dell'azoto a livello del suolo agrario nel bacino dell'Oglio sublacuale (t N anno⁻¹).

INPUT	
Spandimento di effluenti zootecnici	42.521
Fertilizzazioni	27.640
Deposizioni atmosferiche	1.845
Fissazione biologica	7.975
Irrigazione	4.074
Σ input	84.055
OUTPUT	
Asportazione delle colture	34.259
Volatilizzazione ammoniacale	10.147
Denitrificazione	7.016
Σ output	51.422
Σ input - Σ output	32.633

secondario è giocato dalla fissazione biologica che contribuisce con circa 7.900 t N anno⁻¹, di cui oltre il 41% è attribuibile all'erba medica, che è la coltura maggiormente diffusa. Gli apporti di azoto derivanti dalle deposizioni atmosferiche (1.845 t N anno⁻¹) e dalle acque di irrigazione (4.074 t N anno⁻¹) risultano marginali rispetto al carico agro-zootecnico.

L'asportazione annuale di azoto da parte delle colture ammonta ad oltre 34.000 t, con il mais che contribuisce per oltre il 58%, in quanto coltivazione dominante in termini di estensione. Le perdite per volatilizzazione dell'ammoniaca (10.147 t N anno⁻¹) e denitrificazione (7.016 t N anno⁻¹) sono invece molto inferiori.

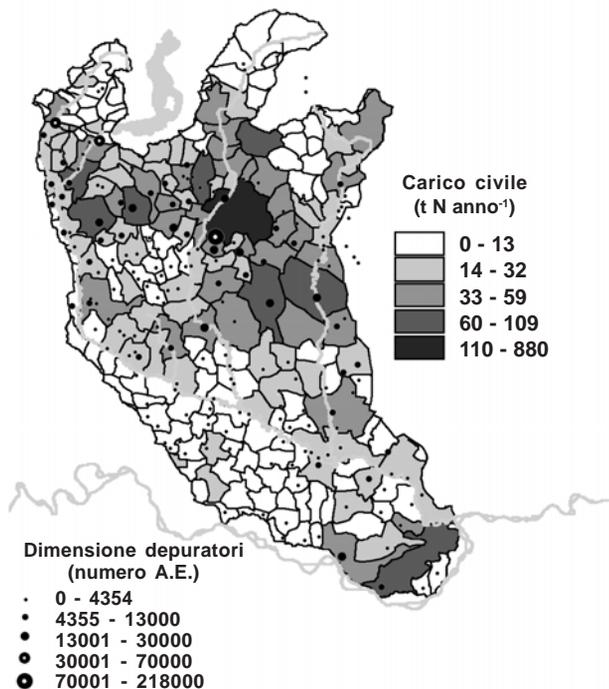


Fig. 2. Contributi dei singoli comuni al carico di azoto di origine civile (t N anno⁻¹) e localizzazione dei depuratori nel bacino dell'Oglio sublacuale divisi in classi di portata (numero di abitanti equivalenti, A.E.).

Carichi puntiformi

Il carico generato dal comparto civile ammonta a circa 5.000 t N anno⁻¹, di cui il 97% è imputabile alla popolazione residente e per la frazione rimanente a quella fluttuante, concentrata prevalentemente nella zona del Lago d'Iseo. Il contributo predominante è quello della città di Brescia che, con oltre 192.000 abitanti, genera un carico di circa 880 t N anno⁻¹, rappresentando il 17% del carico totale nell'intero bacino (Fig. 2).

Carichi azotati transitati nell'Oglio e nei principali immissari

I campionamenti effettuati nel biennio 2007-2008 hanno evidenziato che le concentrazioni di TN risultano relativamente variabili nelle stazioni fluviali nei diversi periodi di campionamento, sebbene sia sempre evidente una tendenza generale all'aumento da monte a valle. Le concentrazioni degli immissari, pur estremamente eterogenee tra siti e tra date di prelievo, sono generalmente maggiori di quelle rilevate nelle stazioni fluviali. L'analisi della speciazione dell'azoto sottolinea l'importanza della forma nitrica che è nettamente prevalente su tutte le altre (Fig. 3).

