



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI
DI MILANO



ENTE REGIONALE PER I SERVIZI
ALL'AGRICOLTURA E ALLE FORESTE



www.regione.lombardia.it

L'azoto nei suoli agricoli: interazioni con acqua e atmosfera



Quaderni della Ricerca
n. 130 - marzo 2011

LOMBARDIA. COSTRUIAMOLA INSIEME.



RegioneLombardia
Agricoltura

Studio condotto nell'ambito del progetto di ricerca n. 1168 "Monitoraggio dei rilasci di azoto dai suoli agricoli verso le acque superficiali e sotterranee e in atmosfera - ARMOSA 2" finanziato dalla Regione Lombardia con d.g.r. 28/02/2007 n. 4198 (Approvazione Programma annuale 2007 di ERSAF)

Autori del testo

Alessia Perego⁽¹⁾, Marco Acutis⁽¹⁾, Stefano Brenna⁽²⁾, Marco Carozzi⁽¹⁾

⁽¹⁾Università degli Studi di Milano
Dipartimento di Produzione Vegetale
Via Celoria, 2 – 20133 Milano

⁽²⁾ ERSAF

Ente Regionale per i Servizi all'Agricoltura e alle Foreste di Regione Lombardia
Via Copernico, 38 – 20125 Milano

Partecipazione alla ricerca

Lorenzo Bassi, Marco Pastori, Marco Sciacaluga
ERSAF

Ente Regionale per i Servizi all'Agricoltura e alle Foreste di Regione Lombardia
Via Copernico, 38 – 20125 Milano

Ettore Bernardoni, Mattia Fumagalli
Università degli Studi di Milano
Dipartimento di Produzione Vegetale
Via Celoria, 2 – 20133 Milano

Angelo Basile, Roberto de Mascellis
CNR Isafom
Istituto per i Sistemi Agricoli e Forestali del Mediterraneo
Via Patacca, 85 - 80056 - Ercolano (NA)

Gianfranco Rana⁽¹⁾, Rossana Monica Ferrara^(2, 1)

⁽¹⁾ C.R.A. S.C.A.

Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura
Unità di Ricerca per i Sistemi Colturali degli Ambienti Caldo – Aridi
Via Celso Ulpiani, 5 – 70125 Bari

⁽²⁾ C.R.A. A.B.P.

Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura
Centro di Ricerca per l'Agrobiologia e la Pedologia
Piazza M. D'Azeglio, 30 – 50121 Firenze

Coordinamento scientifico

Marco Acutis, Stefano Brenna
www.ersaf.lombardia.it
stefano.brenna@ersaf.lombardia.it

Per informazioni:

Regione Lombardia - Direzione Generale Agricoltura
U.O. Innovazione, Cooperazione e Valorizzazioni delle Produzioni
Struttura Ricerca, innovazione tecnologica e servizi alle imprese
Piazza Città di Lombardia 1 - 20124 Milano
tel. +39.02.6765.3790 fax +39.02.6765.8056
e-mail: agri_ricerca@regione.lombardia.it
Referente: Marco Castelnuevo tel. +39.02.6765.6562
e-mail: marco_castelnuevo@regione.lombardia.it



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI
DI MILANO

ERSAF
ENTE REGIONALE PER I SERVIZI
ALL'AGRICOLTURA E ALLE FORESTE




Regione Lombardia
Agricoltura

L'azoto nei suoli agricoli: interazioni con acqua e atmosfera

Validazione e applicazione del modello
di simulazione ARMOSA

*Quaderni della Ricerca
n. 130 - marzo 2011*

Presentazione



L'evoluzione della normativa europea in materia di protezione del suolo e delle risorse idriche ha delineato negli anni obiettivi sempre più concreti, sottolineando la necessità di raggiungere un rapporto equilibrato tra sostenibilità ambientale ed economica dell'attività agricola.

Nella situazione di generale difficoltà che le nostre aziende devono affrontare sul fronte dei mercati, del reddito e dei costi di produzione, la sostenibilità delle attività agricole risulta quindi un argomento decisivo per mantenere o meglio per incrementare la competitività del sistema agroalimentare lombardo. Infatti gli agricoltori sono chiamati ad attuare moderne pratiche aziendali che siano in grado di conciliare la produttività con il rispetto delle normative ambientali.

In particolare, per la zootecnia lombarda, il rispetto della Direttiva 91/676/CEE per la protezione delle acque dall'inquinamento dai nitrati provenienti da fonti agricole è diventato uno dei fattori valutativi di maggior peso delle le aziende che applicano modelli produttivi performanti.

Lo studio condotto da ERSAF con il progetto ARMOSA ha permesso di sviluppare la capacità di predizione sul movimento dell'acqua nel suolo soggetto a specifici usi agricoli, valutando anche il rilascio di nitrati dai sistemi colturali agricoli della Lombardia.

I risultati della rete sperimentale ARMOSA, descritti in questo Quaderno della Ricerca, hanno fornito un importante contributo alla documentazione tecnico-scientifica presentata a supporto della richiesta di deroga al limite di 170 kg/ha di azoto da effluenti presentata dall'Italia alla Commissione Europea nell'ambito dell'applicazione della Direttiva. Tali risultati costituiscono inoltre un utile supporto scientifico per orientare la pubblica amministrazione e le aziende agricole nella gestione degli effluenti di allevamento verso soluzioni sostenibili, elaborate anche nell'ambito del progetto di ricerca ValorE.

Giulio De Capitani
Assessore all'Agricoltura
della Regione Lombardia

Sommario

1	INTRODUZIONE	7
2	I SITI SPERIMENTALI	8
3	IL MONITORAGGIO	11
4	IL LEACHING STIMATO	13
5	IL MODELLO ARMOSA	16
5.1	Calibrazione del modello ARMOSA	17
5.1.1	Crescita e sviluppo colturale	18
5.1.2	Dinamiche idriche	19
5.1.3	Dinamiche dell'azoto	19
6	APPLICAZIONE TERRITORIALE DEL MODELLO ARMOSA: VALUTAZIONE DI SISTEMI COLTURALI IN TRE SCENARI ALTERNATIVI	22
6.1	Metodologia	22
6.1.1	Identificazione dei distretti e degli scenari di simulazione	22
6.1.2	Analisi statistica	25
6.2	Risultati	26
7	CONFRONTO TRA DIVERSE GESTIONI DELLA FERTILIZZAZIONE AZOTATA IN DUE LOCALITÀ DELLA PIANURA LOMBARDA	29
7.1	Metodologia	29
7.2	Risultati	30
8	EMISSIONI DI AMMONIACA	32
9	CONCLUSIONI	35
	BIBLIOGRAFIA	37

1) Introduzione

La valutazione del potenziale rilascio di azoto nella forma nitrica nei corpi idrici, sotterranei e superficiali, richiede la comprensione e la conoscenza della dinamica dell'azoto entro le componenti ambientali, oltre al bilancio dell'azoto nel continuum suolo-piante-atmosfera (Bergstrom et al., 1991; Acutis et al., 2000). Al fine di condurre un'attenta valutazione del funzionamento degli ordinamenti colturali in termini di lisciviazione risulta fondamentale un'analisi del bilancio dell'azoto e dell'acqua nel suolo, oltre alle predizioni delle rese, essendo la produzione economica l'altro principale fattore dell'effettiva sostenibilità dell'agroecosistema. Per tale via è infatti possibile arrivare a definire pratiche agronomiche che concilino sia la protezione ambientale sia il rendimento economico.

Le misurazioni in situ, in terreni agrari, del contenuto idrico e dell'azoto nella forma minerale permettono di valutare il rischio effettivo di lisciviazione. Contemporaneamente all'osservazione in campo, la complessità del sistema implica l'utilizzo di strumenti modellistici, quando questi siano basati su processi descritti dettagliatamente e la cui performance sia calibrata e validata utilizzando dati misurati di alta affidabilità (Acutis et al., 2000).

Per garantire un data set completo, capace cioè di rappresentare lo scenario dell'agroecosistema potenzialmente soggetto a rilascio di nitrati, devono essere descritte diverse variabili come (i) quelle relative alla coltura, (ii) il contenuto del suolo di azoto nella forma minerale, (iii) il contenuto idrico del suolo, (iv) i dati di gestione agronomica, (v) la caratterizzazione pedologica e (vi) i dati meteorologici. Le variabili colturali sono lo sviluppo fenologico, la biomassa vegetale secca, la resa in peso secco, l'harvest index ed il valore massimo di LAI (leaf area index). Il contenuto di azoto minerale può essere misurato a partire da campioni di terreno oppure dalla soluzione circolante prelevata con l'ausilio di coppe porose. I dati di contenuto idrico possono essere acquisiti attraverso l'utilizzo della tecnica di time domain reflectometry (TDR). Le informazioni sulle pratiche agricole adottate riguardano le epoche di semina, raccolta, fertilizzazione ed irrigazione, oltre ai dati quantitativi e qualitativi dei fertilizzanti azotati applicati.

Il progetto ARMOSA ('Allestimento di una rete di monitoraggio della qualità del sistema suolo/acqua della Lombardia') è stato sviluppato seguendo le linee guida tracciate nel PTUA (Programma di protezione ed uso delle acque) della Regione Lombardia, al fine di definire un sistema di valutazione della qualità e vulnerabilità del sistema suolo/acqua, con particolare attenzione alle dinamiche idriche e dei nutrienti nei suoli agrari.

Il risultato principale di questo progetto è stato lo sviluppo di un modello dinamico di simulazione la cui affidabilità è garantita dalla sua parametrizzazione, calibrata e validata, condotta impiegando un ampio data set acquisito in siti di monitoraggio in aziende agricole reali, rappresentative delle condizioni pedoclimatiche e degli ordinamenti colturali della pianura lombarda.

Essendo la Regione Lombardia caratterizzata da una produzione agricola intensiva, è comunemente adottato un elevato utilizzo di fattori della produzione, tra cui principalmente fertilizzanti azotati che determinano consistenti surplus (differenza tra apporto di azoto e asportazione da parte delle colture). Il modello di simulazione ARMOSA è stato sviluppato per essere applicato in tali contesti di intensa produzione agricola, al fine di valutare l'effettiva vulnerabilità dei corpi idrici ai rilasci di nitrato dai terreni agrari, come richiesto a garanzia dell'applicazione della Direttiva Nitrati comunitaria (91/676/CE).

2) I siti sperimentali

Di seguito sono riportati i dati dei siti sperimentali utilizzati nella calibrazione e validazione del modello di simulazione ARMOSA.

La rete di monitoraggio allestita all'interno del progetto ARMOSA ha compreso i siti di Caviaga (provincia di Lodi, 45.31°N, 9.50°E, 72 m s.l.m.), Pietole (provincia di Mantova, 45.12°N, 10.79°E, 20 m s.l.m.), Carpaneta (Provincia di Mantova, 45.15°N, 10.2°E, 23 m s.l.m.), Landriano (provincia di Pavia, 45.28°N, 9.27°E, 84 m s.l.m.), Ghisalba (provincia di Bergamo, 45.69°N, 9.75°E, 178 m s.l.m.), Luignano (provincia di Cremona, 45.17°N, 9.9°E, 57 m s.l.m.). A Pietole i dati sono stati rilevati in due campi appartenenti alla medesima azienda agricola, nel periodo 2002-2004 nel sito MN1 e nel periodo 2005-2006 nel sito MN2; tali siti sono stati poi sostituiti da quelli denominati MN3 e MN4 localizzati a Carpaneta dove l'acquisizione dei dati ha interessato il periodo dal 2008 al 2010. I siti di Caviaga, Ghisalba, Landriano e Luignano da qui in avanti verranno citati, rispettivamente, con le sigle LO (2002-2006), BG (2005-2010), PV (2005-2010) e CR (2005-2006). I siti di monitoraggio sono stati caratterizzati da sistemi colturali principalmente costituiti da mais in omosuccesione. I campi appartengono ad aziende agricole dove la gestione agronomica è quella adottata dall'agricoltore, dove quindi il processo di monitoraggio non ha modificato la gestione corrente, al fine di registrare gli effetti di pratiche agronomiche adottate nella realtà aziendale.

La Figura 1 riporta la localizzazione dei siti di monitoraggio nella pianura lombarda.

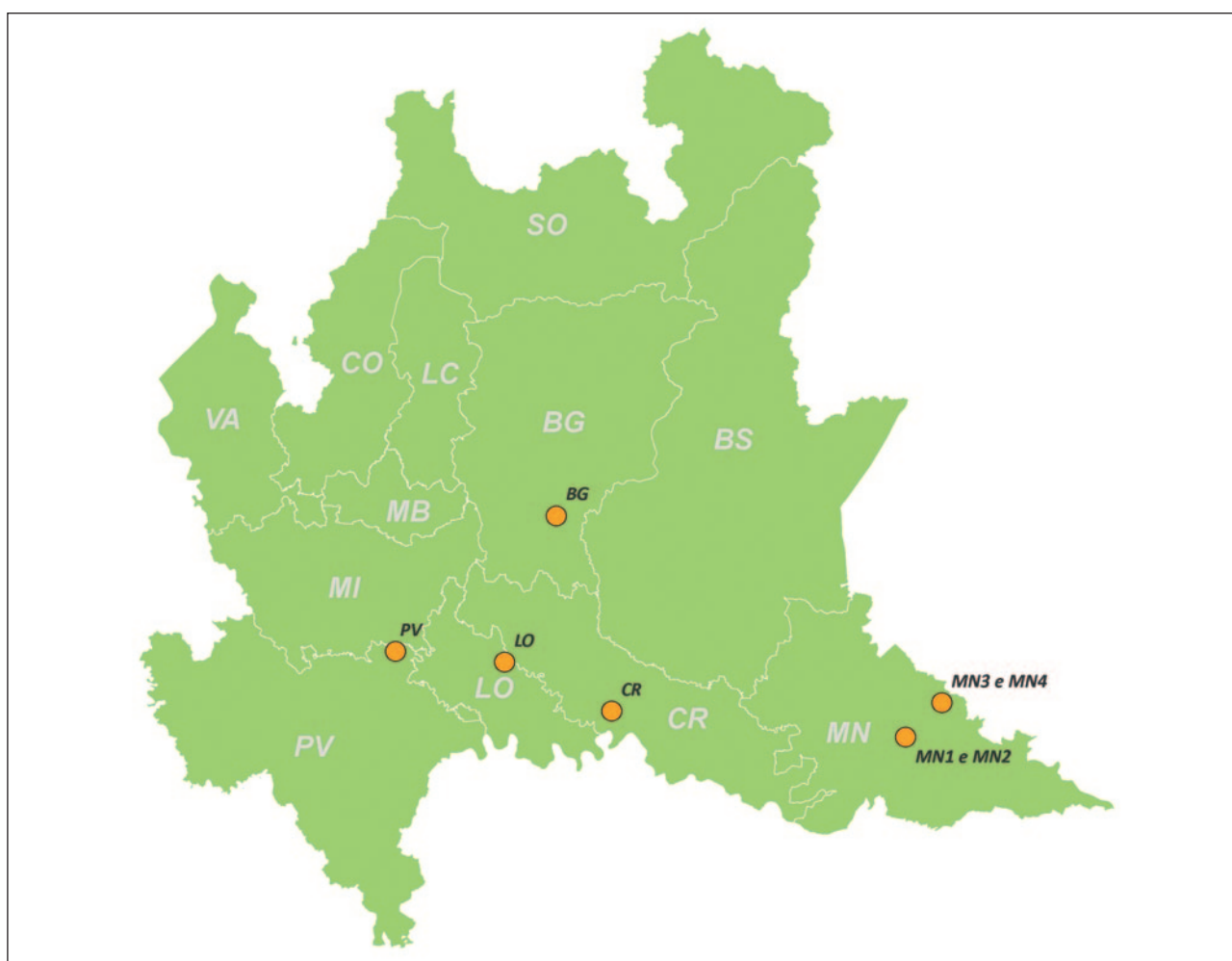


Figura 1. Siti di monitoraggio della rete del progetto ARMOSA entro la mappatura delle classi tessiturali dei suoli della pianura lombarda.

Nel corso degli anni di monitoraggio, è stata condotta, secondo i criteri descrittivi USDA (USDA, 2006), la caratterizzazione dei parametri chimico-fisici dei suoli, i cui valori sono stati inseriti nel data base utilizzato nella fase di calibrazione. Il sito di LO è caratterizzato da un suolo Ultic Hapludalf loamy over sandy, mixed, superactive, mesic, profondo, moderatamente acido, ampiamente insaturo nel complesso di scambio. Il sito di MN1 ha un suolo classificato Vertic Calciustept fine, mixed, superactive, mesic,. È un suolo franco-argilloso caratterizzato da un orizzonte calcico profondo ed un elevato contenuto di carbonato con un complesso di scambio sempre saturo (Bonfante et al., 2010). Il sito di MN2 ha un suolo Typic Calciustept fine, mixed, active, mesic,. Il suolo del sito MN3 classificato come Typic Calciustept fine silty, carbonatic, semi active, mesic è limoso e nel substrato presenta orizzonti argillosi; il suolo del sito MN4 è invece classificato come Typic Calciustept fine silty, mixed, super active, mesic e nel substrato presenta un'alternanza di strati limosi e franco grossolani. Il sito di BG ha un suolo Typic Hapludalf fine loamy, mixed, superactive, mesic, ed è caratterizzato da un elevato contenuto di scheletro, il cui valore varia da 34 kg kg⁻¹ nello strato superficiale a 55 kg kg⁻¹ ad una profondità di 1.3 m. In tutti gli altri siti il contenuto di scheletro è sempre inferiore a 0.05 kg kg⁻¹. Il sito di PV è caratterizzato da un suolo Oxyaquic Haplustept coarse silty, mixed, superactive, mesic, mentre il suolo di CR è Inceptic Haplustalf. fine silty, mixed, superactive, mesic, Le proprietà idrauliche dei suoli, strato per strato, sono state misurate su campioni indisturbati di terreno secondo la metodologia proposta da Reynolds e Elrick (2002). La Tabella 1 riporta i principali parametri chimico-fisici dei suoli dei siti di monitoraggio.

Tabella 1. Parametri chimico-fisici dei suoli dei siti di monitoraggio ARMOSA.

Siti	Orizzonte pedologico	Profondità degli strati	Sabbia 2-0.05 mm	Limo 0.05-0.002 mm	Argilla, <0.002 mm	Densità apparente	pH (H ₂ O)	Carbonio organico	Capacità di scambio cationico
		[m]	[%]	[%]	[%]	[Mg m ⁻³]	[-]	[%]	[cmol(+) kg ⁻¹]
LO	Ap1	0.2	49.5	32.6	17.9	1.5	5.9	0.8	15.4
	Ap2	0.4	49.1	33.2	17.7	1.5	6	0.8	12.5
	Bt1	0.5	46.8	31.4	21.8	1.7	6.2	0.4	12.5
	Bt2	0.8	74.5	12.1	13.4	1.5	6.7	0.2	9.9
	BC	1.1	83.7	6.3	10	1.5	6.8	0.1	8.9
	C	1.4	86.6	7.4	6	1.5	7	0.1	7.7
MN1	Ap	0.3	21.4	44	34.6	1.4	8.1	1.1	22.9
	Bss1	0.5	16.3	42	41.7	1.4	8.2	0.7	20.5
	Bss2	0.7	13.6	39.4	47	1.4	8.3	0.5	26.1
	Bk	0.9	22.9	50.3	26.8	1.5	8.5	0.4	15.1
	C	1.1	88.2	7	4.8	1.5	8.7	0.2	-
MN2	Ap	0.4	30.6	42	27.3	1.4	8.2	1.7	27.2
	Bw	0.6	7.5	56.5	36.1	1.4	8.4	0.9	26
	BC	0.8	2.5	66.4	31	1.4	8.6	0.5	19.1
	Ck	1	9.7	70.7	19.6	1.4	8.7	0.4	16.5
	C	1.3	21.9	68.4	9.7	1.4	8.7	0.1	10.8
MN3	Ap	0.35	45.3	54.4	11.9	1.3	7.7	1.3	20.4
	Bw	0.5	64.4	27	8.6	1.4	8	0.9	8.5
	C	0.6	89.9	10	4.9	1.5	8.5	0.1	5.9
	Bk	0.7	39.2	52.5	8.3	1.4	8.4	0.2	8.4
	CB	1.25	10.3	82.6	7.1	1.5	8.3	0.1	8

MN4	Ap1	0.35	76.3	7.9	15.8	1.4	8.4	1	24.1
	Ap2	0.5	79.5	6.8	13.7	1.4	7.9	1.2	23.1
	Ck	0.7	29.9	64.3	5.8	1.6	8.5	0.2	7.6
	CB	0.95	92.8	6.2	1	1.5	8.7	0	5.4
	Cg	1.2	35.7	63.4	0.9	1.5	8.6	0.1	8.2
BG	Ap1	0.4	27.3	56.7	16	1.3	7.5	1.9	15
	Bt1	0.5	39.2	45.8	15	1.5	7.7	0.8	15.2
	Bt2	0.8	33.5	44.3	22.3	1.5	8	0.5	15.9
	BC	1	31.2	43.6	25.3	1.4	8.2	0.5	18.8
	2C1	1.2	85.9	11.1	3	1.4	8.5	0.2	7.1
PV	Ap1	0.25	51.2	41.4	7.4	1.7	7.3	1.2	9.8
	Ap2	0.4	52.9	39.7	7.4	1.6	7.5	0.9	17.3
	Bw	0.7	24.8	46.7	28.5	1.5	7.8	0.4	6.7
	C	1.05	78.0	15.8	6.2	1.6	8.3	0.3	18.8
	2Ck	1.5	7.7	82.7	9.6	1.5	8.5	0.2	8.1
CR	Ap	0.4	35.5	49.8	14.7	1.5	6.6	1.5	24.7
	Bt	0.7	41.5	29.4	29.1	1.5	7.2	0.5	17.9
	BC	1	69	13.9	17.1	1.5	7.2	0.6	12.8
	C	1.5	31.7	50	18.3	1.5	7.4	0.4	12.8

Le precipitazioni medie annuali del periodo 1988–2010, registrate da stazioni meteorologiche situate nei pressi dei siti di monitoraggio ARMOSA, sono 704, 690, 1070, 925, 721 mm anno⁻¹ a LO, MN (1, 2, 3 e 4), BG, PV e CR. Relativamente al periodo 1988-2009 le temperature medie massime e minime (°C) dei mesi da aprile a settembre, coincidenti cioè con la stagione colturale del mais, sono: 26.9 e 15.3 a LO; 27.9 e 16.1 a MN (1, 2, 3 e 4); 26.4 e 14.7 a BG; 28.6 e 14.7 a PV; 27.1 e 14.2 a CR.