Il carico transitato nella stazione di chiusura bacino è pari a 16.000 t anno⁻¹. Il carico aumenta da monte verso valle e si presentano differenze significative tra i periodi non irriguo (2,3 t d⁻¹) e irriguo (17 t d⁻¹). I carichi dei tributari si presentano solitamente anche di due ordini di grandezza inferiori rispetto a quelli dell'asta principale, con alcune eccezioni rappresentate dagli immissari di grandi dimensioni, Strone (6,5 t d⁻¹), Mella (11 t d⁻¹) e Chiese (4,2 t d⁻¹).

DISCUSSIONE

Il bilancio di massa dell'azoto su base annuale risulta positivo a livello di intero bacino, con gli apporti potenziali che superano le asportazioni di oltre 32.000 t (Tab. IV). In termini di importanza relativa, il contributo predominante al carico azotato generato nel bacino

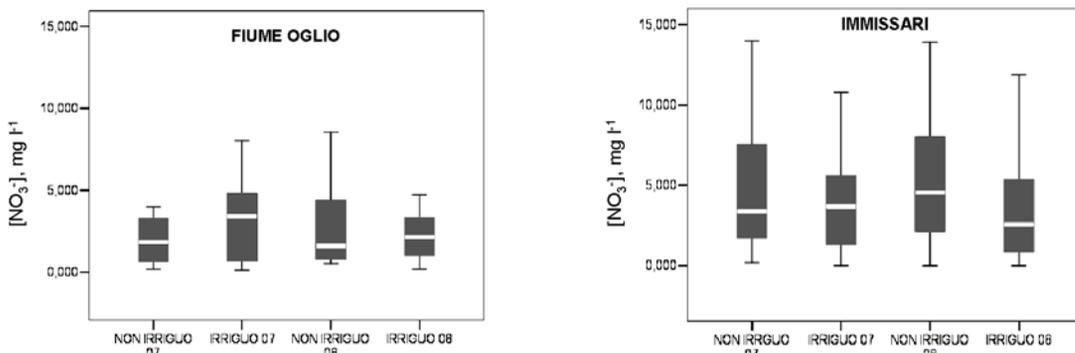


Fig. 3. Concentrazioni di nitrato nel fiume Oglio sublacuale e negli immissari relative al biennio 2007-2008.

no dell'Oglio sublacuale è ascrivibile al comparto zootecnico, che rappresenta oltre il 51% del totale, seguito dalle fertilizzazioni chimiche (33%). Pressoché trascurabili risultano invece le altre fonti, inferiori di due ordini di grandezza rispetto al carico agro-zootecnico complessivo.

Il confronto tra i carichi diffuso e puntiforme evidenzia come quest'ultimo risulti inferiore al 5% del totale. Il ruolo marginale degli apporti puntiformi nella generazione dei carichi azotati transitanti in Oglio risulta evidente ipotizzando inoltre un abbattimento medio dell'azoto del 70-80% attuato presso gli impianti di depurazione (D. Lgs. n° 152/2006, Allegato 5 alla Parte III, Tabella 2 "Limiti di emissione degli impianti di trattamento di acque reflue urbane").

È stato stimato che circa il 10% del carico prodotto dal settore civile possa giungere tal quale al reticolo idrografico superficiale, assumendo che la popolazione depurata sia pari al 90% del totale collettato. Il carico civile può quindi avere effetti significativi sulle qualità delle acque superficiali in coincidenza degli scarichi dei grandi depuratori, ad esempio nell'Oglio a valle del comune di Paratico (70.000 A.E.) e nel Mella a valle di Brescia (218.000 A.E.).

La disponibilità teorica di azoto a livello di bacino rapportata alle estensioni di terreni coltivati, supera i 360 kg N ha SAU⁻¹ anno⁻¹ da cui deriva un surplus medio di circa 143 kg N ha SAU⁻¹ anno⁻¹, indice di una

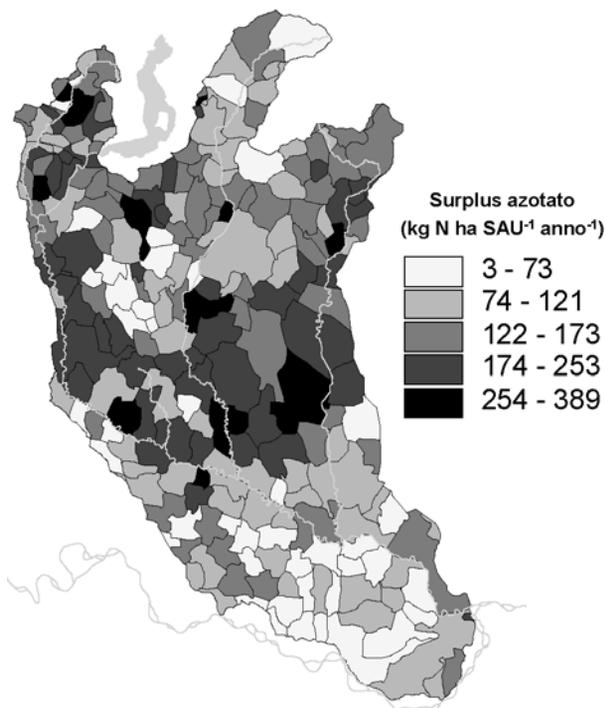


Fig. 4. Distribuzione del surplus azotato nel bacino dell'Oglio sublacuale (kg N ha SAU⁻¹ anno⁻¹).

situazione di grave sbilanciamento tra generazione e asportazione potenziale (Fig. 4).

Le criticità che contraddistinguono il bacino esaminato sono state evidenziate anche dal calcolo di una misura di efficienza del sistema agro-zootecnico in termini di utilizzo dell'azoto (NUE, Nitrogen Use Efficiency), ottenuta rapportando la quota asportata mediante i raccolti all'input complessivo verso i suoli coltivati (LIU *et al.*, 2008). A livello di intero bacino risulta un valore medio pari a circa il 45%, indicando una scarsa efficienza e una condizione di estrema vulnerabilità degli ecosistemi acquatici per l'alta probabilità di percolazione e dilavamento di composti azotati.

Oltre il 65% dei comuni presenta un surplus superiore a 100 kg N ha SAU⁻¹ anno⁻¹, valore soglia al di sopra del quale esiste il rischio di dilavamento dei nitrati nelle acque superficiali e di percolazione in quelle di falda (PARRIS, 1998). La zona maggiormente critica è compresa nella porzione centrale del bacino, nei sottobacini di Mella e Chiese, dove si concentrano i comuni aventi i surplus più elevati. In queste zone viene generato oltre il 50% del carico azotato potenziale dell'intero bacino.

I risultati delle campagne sperimentali condotte nel biennio 2007-2008 evidenziano una buona corrispondenza tra carico potenziale e concentrazione di azoto nelle acque. Le stazioni tra l'immissione del Chiese e del Mella (Fig. 5, stazioni tra il chilometro 75 e il chilometro 115) presentano infatti incrementi significativi dell'azoto totale imputabili in buona misura al carico diffuso.

L'export annuale di azoto (16.000 t) risulta pari al 20% del carico generato e sversato nel bacino. Tale valore ricade all'estremo inferiore dell'intervallo relativo ad un ampio *dataset* di bacini idrografici ritrovabile in letteratura (HOWARTH *et al.*, 1996; BOYER *et al.*, 2002).