I dati meteorologici acquisiti nelle stazioni meteorologiche nel periodo di monitoraggio sono: 26.7 e 15.3 °C, 735 mm anno⁻¹ a LO (2002-2006); 27.3 e 16.1 °C, 696 mm anno⁻¹ a MN1 (2002-2003); 27.4 e 12.8 °C, 777 mm anno⁻¹ a MN2 (2005-2006); 27.2 e 14.7 °C, 788 mm anno⁻¹ a MN3 e MN4; 26.4 e 14.7 °C, 831 mm anno⁻¹ a BG (2005-2010); 27.9 e 14.7 °C, 798 mm anno⁻¹ a PV (2005-2010); 27 e 13.3 °C, 683 mm anno⁻¹ a CR (2005-2006).

I sistemi colturali adottati nei siti durante il periodo di monitoraggio sono riportati in Tabella 2.

Tabella 2. Sistemi colturali presenti nei siti durante il monitoraggio del progetto ARMOSA.

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
LO	mf	mf	mf	mf	ft				
MN1	mg	mf	mg						
MN2				mg	mg				
MN3							mf	mf	mg
MN4							mf	mf	mg
BG				mg	mf	mf	mg	mg	mg
PV				mg	mf	mf	ml	ml	ml
CR				mg	mf				

mf= mais foraggio, mg=mais granella, ft=frumento tenero, ml=mais-loiessa.

Le colture presenti durante il periodo di monitoraggio sono dunque state: mais da foraggio e da granella (*Zea mays* L.), frumento tenero (*Triticum aestivum* L., ww), loiessa (*Lolium multiflorum* Lam.), inserita come catch crop in rotazione con il mais da secondo raccolto di classe FAO 500.

Risulta evidente la costante presenza della coltura di mais all'interno dei sistemi caratterizzanti i siti, in linea con quella che è la realtà tipica della produzione agricola della pianura lombarda.

3) Il monitoraggio

Durante il periodo di monitoraggio la biomassa vegetale coltivata è stata campionata attraverso la pesata in campo di 5 m di lunghezza individuati in 3 diverse file di mais. Dalla massa raccolta sono state prelevate 4 piante, rapidamente trinciate e insacchettate per la determinazione della sostanza secca, separatamente per spiga e stocco. Sono inoltre state separate le cariossidi dal resto della spiga (bratte e tutolo) di 10 spighe, e, dopo essiccazione, determinata la produzione granellare e l'harvest index. L'indice di area fogliare è stato determinato su 3 gruppi di 3 piante adiacenti, misurando le dimensioni di tutte le foglie e applicando le equazioni di Pellerin et al. (2000) per la stima della superficie fogliare. Per quanto riguarda le fertilizzazioni applicate alle colture durante il periodo di monitoraggio, i quantitativi e le tipologie di fertilizzanti azotati sono risultati diversi da sito a sito. Il tipo e il quantitativo di fertilizzanti sono riportati in Tabella 3.

Nell'areale lombardo di pianura, la coltura del mais è caratterizzata da una domanda evapotraspirativa elevata, pari a circa 550 mm per stagione. Non essendo sufficienti le precipitazioni a coprire tale domanda, gli agricoltori dei siti di monitoraggio, come di consuetudine, hanno irrigato a partire da giugno terminando all'inizio di agosto. Il numero di interventi irrigui ha dipeso dal tipo di tecnica adottata, di suolo e coltura. Nel caso dell'irrigazione a pioggia, gli interventi sono stati da 4 a 7 per stagione, caratterizzati da volume relativamente ridotti, pari a circa 45 mm, mentre l'irrigazione a scorrimento, avendo un'efficienza ridotta, ha previsto, in media, da 3 a 6 interventi, con un ammontare idrico pari in media a 80 mm. Le colture di MN1, MN2, MN3 e MN4 sono state irrigate con irrigazione a pioggia, mentre negli altri siti è stata adottata l'irrigazione a scorrimento. I volumi registrati sono stati, da giugno ad agosto, 350 mm a BG, 300 mm a LO e CR, 280 mm a MN (1, 2, 3, 4), 240 mm a PV.

Al fine di monitorare le dinamiche idriche e dei soluti all'interno dei suoli dei siti sperimentali, sono state attrezzate stazioni automatiche per l'acquisizione dei dati di contenuto d'acqua, dei potenziali idrici e delle temperature nel suolo nonché per il prelievo della soluzione del suolo per l'analisi dei nitrati. Tutte le acquisizioni sono effettuate a diverse profondità lungo il profilo di suolo, fino ad una profondità massima di 1.5 m.

Per il monitoraggio dei contenuti d'acqua è stata utilizzata la tecnica TDR (Time Domain Reflectometry) basata sulla stretta relazione fra contenuto d'acqua e caratteristiche dielettriche del suolo (Topp et al., 1980). È impiegata una strumentazione costituita da un riflettometro che emette un segnale elettromagnetico in multifrequenza e lo rileva dopo le attenuazioni che ha subito nell'attraversamento del suolo attraverso delle sonde (REF). Tali sonde sono di tipo trifilare, con una lunghezza delle guide d'onda d'acciaio variabile tra i 10 cm ed i 20 cm.

Il contenuto di azoto nella soluzione circolante è campionato utilizzando coppe porose poste ad una pressione negativa di 70 kPa. Le coppe sono costituite da tubi di PVC del diametro di 3.5 cm alla cui estremità è incollata la coppa porosa di ceramica attraverso cui la soluzione circolante del suolo può entrare nel dispositivo, quando applicata una tensione superiore a quella mediamente raggiungibile dal suolo (70 kPa). Le coppe sono installate nel suolo agrario entro l'area coltivata, e non distanti dalle sonde TDR, così da assicurare un monitoraggio rappresentativo del campo. L'area interessata dal monitoraggio, infatti, è soggetta alle pratiche agronomiche proprie della gestione del sistema colturale in esame. Le coppe sono inserite all'interno di fori praticati per mezzo di trivelle; il suolo rimosso in fase di approfondimento è addizionato a farine di diatomee e acqua, al fine di creare un impasto da collocare tra la coppa e il vuoto presente tra la parete del suolo e la coppa stessa. Il riempimento dello spazio vuoto assicura una continuità tra la coppa porosa e il suolo, rendendola in grado di adsorbire la soluzione circolante. La lunghezza della coppa è definita in modo che la parte di ceramica raggiunga

Tabella 3. Fertilizzazioni azotate (kg N ha⁻¹ anno⁻¹) applicate alle colture durante il periodo di monitoraggio nei siti.

Sito	Anno	Org.	Min.	Tot.	Applicazione
LO	2002	196	126	322	3/01/02 196 (SS) 20/03/02 33 (NP) 15/05/02 93 (AN)
	2003	210	126	336	14/02/03 210 (SS) 19/03/03 33 (NP) 15/05/03 93 (AN)
	2004	256	126	382	19/03/04 256 (SS) 27/04/04 33 (NP) 15/05/04 90 (AN)
	2005	305	86	391	22/03/05 305 (SS) 4/05/05 11 (NP) 15/05/05 75 (AN)
	2006	210	125	335	4/01/06 47 (AN) 9/01/06 210 (SS)
	2006	210	125	335	4/01/06 47 (AN) 9/01/06 210 (SS)
MN1	2002	350	196	546	02/10/01a 357 (DS1) 29/04/02 46 (AN) 20/05/02 150 (Ur) 19/10/02 357 (DS1)
	2003	386	192	578	24/04/03 40 (AN) 23/05/03 152 (Ur) 18/08/03 209 (PS) 28/08/03 177 (DS1)
	2004	609	192	801	21/04/04 46 (AN) 27/04/04 166 (Ur) 20/08/04 178 (PS) 25/08/04 310 (DM) 27/08/04 121 (DS1)
	2005	210	212	422	05/11/04a 245 (DS2) 5/09/05 138 (Ur) 11/10/05 245 (DS2)
MN2	2006	280	110	390	23/05/06 110 (Ur)
	2006	280	110	390	23/05/06 110 (Ur)
MN3	2009	205	215	420	
	2010	205	300	505	
MN4	2009	-	311	311	6/12/09 215 (Ur) 24/09/09 205 (DS4)
	2010	223	174	397	4/01/10 92 (Ur) 4/02/10 24 (NP) 5/12/10 184 (Ur) 8/10/2010 205 (DS4)
BG	2005	210	255	465	8/03/05 210 (DS2) 22/03/05 53 (NPK) 24/05/05 152 (Ur) 10/06/05 50 (Ur)
	2006	242	204	446	28/03/06 242 (DS2) 13/04/06 52 (NPK) 17/04/06 102 (Ur) 7/06/06 50 (Ur)
	2007	208	255	463	8/03/07 208 (DS2) 25/03/07 53 (NPK) 29/05/07 155 (Ur) 6/06/07 47 (Ur)
	2008	238	291	529	13/03/08 238 (DS2) 18/03/08 52 (NPK) 21/03/08 101 (Ur) 14/05/08 138 (Ur)
	2009	210	291	501	10/03/09 210 (DS2) 22/03/09 100 (Ur) 10/04/09 101 (Ur) 24/04/09 90 (Ur)
	2010	205	245	450	22/03/09 205 (DS2) 4/05/09 75 (Ur) 24/04/09 70 (Ur) 19/05/09 100 (Ur)
	2006	92	117	209	24/03/06 92 (St) 22/05/06 117 (Ur)
	2007	200	96	296	18/04/07 200 (DS3) 6/06/07 96 (Ur)
PV	2008	368	97	465	27/03/08 170 (Ur) 6/03/08 97 (Ur) 10/06/08 124 (DS3)
	2009	258	104	362	13/03/09 35 (Ur) 18/05/09 240 (DS3) 26/06/09 69 (Ur)
	2010	370	69	439	10/10/09a 147 (DS3) 27/05/10 223 (DS3) 7/02/10 69 (Ur)
	2010	370	69	439	10/10/09a 147 (DS3) 27/05/10 223 (DS3) 7/02/10 69 (Ur)
CR	2005	-	304	304	24/03/05 194 (Ur) 5/03/05 110 (Ur)
	2006	-	314	314	4/04/06 157 (Ur) 15/05/06 158 (Ur)

a. Concime organico applicato nell'autunno precedente alla semina della coltura. SS= fanghi (7.7 g N kg⁻¹) DS= liquame bovino (DS1 4.3, DS2 3.5, DS3 2.2, DS4 2.9 g N kg⁻¹), PS= liquame suino (3.1 g N kg⁻¹), DM= letame bovino (2.5 g N kg⁻¹), St=borlanda (30 g N kg⁻¹), Ur=urea (46 % N), AM= nitrato di ammonio (26% di N), NP e NPK= fertilizzanti composti (18 e 10 % di N rispettivamente), Org., Min., Tot. Rap- presentano i valori medi annuali di fertilizzanti applicati, rispettivamente organici, minerali e totali.

la profondità stabilita; inoltre, rispetto al piano di campagna, la parte di PVC deve emergere per circa 15 cm, così da facilitare la procedura di messa in tensione delle coppe e del successivo prelievo della soluzione circolante.