Occorre considerare con cautela le stime, in quanto accompagnate da un ampio margine di errore derivan-

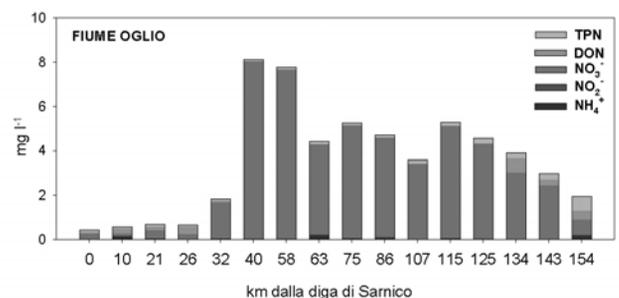


Fig. 5. Andamento monte-valle delle concentrazioni di azoto totale nel fiume Oglio sublacuale (periodo irriguo, 2007) (TPN = azoto totale particellato, DON = azoto organico disciolto, NO₃⁻ = azoto nitrico, NO₂⁻ = azoto nitroso, NH₄⁺ = azoto ammoniacale).

te dal grado di affidabilità dei dati di input utilizzati, nonché delle numerose assunzioni metodologiche e dalla complessità dei processi biogeochimici del ciclo dell'azoto.

La discrepanza tra input e output (compreso l'export) lascia supporre però l'esistenza di altri *sink* interni, nonostante risulti difficile stabilire la loro importanza alla luce delle attuali conoscenze del bacino in esame ed ai limiti delle stime fin qui svolte.

Una parte del carico azotato non esportato potrebbe essere trattenuta dal sistema suolo, sotto forma di sostanza organica refrattaria che viene mineralizzata in tempi lunghi. Parte dell'azoto in eccesso potrebbe essere rimossa tramite denitrificazione sia nei suoli che nelle zone di transizione tra i sistemi terrestri ed acquatico o negli ambienti acquatici stessi. Nell'ambito di ricerche condotte nel corso del 2007, è emerso ad esempio come zone umide periferiali collegate idraulicamente al fiume possano rimuovere fino a 600 kg N ha⁻¹ anno⁻¹, quindi ben al di sopra di quanto può essere rimosso dalle colture. Le zone umide di transizione hanno dunque un'elevata potenzialità come *sink* di azoto. La loro estensione è però marginale rispetto alla SAU, per cui le perdite per denitrificazione possono essere considerate trascurabili.

I canali minori e le aree laterali di pertinenza possono a loro volta abbattere quantità significative di azoto sia direttamente nel corso d'acqua che nelle fasce tampone vegetate (HAYCOCK e MUSCOTT, 1995; PIÑA-OCHOA e ÁLVAREZ-COBELAS, 2006; MULHOLLAND *et al.*, 2008). Le ridotte profondità determinano rapporti tra area dell'alveo bagnato e volume della massa d'acqua particolarmente elevati, quindi si ha una stretta relazione tra sedimento e acqua. I processi biogeochimici che avvengono all'interfaccia acqua-sedimento e all'interno del sedimento svolgono quindi un ruolo fondamentale nei processi di abbattimento dell'azoto nitrico (ALEXANDER *et al.*, 2000). Sebbene non siano noti i tassi di denitrificazione nei canali del bacino dell'Oglio sublacuale, si suppone che l'importanza di questi ambienti nell'abbattimento dei carichi azotati non sia trascurabile, in considerazione dell'estensione lineare del reticolo idrografico secondario (canali di irrigazione e bonifica), la cui densità si può ritenere comparabile con il valore medio attribuito al territorio lombardo, ovvero quasi 3 km km⁻² (GANDOLFI *et al.*, 2003). Ipotizzando una larghezza media dell'alveo bagnato di circa 2 m e tassi di denitrificazione approssimabili ai valori massimi ritrovabili in letteratura (fino a 8 mM m⁻² h⁻¹) per fiumi che scorrono in aree agricole (JANSSON *et al.*, 1994; SMITH *et al.*, 2006), il reticolo secondario del bacino sarebbe in grado di rimuovere teoricamente oltre 20.000 t di azoto per anno. Sebbene questa stima possa essere accompagnata da un forte grado di incertezza,

data l'estrema variabilità associata ai tassi di abbattimento dell'azoto negli ecosistemi lotici, potrebbe spiegare il destino di una quota importante del surplus azotato a livello di bacino.