Le concentrazioni medie misurate nei campioni di soluzione circolante prelevati dalle coppe porose sono riportate in Tabella 4.

Tabella 4. Valori medi di concentrazione di N-NO₃ (mg/l) nella soluzione circolante prelevata dalle coppe porose, valori medi negli anni di monitoraggio.

Sito	profondità (m)	Media mg/l	Sito	profondità (m)	Media mg/l
LO	0.3	29±0.76	MN1	0.3	40±1.41
	0.5	29±0.92		0.5	56±2.66
	0.8	23±1.16		0.7	48±1.42
	1.2	24±0.66		1	48±1.57
	1.4	21±0.82		1.3	59±1.02
BG	0.4	24±0.75	MN2	0.3	4±0.33
	0.7	25±1.13		0.5	17±0.33
	0.9	27±1.24		0.7	14±1.29
	1.2	24±0.61		1	26±2.4
	1.3	28±0.31		1.3	30±3.7
PV	0.3	4±0.9	MN3	0.15	18±1.38
	0.5	12±0.68		0.3	20±1.34
	0.8	14±0.84		0.55	27±0.63
	1	16±1.31		0.8	29±0.66
	1.3	13±0.67		1.05	24±0.83
CR	0.4	1±0.03	MN4	0.2	44±2.97
	0.5	6±0.31		0.4	27±1.43
	0.8	33±0.91		0.6	23±1.02
	1.2	40±1.09		1	21±0.9
	1.5	55±1.01		1.3	19±1.88

4) Il leaching stimato

Parallelamente alla procedura di calibrazione e validazione del modello ARMOSA, è stato calcolato il leaching di azoto nitrico seguendo l'approccio proposto da Lord e Shepherd (1993), secondo cui la concentrazione di nitrato della soluzione circolante, prelevata dalla coppe porose, rappresenta la concentrazione media del flusso idrico percolante. Il valore totale di nitrato lisciviato in ogni intervallo di campionamento (kg N ha⁻¹) è calcolato come segue:

$$N_{leached} = 0.5 (c1 + c2) v / 100 \quad [1]$$

dove $c1$ e $c2$ (mg N-NO₃ l⁻¹) sono concentrazioni di azoto nitrico misurate in due campionamenti successivi (circa 15 giorni); v (mm) è il volume idrico drenato entro l'intervallo di tempo trascorso tra i due campionamenti successivi. Il valore di volume idrico drenato è stato simulato utilizzando il modello ARMOSA che implementa il modello SWAP della simulazione della dinamica idrica (Van Dam et al., 1997; Van Dam and Feddes, 2000).

Il volume idrico medio drenato nei siti è stato 539, 393, 458, 401, 370, 576, 112 e 198, mm/anno rispettivamente nei siti di LO, MN1, MN2, MN3, MN4, BG, PV e CR. La media mensile del leaching di azoto (kg N-NO₃ ha⁻¹ mese⁻¹) e dell'input idrico dato dalle precipitazioni sommate alle irrigazioni (mm) sono riportate in Figura 2. Differenze nell'andamento del leaching mensile sono riscontrabili va-

lutando i diversi siti.

Da gennaio a marzo si osserva un leaching azotato inferiore in tutti i siti di monitoraggio, con l'ecce-

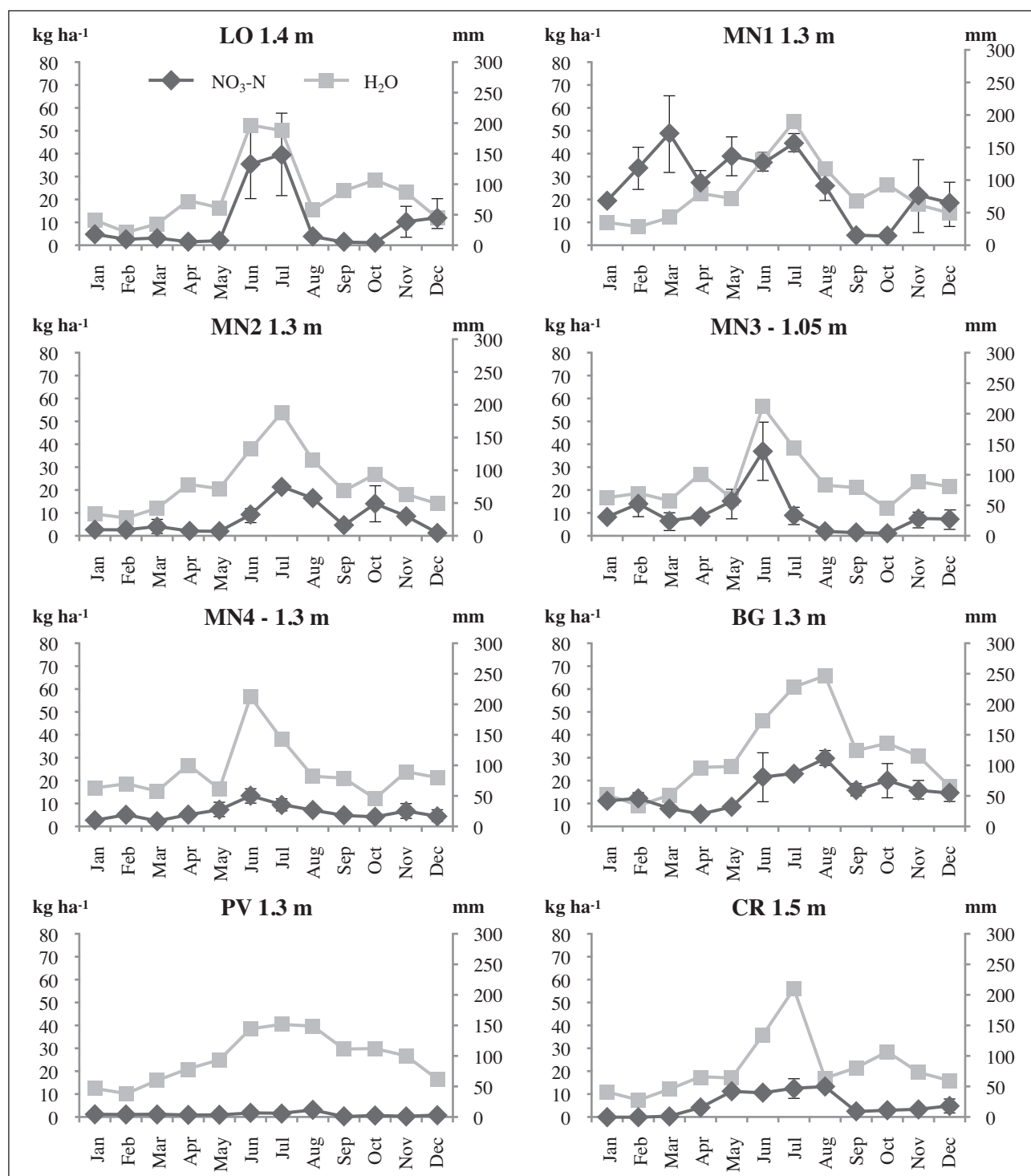


Figura 2. Leaching medio mensile (kg $\text{NO}_3\text{-N}$ ha^{-1} mese $^{-1}$) e input idrico (mm, precipitazione + irrigazione). Deviazione standard: $\pm$.

zione di MN1. Questo andamento è probabilmente dovuto alle basse temperature invernali, alle scarse precipitazioni nel periodo e alla concentrazione delle fertilizzazioni in autunno e primavera. In tutti i siti di monitoraggio la lisciviazione d'azoto durante il periodo estivo raggiunge invece livelli più ele-

vati, fino a 50 kg N-NO₃ ha⁻¹ mese⁻¹. Infatti, nei mesi di giugno e luglio il volume irriguo eccede abbondantemente la richiesta evapotraspirativa della coltura. A MN1, le perdite calcolate nel periodo autunnale sono risultate elevate per l'accentuata percolazione causata dalle precipitazioni del periodo, contemporaneamente a fertilizzazioni applicate proprio all'inizio della stagione, a settembre ed ottobre.

L'azoto lisciviato durante il periodo estivo ha rappresentato il 46% sul totale del leaching medio annuo, con un valore minimo del 33% registrato at MN1 ed un massimo di 67% a LO. Le perdite di azoto dovute a leaching autunnale hanno rappresentato solo il 18% sul totale medio annuo.

Il tipo di coltura e le relative pratiche agricole sono risultate determinanti nella lisciviazione, come mostrato, in particolare, nei siti di LO e PV. Infatti, in questi due siti, sono state introdotti all'interno dell'omosuccessione di mais, frumento tenero a LO e loiessa a PV, permettendo forti riduzioni della lisciviazione nel periodo autunnale ed invernale. Specialmente a PV, dove il volume idrico medio drenato è stato di 112 mm anno⁻¹, il leaching medio annuale è risultato molto ridotto, pari a 14 kg N-NO₃ ha⁻¹anno⁻¹. Sebbene alla semina della loiessa siano stati applicati 210 kg N ha⁻¹ come liquame bovino, l'assorbimento di tale coltura, sia idrico sia azotato, ha nettamente ridotto la percolazione dell'azoto potenzialmente lisciviabile nel periodo autunno-invernale. A LO nel 2006 si è assistito ad una netta riduzione, pari al 71%, dell'azoto lisciviato rispetto ai valori degli anni precedenti. Ciò è attribuibile evidentemente alla presenza della coltura autunno-vernina, rappresentata in questo caso dal frumento tenero, seminato nell'autunno del 2005. Durante l'estate del 2006, a seguito della raccolta di frumento, sono state registrate basse concentrazioni di azoto a 1.4 m di profondità (5.5 mg L⁻¹). Inoltre, avendo evitato eventi di irrigazione per l'assenza di una coltura irrigua, i valori di azoto perso per lisciviazione sono stati pressoché nulli.

Come risulta dai dati riportati in Tabella 5 e mostrato dalla regressione lineare mostrata in Figura 3, il valore calcolato di leaching azotato è risultato significativamente correlato ($p < 0.01$) al surplus di concimazione azotata ($R^2 = 0.89$, slope = 0.83), calcolato come differenza tra l'ammontare di azoto nei fertilizzanti applicati e l'effettivo assorbimento da parte della coltura (kg N ha⁻¹anno⁻¹).

Il valore medio complessivo di contenuto di azoto della coltura alla raccolta (242 kg N ha⁻¹) suggeri-

Tabella 5. Fertilizzazione azotata media annua, asportazioni di azoto della coltura e lisciviazione di azoto nitrico (kg N ha⁻¹ anno⁻¹), drenaggio (mm anno⁻¹), concentrazione di azoto nitrico del flusso drenante (mg L⁻¹ anno⁻¹).

	Fertilizzazione N	Asportazioni N della coltura	N- NO ₃ leaching	drenaggio	Concentrazione N-NO ₃ nel drenaggio
LO	343	194	119	539	22
MN1	642	305	321	393	82
MN2	406	289	88	276	32
MN3	463	259	114	401	28
MN4	354	265	72	370	19
BG	481	222	184	576	32
PV	314	252	14	112	13
CR	309	222	69	198	35

sce, nelle pratiche agronomiche adottate nelle aziende, un eccessivo input azotato, il cui valore medio annuo è pari a 416 kg N ha⁻¹ anno⁻¹, rispettivamente 238 di concime organico e 178 minerale. Grignani e Zavattaro (2000) hanno riportato valori di input azotato, in scenari colturali simili in Pianura Padana (Piemonte), che variavano tra 369 e 509 kg N ha⁻¹ anno⁻¹, mentre il valore di surplus azotato era compreso tra 128 e 335 kg N ha⁻¹ anno⁻¹. Mantovi et al. (2006) hanno riportato un valore medio di input

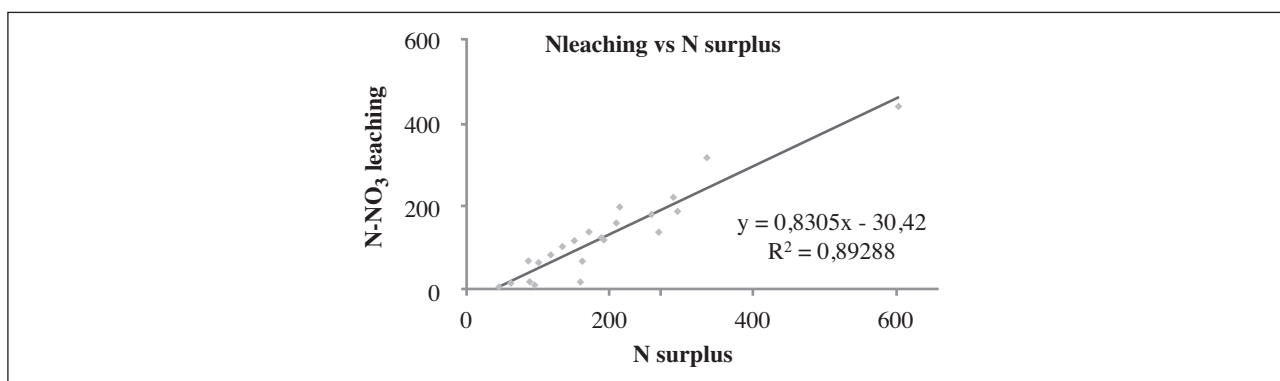


Figura 3. Correlazione tra il surplus di azoto (calcolato come differenza tra l'input medi di fertilizzante e l'assorbimento della coltura) e il valore di leaching medio annuo (kg N-NO₃ ha⁻¹anno⁻¹) in tutti siti di monitoraggio.

di azoto organico di 475 kg N ha⁻¹ anno⁻¹, applicato come liquame suino su diversi cereali, tra cui mais, sorgo e frumento tenero, in uno studio condotto in Pianura Padana (Emilia-Romagna). In questo caso il surplus calcolato era pari a 375 kg N ha⁻¹ anno⁻¹, mentre il contenuto di azoto assorbito dalla coltura era mediamente 100 kg ha⁻¹.

Calcolando l'indice di efficienza come rapporto tra l'assorbimento di N della pianta e l'input di fertilizzanti, i valori sono risultati 57, 51, 71, 56, 76, 50, 79, 72 % a LO, MN1, MN2, MN3, MN4, BG, PV e CR. In generale, il valore più alto di efficienza è stato registrato a PV; ciò è dovuto al management agronomico adottato, basato sul bilancio di N. Questo approccio porta ad un'applicazione controllata di fertilizzanti azotati senza un peggioramento delle rese. In particolare, a PV valori molto elevati di efficienza sono risultati nell'anno 2009 (87%), in cui, per il secondo anno consecutivo, è stato adottata la rotazione mais da foraggio seguito da loiessa, portando ad avere un elevato assorbimento e, contemporaneamente, minori perdite.

5) Il modello ARMOSA

A seguito di una prima fase di lavoro, volta all'identificazione della base algoritmica da implementare in una struttura software, è stato sviluppato il modello di simulazione colturale ARMOSA. Tale modello è stato pensato come strumento di predizione delle dinamiche azotate nel suolo, nella pianta coltivata e nell'atmosfera, fornendo una stima dell'impatto che le pratiche agronomiche hanno sulla qualità delle acque profonde e superficiali.

Il modello ARMOSA è un modello dinamico sviluppato per la simulazione dei sistemi colturali con un time-step giornaliero. Il modello simula variabili agro-meteorologiche, il bilancio dell'acqua e dell'azoto nel suolo e la crescita e lo sviluppo delle colture. Le quattro componenti che lo costituiscono sono: i) un modello micro meteorologico che simula il bilancio energetico, ii) un modello di sviluppo e crescita colturale che utilizza radiazione e temperatura in uscita dalla componente micro meteorologica, iii) un modello di bilancio idrico del suolo e iv) un modello di bilancio dell'azoto e del carbonio nel suolo.

Al fine di generare dati simulati, il modello richiede dati in ingresso che rappresentano variabili, parametri, costanti e coefficienti che rientrano negli algoritmi del codice. L'utente può definire (i) la rotazione colturale, (i) le epoche di semina e raccolta, (ii) le epoche, i quantitativi e il tipo di fertilizzanti, (iv) le epoche ed i volumi irrigui.

I dati pedologici rappresentano anch'essi dati input al modello. Sono archiviati in un data base, in cui, strato per strato, sono riportati parametri fisici, come tessitura e densità apparente, chimici, come percentuale in peso del carbonio organico e kg di carbonio presente nella frazione stabile della sostanza organica, oltre ai parametri che rientrano negli algoritmi che descrivono le dinamiche idriche nel suolo.

Ogni strato di suolo è caratterizzabile, inoltre, in termini di dinamica azotata in base alle sue proprietà fisiche e chimiche. All'interno del medesimo data base sono riportati, infatti, i parametri che descrivono le dinamiche dell'azoto nel suolo. Tra questi troviamo i descrittori dei processi di mineralizzazione, denitrificazione, volatilizzazione, deposizione atmosferica secca ed umida, immobilizzazione. Inoltre, compaiono i parametri utilizzati nel calcolo dell'incidenza dei fattori ambientali, quali temperatura e contenuto idrico del suolo, sui tassi di mineralizzazione della sostanza organica. Per ogni strato di suolo si distinguono 3 tipi di pools organici (humus, "manure" e "litter") e due pools inorganici (ammonio e nitrato), ciascuno con il proprio tasso di decomposizione o di trasformazione.

Per quanto riguarda la coltura il database è costituito da differenti tabelle contenenti tutti i parametri colturali (i) di crescita, costituita da 74 parametri che regolano l'assimilazione della CO₂, la fotosintesi, lo sviluppo del LAI (leaf area index) e SLA (specific leaf area), la ripartizione della sostanza secca, le perdite per respirazione, la vernalizzazione, la curva di diluizione e i parametri (ii) di sviluppo fenologico sulla base dell'accumulo dei gradi giorno, (iii) i coefficienti relativi alla ripartizione della biomassa fra frazione epigea e ipogea, (iv) i coefficienti relativi alla ripartizione della biomassa fra i vari organi della pianta, (v) i coefficienti colturali per la stima dell'evapotraspirazione (FAO56) e (vi) i parametri dei residui colturali usati nel modello del bilancio dell'azoto, specifici per ogni coltura e stadio fenologico. I concimi minerali sono descritti dal contenuto percentuale di azoto nella forma nitrica e ammoniacale mentre i fertilizzanti organici sono descritti attraverso il rapporto C/N, la percentuale di carbonio sulla sostanza organica delle frazioni "litter" e "manure" e la percentuale di azoto ammoniacale sull'azoto totale.

Il modello è sviluppato usando il paradigma Object Oriented Programming (OOP) al fine di garantire modularità e riutilizzo dei vari componenti ed il linguaggio di programmazione utilizzato è Visual Basic 6.0. Questo approccio garantisce la possibilità di estensione del modello per nuove colture ed il suo aggiornamento attraverso la traduzione in software di approcci alternativi allo stesso processo. Oltre all'output giornaliero di tutte le variabili di stato relative alla coltura e al suolo (queste ultime strato per strato) ARMOSA produce output che sono aggregati secondo indicatori agro-ecologici di rischio (risk indicators) relativi alla crescita e sviluppo della pianta e alle pratiche agronomiche eseguite.

5.1) Calibrazione del modello ARMOSA

Lo scopo di base della calibrazione è quello di migliorare la stima dei parametri (Jørgensen, 1994) attraverso la loro regolazione entro un range ragionevole di valori, come indicato da precedenti ricerche, conoscenze ed esperimenti. Le informazioni relative alle pratiche agronomiche adottate nei siti di monitoraggio, quali epoche di semina, raccolta, fertilizzazione ed irrigazione, oltre ai quantitativi ed alla tipologia dei fertilizzanti azotati applicati, sono state utilizzate come dati in ingresso al modello ARMOSA nella simulazione dei sistemi colturali.