Uno studio recente condotto su torrenti e fiumi di piccole dimensioni (MULHOLLAND *et al.*, 2008), ha evidenziato che, sebbene i tassi areali di denitrificazione possano aumentare in relazione alla disponibilità di nitrato in acqua, parallelamente si riduce l'efficienza, ovvero viene rimosso sempre meno azoto rispetto alla quantità disponibile. È quindi ipotizzabile che ulteriori incrementi degli apporti azotati si possano tradurre in una riduzione dell'efficienza di rimozione. A tal proposito i risultati delle campagne sperimentali hanno messo in luce una situazione di generale aumento dei carichi azotati da monte verso valle nel fiume Oglio sublacuale. Questo potrebbe indicare l'avvenuta saturazione delle funzionalità metaboliche del sistema con la conseguenza che i carichi azotati non sono più sottoposti a trasformazioni ma semplicemente trasferiti verso valle. L'incremento più consistente nelle concentrazioni di TN lungo le stazioni fluviali si registra infatti attorno al km 40 dal Lago d'Iseo (Fig. 5), probabilmente in conseguenza dell'interazione con le falde sub-superficiali, vista l'assenza di ingressi puntiformi significativi in termini di portata. Campionamenti preliminari di risorgive e fontanili effettuati presso Rudiano (BS) e Soncino (CR) hanno evidenziato concentrazioni di nitrato oltre i 10 mg N L⁻¹.

La presente ricerca ha evidenziato l'importanza dell'approccio del bilancio di massa per la valutazione della sostenibilità di un sistema antropico e la buona corrispondenza tra considerazioni teoriche ed evidenze sperimentali, nonostante il margine di incertezza associato alle stime. L'analisi condotta a scala comunale indica un'estrema eterogeneità delle situazioni sul territorio, il che sottolinea l'importanza di interventi di riqualificazione sito-specifici. La riqualificazione fluviale non può però essere svincolata dalla riqualificazione del bacino scolante e dovrebbe prevedere innanzitutto interventi atti a ridurre a monte i quantitativi di azoto che giungono in ambito fluviale, nonché azioni di ripristino delle funzioni ecologiche proprie delle aree marginali e del reticolo secondario. Considerato lo sviluppo lineare di quest'ultimo nelle aree di pianura, risulta evidente che una gestione pianificata di superfici così vaste potrebbe garantire un contributo significativo nel controllo del carico azotato. A tale riguardo però si sottolinea la necessità di acquisire ulteriori conoscenze sulla qualità delle acque superficiali e sotterranee e sui processi biogeochimici responsabili delle trasformazioni dei composti azotati (denitrificazione e azoto fissazione nei suoli agricoli, nelle fasce di transizione e negli ambienti acquatici).