Le variabili relative alle colture, quali biomassa secca prodotta, epoche di fioritura e stadio fenologico raggiunto alla raccolta, LAI massimo e contenuto di azoto totale della pianta, misurate durante le stagioni colturali, sono state confrontate con i dati simulati dal modello. Inoltre, è stata valutata la performance del modello attraverso il fitting, utilizzando un data set di circa 3500 dati di contenuto idrico del suolo (SWC) da 0.5 a 1.3 m di profondità e 1400 dati di concentrazione di N-NO₃ nella soluzione circolante, acquisiti da 0.3 a 1.3 m di profondità. Tali dati sono stati ottenuti, mediando 3 repliche. Successivamente, avendo calibrato il modello con un data set acquisito in un anno in ogni sito di monitoraggio, è stato utilizzando un diverso data set, acquisito quindi durante un altro anno, al fine di ottenere una validazione della parametrizzazione. La Tabella 6 riporta i dati utilizzati in fase di calibrazione e validazione dei parametri relativi alle dinamiche idriche e azotate.

Sono state parametrizzate le 6 diverse colture presenti nei siti durante il periodo di monitoraggio: mais da granella classe FAO 700, mais da granella classe FAO 600, mais da foraggio classe FAO 700, mais da foraggio classe FAO 500, frumento tenero e loiessa. Le informazioni acquisite relative alle prati-

Tabella 6. Dati utilizzati in fase di calibrazione e validazione dei parametri relativi alle dinamiche idriche e azotate.

	anno di calibrazione	anno di validazione	profondità (m)					
LO	2002	2003	0.3	0.5	0.8	1.2	1.4	
MN1	2002	2003	0.3	0.5	0.7	1.0	1.3	
MN2	2005	2006	0.3	0.5	0.7	1.0	1.3	
BG	2005	2006	0.4	0.7	0.9	1.2	1.3	
PV	2006	2008	0.3	0.5	0.8	1.0	1.3	
CR	2005	2006	0.4	0.5	0.8	1.0	1.5	

che agricole adottate hanno aiutato a scegliere la coltura adatta in base alla lunghezza del ciclo colturale. Quando sono state rilevate simili lunghezze del ciclo, anche nel caso di colture seminate in siti di monitoraggio diversi, è stata scelta la medesima parametrizzazione.

Per quanto riguarda le colture di mais, frumento e loiessa, sono stati scelti i valori proposti da Van Heemst (1988) per il modello di simulazione colturale SUCROS, e successivamente modificati in fase di calibrazione. È fatta eccezione per i parametri di sviluppo fenologico, in quanto i valori proposti da Van Heemst sono specifici per colture seminate nel nord Europa, e quindi non adatti ai nostri ambienti che sono caratterizzati da maggiori somme termiche e maggiori temperature cardinali (minime, massime ed ottimali) per l'assimilazione di CO₂. I dati rilevati in campo relativi allo sviluppo fenologico hanno ovviamente facilitato la parametrizzazione delle somme termiche richieste da parte delle colture per raggiungere ciascuno stadio fenologico. La scala delle fasi di sviluppo è quella BBCH (2001). I coefficienti culturali per la parametrizzazione dell'evapotraspirazione sono stati suggeriti dal quaderno FAO 65, con una modifica introdotta da Richter et al. (2001) per quanto riguarda il coefficiente della sensibilità della coltura alla disponibilità idrica. Sono stati assegnati i valori dei parametri della curva di diluizione in accordo con quanto proposto da Plénet e Lemaire (2000) per il mais da granella, da Herrmann e Taube (2004) per il mais da foraggio, da Justes et al. (1994) per frumento e loiessa.

I parametri idraulici relativi alla curva di van Genuchten sono stati ottenuti direttamente da misurazioni condotte in laboratorio su campioni di suolo indisturbati, prelevati nei siti di monitoraggio (Acutis et al., 2007).

Di seguito sono riportati i risultati del processo di calibrazione del modello, relativamente alla produzione di biomassa e dell'assorbimento dell'azoto delle colture, di contenuto idrico del suolo e dell'azoto nitrico nella soluzione circolante e dell'azoto lisciviato.

5.1.1) Crescita e sviluppo colturale

Il modello di simulazione ARMOSA ha mostrato un'ottima performance nella simulazione delle variabili riferibili alla coltura. La Tabella 7 mostra gli indici di valutazione del fitting tra i dati osservati e simulati di (i) biomassa secca totale (AGB, kg N ha⁻¹), (ii) valore massimo di LAI, registrati allo stadio di fioritura, (iii) harvest index, HI, calcolato come rapporto tra resa produttiva e AGB, (iv) assorbimento di N da parte della coltura (N Uptake, kg N ha⁻¹).

Gli indici di fitting utilizzati sono quelli proposti da Loague e Green (1991) e successivamente discussi da Martorana e Bellocchi (1999) e Fila et al. (2003). Gli indici sono RRMSE, scarto quadratico medio relativo, CRM, coefficiente di massa residua, il coefficiente di correlazione *r*, la pendenza della retta di regressione lineare e l'efficienza di modellizzazione EF. Il valore ottimale dei primi due indici è 0, mentre per gli altri tre è pari a 1.

I valori dei diversi indici di fitting sono prossimi al valore ottimale, in particolare per le variabili AGB e N Uptake. Sebbene il valore di slope per LAI e HI non sia risultato particolarmente vicino a quello

ottimale, i valori di CRM e EF mostrano invece un'ottima performance del modello ARMOSA nel predire i dati.

È da sottolineare il fatto che nel data set di valori sottoposti a fitting sono stati inseriti dati acquisiti allo stadio di fioritura. Quindi, i valori degli indici di fitting ottenuti indicano l'affidabilità del modello ARMOSA nel simulare la crescita colturale per l'intero ciclo.

Tabella 7. Indici di valutazione del modello ARMOSA nel predire variabili relative alla crescita colturale nei siti di monitoraggio.

	RRMSE	CRM	r	slope	EF
AGB	11.18	0.01	0.97	0.94	0.94
LAI	8.24	-0.04	0.72	0.42	0.37
HI	19.40	-0.05	0.74	0.59	0.32
N Uptake	20.25	0.03	0.85	0.83	0.69

5.1.2) Dinamiche idriche

Per quanto riguarda il contenuto idrico e la concentrazione di azoto nitrico nella soluzione circolante del suolo, la valutazione della performance del modello è stata condotta utilizzando due diversi data set, di un anno ciascuno, acquisiti durante due diversi anni, al fine di calibrare i parametri e, successivamente, validarli.

I risultati del fitting tra i dati misurati e simulati del contenuto idrico del suolo sono riportati in Tabella 8. I valori degli indici sono risultati eccellenti, soprattutto se si considera l'elevatissimo numero di dati sottoposto alla valutazione. I valori sempre positivi (compresi tra 0 e 1) dell'indice EF indicano infatti un'ottima performance del modello ARMOSA nel predire i contenuti d'acqua a diverse profondità. Il risultato maggiormente interessante riguarda la costanza del modello nel simulare adeguatamente i trend osservati, passando dal data set utilizzato in fase di calibrazione a quello di validazione. Non si rilevano infatti differenze marcate tra i valori degli indici ottenuti nei due diversi anni di valutazione, a tutte le profondità e in tutti i siti.

Nel caso di CR il data set dei valori di contenuto idrico non è risultato completo e quindi non sottoposto a valutazione.

5.1.3) Dinamiche dell'azoto

La Tabella 9 riporta i risultati della valutazione della performance del modello nel predire le concentrazioni di azoto nitrico nella soluzione circolante del suolo, a diverse profondità in base a quelle in cui sono stati acquisiti i dati osservati nei siti di monitoraggio.

I valori hanno mostrato un ottimo accordo tra i valori osservati e quelli simulati. Anche in questo caso non sono stati rilevati scostamenti dei valori degli indici tra gli anni di calibrazione e quelli di validazione. Tale risultato ha confermato la affidabilità del modello ARMOSA nel simulare i valori del contenuto di azoto minerale nel suolo. I valori dell'indice CRM sono risultati spesso tendenti al valore ottimale pari a 0, mentre l'indice EF ha registrato sempre valori positivi. I valori dell'indice di correlazione r sono generalmente risultati buoni, sebbene si siano registrati pochi casi di valori inferiori ad una soglia di sufficienza pari a 0.6. In particolare, il valore di r dello strato più profondo di BG ha registrato valori di 0.37 e 0.33, rispettivamente nell'anno di calibrazione e in quello di validazione, mentre i valori di slope sono stati 0.47 e 0.71: i valori degli indici CRM (0.07 e 0.22) ed EF (0.21 e 0.19) sono risultati invece buoni.

Tabella 8. Indici di valutazione del modello ARMOSA nel predire il contenuto idrico del suolo nei diversi strati nei siti di monitoraggio.

LO	MN1			MN2			BG			PV		
	2002	2003	2002	2003	2002	2003	2005	2006	2005	2006	2006	2008
RRMSE	0.5	2.68	11.41	0.5	0.5	8.91	4.00	5.41	0.4	10.17	11.16	6.06
	0.8	5.55	9.25	0.7	0.7	6.94	2.40	2.36	0.7	17.65	16.95	1.50
	1.2	1.08	3.21	1.0	1.0	7.98	3.05	1.18	0.9	4.79	6.80	4.39
	1.4	11.67	5.74	1.3	1.3	10.35	1.30	1.26	1.2	19.64	17.65	5.22
CRM	0.5	0.01	0.06	0.5	0.5	0.01	0.01	0.09	0.4	0.00	0.00	0.02
	0.8	0.03	0.08	0.7	0.7	0.06	0.00	0.00	0.7	0.00	0.01	0.01
	1.0	-0.01	0.01	1.0	1.0	0.02	-0.02	0.00	0.9	0.00	-0.02	-0.05
	1.3	0.03	-0.04	1.3	1.3	-0.04	0.00	-0.01	1.2	0.03	0.06	0.08
r	0.5	0.96	0.64	0.5	0.5	0.79	0.83	0.69	0.4	0.66	0.54	0.76
	0.8	0.45	0.74	0.7	0.7	0.91	0.67	0.59	0.7	0.75	0.62	0.71
	1.0	0.99	0.69	1.0	1.0	0.79	0.47	0.69	0.9	0.77	0.76	0.29
	1.3	0.68	0.69	1.3	1.3	0.83	0.75	0.40	1.2	0.71	0.71	0.69
slope	0.5	0.95	0.54	0.5	0.5	0.57	1.22	0.92	0.4	0.79	0.41	0.62
	0.8	0.52	1.17	0.7	0.7	1.11	1.02	0.84	0.7	0.98	1.45	0.49
	1.0	1.05	0.63	1.0	1.0	0.74	0.70	0.60	0.9	0.77	0.65	0.29
	1.3	0.68	0.69	1.3	1.3	0.53	1.00	0.37	1.2	0.49	0.49	0.41
EF	0.5	1.00	0.77	0.5	0.5	0.56	0.22	0.01	0.4	0.41	0.25	0.28
	0.8	0.42	0.99	0.7	0.7	0.55	1.00	1.00	0.7	0.24	0.38	0.98
	1.0	0.97	0.30	1.0	1.0	0.45	0.07	0.42	0.9	0.53	0.51	0.92
	1.3	0.37	0.52	1.3	1.3	0.33	0.25	0.09	1.2	0.43	0.70	0.46

Tabella 9. Indici di valutazione del modello ARMOSA nel predire la concentrazione dell'azoto nitrico del suolo nei diversi strati nei siti di monitoraggio.