BIBLIOGRAFIA

- ADBPo, 2006. Caratteristiche del bacino del fiume Po e primo esame dell'impatto ambientale delle attività umane sulle risorse idriche, Autorità di bacino del fiume Po, Parma: 643 pp.
- ALEXANDER R.B., SMITH R.A., SCHWARZ G.E., 2000. Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature*, **403**: 758-761.
- ASMAN W.A.H. 1998. Factors influencing local dry deposition of gases with special reference to ammonia. *Atmospheric Environment*, **32**(3): 415-421
- BAO X., WATANABE M., WANG Q., HAYASHI S., LIU J., 2006. Nitrogen budgets of agricultural fields of the Changjiang River basin from 1980 to 1990. *Science of Total Environment*, **363**:136-148.
- BERNOT M.J., DODDS W.K., 2005. Nitrogen retention, removal, and saturation in lotic ecosystems. *Ecosystems*, **8**: 442-453.
- BOYER E., GOODALE C.L., JAWORSKI N.A., HOWARTH R., 2002. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry*, **57/58**: 137-169.
- BROUWER F., 1998. Nitrogen balances at farm level as a tool to monitor effects of agri-environmental policy. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **52**: 303-308.
- BUSSINK D.W., OENEMA O., 1998. Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **51**: 19-33.
- CAMPLING P., TERRES J.M., VANDE WALLE S., VAN ORSHOVEN J., CROUZET P., 2005. Estimation of nitrogen balances from agriculture for EU-15: spatialisation of estimates to river basins using the CORINE Land Cover. *Physics and Chemistry of the Earth*, **30**: 25-34.
- CARPENTER S.R., CARACO N.F., CORRELL D.L., HOWARTH R.W., SHARPLEY A.N., SMITH V. H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, **8**(3): 559-568.
- DROLIC A., KONCAN J.Z., 2008. Diffuse sources of nitrogen compounds in the Sava river basin, Slovenia. *Desalination*, **226**: 256-261.
- FAN A.M., STEINBERG V.E., 1996. Health implications of nitrate and nitrite in drinking water: an update on methemoglobinemia occurrence and reproductive and developmental toxicity. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, **23**: 35-43.
- FERM M., 1998. Atmospheric ammonia and ammonium transport in Europe and critical loads: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **51**: 5-17.
- GALLOWAY J.N., TOWNSEND A.R., ERISMAN J.W., BEKUNDA M., CAI Z., FRENEY J.R., MARTINELLI L.A., SEITZINGER S.P., SUTTON M.A., 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, **320**: 889-892
- GANDOLFI C., BISCHETTI G.B., FACCHI A., ORTUANI B., BASSI L., CHIARADIA E.A., MAURO M., 2003. Ricerca sui consumi irrigui e le tecniche di irrigazione in Lombardia - Università degli Studi di Milano, Istituto di Idraulica Agraria, pg. 226; <http://www.consorziourrigazioni.it/cic/documenti/pdf/RelazioneConsumi2003.pdf>.
- HAYCOCK N.E., MUSCUTT A.D., 1995. Landscape management strategies for the control of diffuse pollution. *Landscape and Urban Planning*, **31**: 313-321.
- HERRIDGE D.F., PEOPLES M.B., BODDEY R.M. 2008. Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant and Soil*, **311** :1-18.
- HOFSTRA N., BOUWMAN A.F., 2005. Denitrification in agricultural soils: summarizing published data and estimating global annual rates. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **72**: 267-278.
- HOWARTH R.W., BILLEN G., SWANEY D., TOWNSEND A.T., JAWORSKI N., LAJTHA K., DOWNING J.A., ELMGREN R., CARACO N., JORDAN T., BERENDSE E., FRENEY J., KUDEYAROV V., MURDOCH P., ZHAO-LIANG Z., 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N e P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. *Biogeochemistry*, **35**: 75-139.
- JANSSON, M., L. LEONARDSON, J. FEJES., 1994. Denitrification and nitrogen retention in a farmland stream in Southern Sweden. *Ambio*, **23**: 326-331.
- JANZEN H.H., BEAUCHEMIN K.A., BRUINSMA Y., CAMPBELL C.A., DESJARDINS R.L., ELLERT B.H., SMITH E.G., 2003. The fate of nitrogen in agroecosystems: An illustration using Canadian Estimates. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **67**: 85-102.
- JORDAN T.E., WELLER D.E., 1996. Human contributions to terrestrial nitrogen flux. *Bioscience*, **46**(9): 655-664.
- LIU C., WATANABE M., WANG Q., 2008. Changes in nitrogen budgets and nitrogen use efficiency in the agroecosystems of the Changjiang River basin between 1980 and 2000. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **80**: 19-37.
- McKEE L.J., EYRE B.D. 2000. Nitrogen and phosphorus budgets for the sub-tropical Richmond River catchment, Australia. *Biogeochemistry*, **50**: 207-239.
- MULHOLLAND P.J., HELTON A.M., POOLE G.C., HALL R.O. JR, HAMILTON S.K., PETERSON B.J., TANK J.L., ASHKENAS L.R., COOPER L.W., DAHM C.N., DODDS W.K., FINDLAY S.E.G., GREGORY S.V., GRIMM N.B., JOHNSON S.L., MCDOWELL W.H., MEYER J.L., VALETT H.M., WEBSTER J.R., ARANGO C.P., BEAULIEU J.J., BERNOT M.J., BURGIN A.J., CRENSHAW C.L., JOHNSON L.T., NIEDERLEHNER B.R., O'BRIEN J.M., POTTER J.D., SHEIBLEY R.W., SOBOTA D.J., THOMAS S.M., 2008. Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. *Nature*, **452**: 202-205.
- OENEMA O., KROS H., DE VRIES W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy*, **20**: 3-16.
- PARRIS K., 1998. Agricultural nutrient balances as agri-environmental indicators: an OECD perspective. *Environmental Pollution*, **102**: 219-225.
- PETERSON B.J., WOLLHEIM W.M., MULHOLLAND P.J., WEBSTER J.R., MEYER J.L., TANK J.L., E. MARTÓ, W.B. BOWDEN, VALETT H.M., HERSHEY A.E., MCDOWELL W.H., DODDS W. K., HAMILTON S.K., GREGORY S., MORRALL D.D. 2001. Control of Nitrogen Export from Watersheds by Headwater