LO		MNI			MN2			BG			PV			CR				
strato	2002	2003	2002	2003	2002	2003	2005	2006	2005	2006	2005	2006	2005	2006	2008	2006	2008	
RRMSE	0.3	21.11	70.00	0.3	17.41	43.61	0.3	84.35	69.44	0.4	46.98	15.68	0.3	17.55	67.82	0.4	23.47	5.19
	0.5	20.17	35.45	0.5	17.46	26.20	0.5	58.60	57.42	0.7	56.06	23.42	0.5	19.42	69.01	0.5	22.68	10.87
	0.8	18.09	21.41	0.7	34.34	50.59	0.7	22.05	15.69	0.9	81.00	69.00	0.8	18.45	49.51	0.8	29.02	30.57
	1.2	20.20	33.95	1.0	30.34	32.75	1.0	19.80	13.91	1.2	28.83	27.99	1.0	30.90	48.81	1.0	44.77	41.99
	1.4	16.84	38.67	1.3	30.84	34.29	1.3	28.02	1.84	1.3	64.60	40.32	1.3	40.63	19.29	1.5	31.65	32.87
CRM	0.3	0.25	0.25	0.3	0.03	0.12	0.3	-0.18	0.21	0.4	0.04	0.03	0.3	0.08	0.46	0.4	0.13	0.11
	0.5	0.06	0.15	0.5	0.19	-0.09	0.5	-0.20	0.02	0.7	0.28	0.40	0.5	0.27	0.64	0.5	0.09	0.21
	0.8	-0.03	0.07	0.7	0.10	-0.03	0.7	0.14	0.11	0.9	0.16	0.52	0.8	0.12	0.47	0.8	0.16	0.03
	1.2	0.45	0.17	1.0	0.24	0.00	1.0	0.35	-0.07	1.2	0.18	0.08	1.0	0.41	0.19	1.0	-0.01	-0.01
	1.4	0.39	0.20	1.3	0.14	0.07	1.3	0.11	0.04	1.3	0.07	0.22	1.3	0.00	0.70	1.5	0.01	0.01
r	0.3	0.74	0.70	0.3	0.62	0.55	0.3	0.74	0.76	0.4	0.73	0.57	0.3	0.69	0.73	0.4	0.65	0.50
	0.5	0.95	0.67	0.5	0.75	0.91	0.5	0.70	0.71	0.7	0.84	0.64	0.5	0.59	0.90	0.5	0.74	0.85
	0.8	0.78	0.82	0.7	0.62	0.72	0.7	0.75	0.69	0.9	0.76	0.59	0.8	0.44	0.94	0.8	0.96	0.97
	1.2	0.93	0.85	1.0	0.83	0.70	1.0	0.77	0.99	1.2	0.76	0.85	1.0	0.49	0.49	1.0	0.94	0.85
	1.4	0.88	0.82	1.3	0.72	0.90	1.3	0.77	0.82	1.3	0.37	0.33	1.3	0.55	0.94	1.5	0.68	0.87
slope	0.3	0.52	0.72	0.3	0.70	0.34	0.3	0.58	0.55	0.4	0.73	0.57	0.3	0.69	0.68	0.4	0.50	0.50
	0.5	0.68	0.49	0.5	0.64	0.70	0.5	0.54	0.55	0.7	0.84	0.64	0.5	0.59	0.90	0.5	0.85	0.85
	0.8	0.77	0.73	0.7	0.62	0.65	0.7	0.70	0.72	0.9	0.72	0.60	0.8	0.44	0.93	0.8	0.97	0.97
	1.2	1.08	1.17	1.0	0.70	0.97	1.0	0.41	0.40	1.2	0.74	0.85	1.0	0.49	0.44	1.0	0.77	0.85
	1.4	0.98	1.06	1.3	0.85	1.43	1.3	0.85	0.70	1.3	0.47	0.71	1.3	0.55	0.94	1.5	0.68	0.71
EF	0.3	0.33	0.38	0.3	0.10	0.24	0.3	0.50	0.43	0.4	0.44	0.16	0.3	0.44	0.17	0.4	0.21	0.22
	0.5	0.85	0.46	0.5	0.25	0.79	0.5	0.42	0.47	0.7	0.39	0.18	0.5	0.68	0.15	0.5	0.45	0.55
	0.8	0.57	0.73	0.7	0.13	0.47	0.7	0.38	0.29	0.9	0.24	0.16	0.8	0.77	0.69	0.8	0.94	0.93
	1.2	0.30	0.28	1.0	0.10	0.05	1.0	0.74	0.65	1.2	0.23	0.61	1.0	0.58	0.21	1.0	0.33	0.46
	1.4	0.31	0.23	1.3	0.11	0.25	1.3	0.39	0.22	1.3	0.21	0.19	1.3	0.30	0.39	1.5	0.71	0.75

Un'altra importante valutazione della performance del modello ha riguardato la predizione del leaching annuale dell'azoto nella forma nitrica. Il fitting è stato eseguito tra i dati simulati dal modello ARMOSA e i dati di leaching calcolato applicando il metodo di Lord e Shepherd (1993). Il risultato è stato eccellente, ottenendo dei valori degli indici di fitting prossimi al valore ottimale: RRMSE=26.62, CRM=-0.06, R=0.88, slope=1.24 e EF=0.88. Il valore di CRM, risultato negativo, sebbene prossimo a zero, indica una lieve sovrastima del modello nella simulazione del lisciviazione dell'azoto. La Figura 4 mostra la regressione lineare dei dati di leaching.

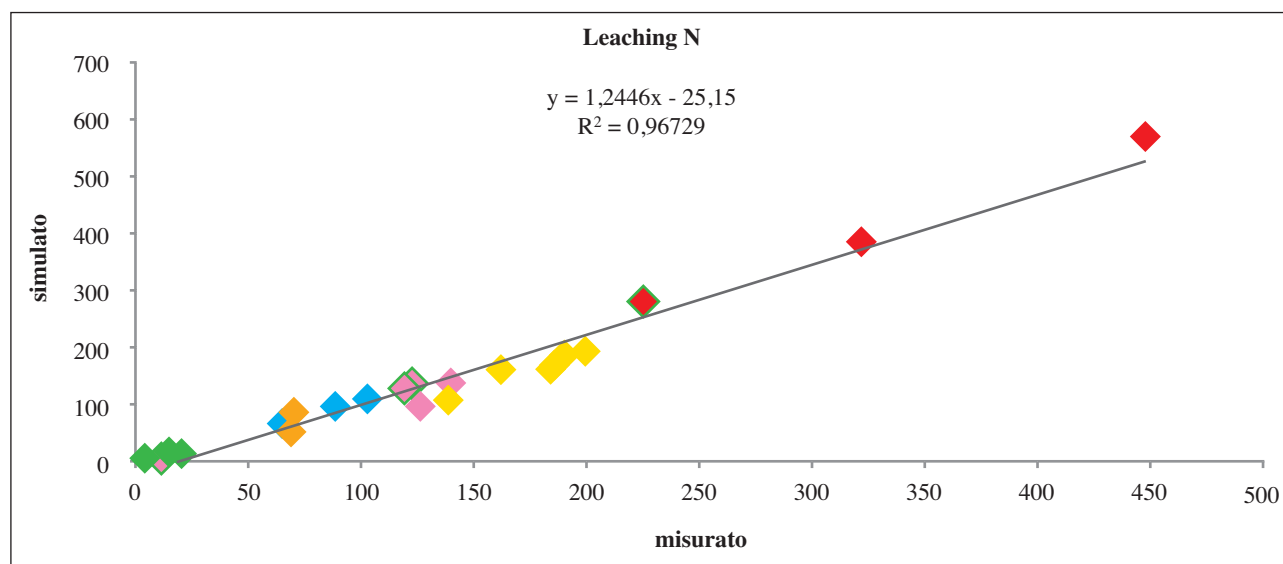


Figura 4. Regressione lineare tra i dati simulati e misurati dell'azoto medio annuale lisciviato nei siti di monitoraggio. Rosa=LO; rosso=MN1; azzurro=MN2; giallo=BG; verde=PV; arancione=CR.

6) Applicazione territoriale del modello ARMOSA: valutazione di sistemi colturali in tre scenari alternativi

Una volta testata l'affidabilità nel simulare le dinamiche idriche, dell'azoto e delle colture di diversi ordinamenti colturali, il modello ARMOSA è stato applicato al fine di confrontare diverse gestioni della fertilizzazione azotata con particolare riferimento alle perdite di N per lisciviazione.

6.1) Metodologia

6.1.1) Identificazione dei distretti e degli scenari di simulazione

Al fine di simulare i diversi ordinamenti colturali in pianura lombarda, l'intera area in esame è stata suddivisa in zone omogenee definite "distretti". L'identificazione di ciascun distretto è frutto dell'interpolazione delle carte regionali dei pedopaesaggi, dei suoli, della prevalenza delle colture e dei confini comunali, così da tenere in considerazione la designazione delle zone vulnerabili ai nitrati di origine agricola. Dall'interpolazione è derivata una suddivisione della pianura lombarda in 35 distretti, 22 dei quali risiedono in Zone Vulnerabili ai Nitrati (ZVN) e 13 in zone non vulnerabili (nZVN) (Figura 5).