- Streams. *Science*, **292**: 86-90.
- PETRICCIONE B., POMPEI E., 2002. The CONECOFOR Programme: general presentation, aims and co-ordination. *Journal of Limnology*, **61** (1): 3-11.
- PIÑA-OCHOA E., ÁLVAREZ-COBELAS M., 2006. Denitrification in aquatic environments: a cross-system analysis. *Biogeochemistry*, **81**: 111-130.
- PROVINI A., GALASSI S., MARCHETTI R., 1998. *Ecologia Applicata*. Città Studi Edizioni, Torino, 1190 pp.
- REGIONE LOMBARDIA, 2006. Programma di Tutela e Uso delle Acque.
- SCHEPERS J.S., FOX R.H., 1989. Estimation of N budgets for crops. In: Follett R.F. (ed.), *Nitrogen management and ground water protection*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, The Netherlands: 221-246.
- SCHLESINGER W.H., HARTLEY A.E., 1992. A global budget for atmospheric NH₃. *Biogeochemistry*, **15**: 191-211.
- SCHRÖDER J.J., SCHOLEFIELD D., CABRAL F., HOFMAN G., 2004. The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation. *Environmental Science e Policy*, **7**:15-23.
- SMIL V. 1999., Nitrogen in crop production: an account of global flows. *Global Biogeochemical Cycles*, **13**(2):647- 62.
- SMITH L.K., VOYTEK M.A., BÖHLKE J.K., HARVEY J.W. 2006. Denitrification in nitrate-rich streams: application of N₂:Ar and ¹⁵N-tracer methods in intact cores. *Ecological Applications*, **16**(6): 2191-2207.
- STEVENS R.J., LAUGHLIN R.J., 1998. Measurement of nitrous oxide and di-nitrogen emissions from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **52**: 131-139.
- TAGLIAFERRI A., BERIZZI D., BIANCHI A. ARESE C., BALESTRINI R., DEL CONTE C. 2007. Gestione aree di studio sulle condizioni dei boschi (CON.ECO.FOR). Relazione tecnico scientifica conclusiva, anno 2006.
- VENTURA M., SCANDELLARI F., VENTURA F., GUZZON B., ROSSI PISA P., TAGLIAVINI M., 2008. Nitrogen balance and losses through drainage waters in an agricultural watershed of the Po Valley (Italy). *European Journal of Agronomy*, **29**: 108-115.
- VITOSH M.L., 1996. *NPK fertilizers*. Michigan University Press.
- VITOUSEK P.M., ABER J.D., HOWARTH R.W., LIKENS G.E., MATSON P.A., SCHINDLER D.W., SCHLESINGER W.H., TILMAN D.G., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Application*, **7**(3): 737-750.
- VIZCARRA A.T., LO K.V., LAVKULICH L.M., 1997. Nitrogen Balance in the Lower Fraser River Basin of British Columbia. *Environmental Management*, **21**(2): 269-282.
- WATSON C.A., ATKINSON D., 1999. Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: a comparison of three methodological approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **53**: 259-267.