Ogni distretto è stato caratterizzato con due tipologie di suolo prevalenti, i cui parametri descrittivi provengono dalla Carta dei Suoli; tali suoli presentano una granulometria dall'argilloso al franco sab-

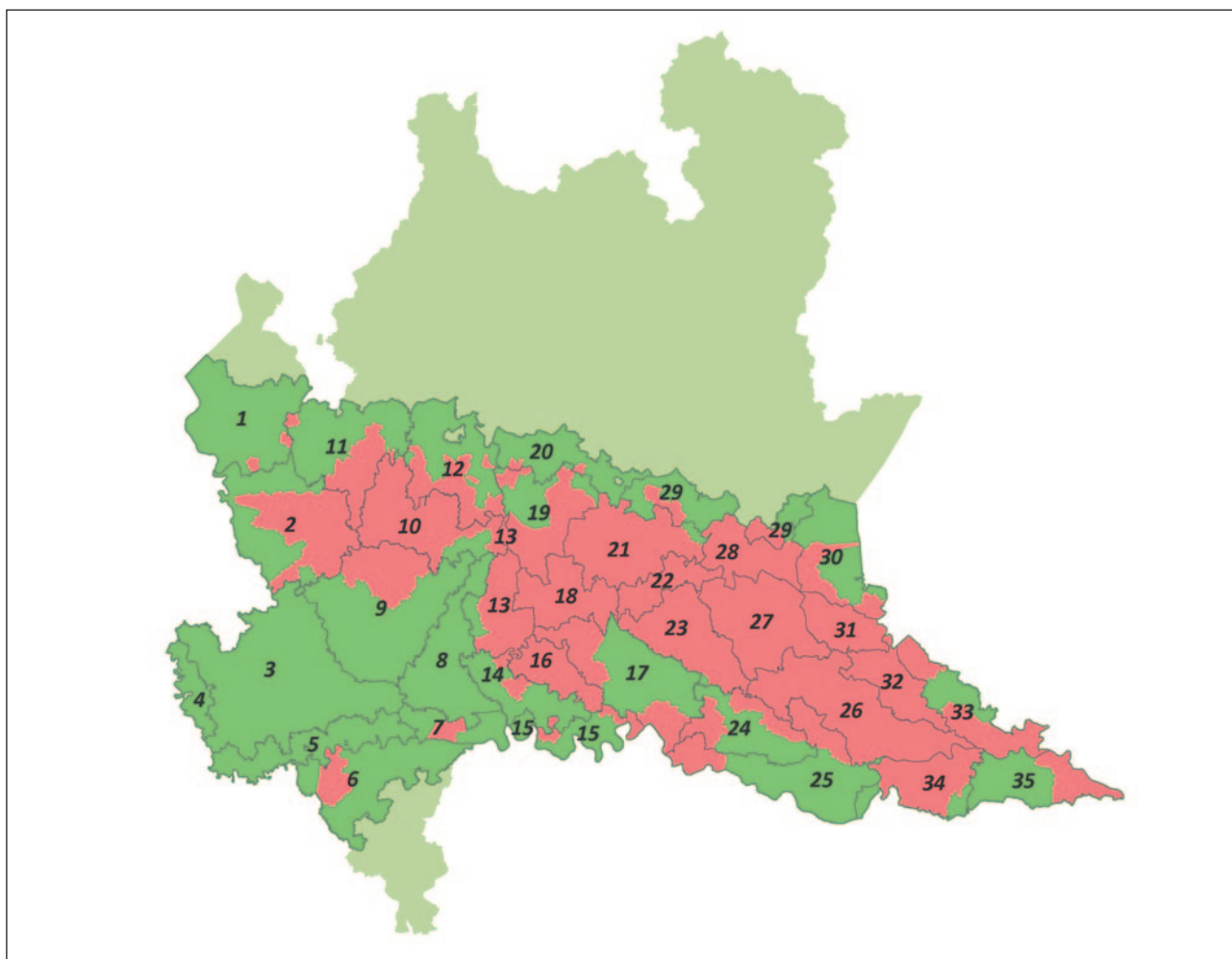


Figura 5. Suddivisione della pianura lombarda in 35 distretti. Le aree designate come vulnerabili ai nitrati (NVZ) sono riportate in rosso e quelle non vulnerabili (nNVZ) in verde.

bioso. I dati meteorologici, relativi al periodo 1988-2007, sono stati misurati nelle stazioni del servizio regionale ARPA. In particolare, le variabili acquisite sono: temperatura massima e minima ($^{\circ}\text{C}$), precipitazione (mm), mentre la radiazione solare (MJ m^{-2}) è stata stimata utilizzando la equazione di Hargreaves (Hargreaves e Samani, 1985).

Sono stati delineati tre diversi scenari di simulazione al fine di comparare diversi sistemi colturali e relative gestioni agronomiche in termini di lisciviazione di azoto nitrico. Nello scenario SL (dove i fertilizzanti organici sono posti Senza Limitazioni) i quantitativi di fertilizzanti azotati organici sono calcolati, per ogni distretto, sulla base dei carichi zootecnici ed applicati integralmente alle colture senza limitazioni, assegnando i quantitativi maggiori alla coltura di mais. Il quantitativo di reflui è applicato per metà in primavera e per metà in autunno, secondo l'abituale prassi adottata dagli agricoltori. La quantità di azoto applicato alle colture con la fertilizzazione minerale è calcolata in base al quantitativo di azoto da refluo somministrato. Ad esempio per la coltura di mais, sono applicati da 100 a 190 kg ha^{-1} di azoto minerale.

Negli scenari identificati con AT e DG è posta una limitazione di applicazione di azoto da reflui pari a, rispettivamente, 170 e 250 $\text{kg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$, rispettivamente in accordo con i limiti attualmente posti dalla Direttiva Nitrati nelle NVZ e con quelli previsti dalla richiesta di deroga inoltrata dallo Stato Italiano alla Commissione Europea. Negli scenari AT e DG si è ipotizzata una ridistribuzione degli effluenti tra le diverse rotazioni entro i singoli distretti fino al limite di 170 e 250 $\text{kg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$, senza

considerare le eventuali eccedenze. Nel caso dello scenario AT lo spandimento avviene sia in primavera sia in autunno, mentre nello scenario DG l'intero quantitativo di reflui è applicato in primavera alla semina delle colture. Nel caso della coltura di panico (*Setaria italica* L.) lo spandimento avviene in estate, a seguito della raccolta del frumento e immediatamente prima della semina del panico stesso. Per quanto riguarda la concimazione minerale, con particolare riferimento al mais, negli scenari AT e DG le dosi applicate sono, rispettivamente, 180 e 100 kg ha⁻¹ anno⁻¹. Gli scenari AT e DG sono stati simulati nel caso dei distretti che risiedono nelle zone NVZ, poiché il carico dell'azoto organico nei distretti nelle zone non vulnerabili non supera mai il limite di 340 kg ha⁻¹ anno⁻¹. I quantitativi medi di fertilizzanti di cui è stata simulata l'applicazione alle colture è riportato in Tabella 10.

Tabella 10. Concimazione azotata applicata alle colture (kg ha⁻¹ anno⁻¹).

Scenario	coltura	da refluo		minerale
		autunno	primavera	primavera
SL ^a	mais	155	155	140
	frumento	50		150
	prato	100	100	30
	medica	160	160	
AT	mais	85	85	180
	frumento	85	85	30
	prato	85	85	
	medica	85	85	
DG	mais		250	100
	frumento			100
	prato		250	
	medica		250	
	mais FAO 500	250		
	Loiessa			
	Panico	b	100	

a. Nel caso dello scenario SL i valori di concimazione sono medie calcolate considerando tutti i distretti

b. Nei distretti 16, 19, 26, 27, 28, 33, 34, 35 il panico è concimato alla semina a inizio luglio con azoto da reflui (250 kg N ha⁻¹); in questo caso non è applicato concime minerale

Le rotazioni simulate sono state individuate sulla base di una analisi della prevalenza delle colture sul territorio regionale di pianura, le cui informazioni derivano dal SIARL. La SAU (superficie agricola utilizzabile) di ogni distretto è stata quindi suddivisa percentualmente tra le diverse rotazioni. Sono state prese in considerazione le rotazioni che sono risultate interessare più del 5% della SAU. Le rotazioni simulate sono elencate in Tabella 11.

Il mais è la pianta principalmente coltivata in ogni distretto della pianura per cui è risultata prevalente nelle rotazioni. Le altre colture sono frumento tenero, erba medica (*Medicago sativa* L.), e prati, sia permanenti sia avvicendati. In tutti i distretti l'area coltivata a mais comprende ibridi sia per la produzione di granella sia da foraggio; si è comunque scelto di simulare una coltura di mais da granella con un ciclo vegetativo medio-lungo (classe FAO 600), il cui valore di biomassa aerea risultasse coerente con quelli di produzione di mais da foraggio. Nel caso dello scenario DG, nei distretti in cui il carico di reflui risultava superiore a 350 kg ha⁻¹ anno⁻¹ (in 19 distretti), si è scelto di introdurre una rotazione di mais precoce (classe FAO 500) seguito da loiessa (*Lolium multiflorum* Lam.). In SL e AT la rotazione D consiste in mais da granella e frumento tenero. Nel caso dello scenario DG, tale rota-

Tabella 11. La tabella riporta i sistemi colturali simulati nei tre diversi scenari SL, AT e DG. Considerando una rotazioni di 5 anni per ogni coltura è riportato tra parentesi il numero di anni di coltivazione.

Scenari	Rotazioni	colture
SL, AT, DG	A	mais classe FAO 600 (5)
SL, AT, DG	B	prati permanenti (5)
SL, AT, DG	C	medica (3) – mais (1) – frumento tenero (1)
SL, AT, DG	D	mais (3) – frumento tenero (2)
SL,	E (*)	frumento tenero (5)
SL, AT, DG	F	mais (3) – prati avvicendati (2)
SL, AT, DG	G	medica (3) – frumento tenero (2)
SL, AT, DG	H	medica (3) – mais (2)
DG	L	mais FAO 500 (5) – loiessa (5)

(*) La rotazione E è stata simulata esclusivamente in 1 distretto localizzato in nNVZ

zione è stata modificata introducendo un erbaio estivo di panico (*Setaria italica L.*) seminato immediatamente dopo la raccolta del frumento, simulando una copertura del suolo per un tempo prolungato e lo spandimento di reflui organici anche in estate. Infine, anche la rotazione G, presente unicamente nel distretto 34, è stata modificata nello scenario DG introducendo un erbaio estivo di panico dopo frumento.

Per la simulazione della crescita e dello sviluppo delle colture, sono stati utilizzati i valori calibrati dei parametri di mais, frumento e loiessa a partire dai dati osservati nel periodo di monitoraggio. In particolare, per il mais è stata utilizzata una parametrizzazione per un ibrido che raggiunge la maturità fisiologica in circa 150 giorni, corrispondente ad una classe FAO 600. I prati sono stati parametrizzati a partire dai valori riportati da van Heemst (1988); i parametri sono stati poi adattati ai nostri areali secondo studi condotti in Pianura Padana (Sacco et al., 2003), mentre la parametrizzazione di erba medica è in accordo con quanto proposto da Confalonieri e Bechini (2004). I parametri relativi al panico sono stati calibrati secondo i dati riportati da Onofrii et al. (1990).

Le epoche di semina, raccolta e taglio sono state definite secondo l'abitudine gestione degli agricoltori. Tipicamente mais, prati e medica sono seminati all'inizio della primavera, mentre il panico all'inizio di luglio e frumento e loiessa nel mese di ottobre. Per quanto riguarda erba medica e prati, sono stati simulati quattro tagli da maggio a settembre.

Relativamente all'irrigazione, sono stati simulati quattro interventi irrigui, da 80 mm l'uno, da fine giugno a metà agosto nel caso del mais, mentre nel caso del panico sono state simulate tre irrigazioni. Nei distretti 4, 5, 6, 7, 26, 32, 33, 34 e 35 gli interventi irrigui su mais sono stati 5 da 50 mm ciascuno per mais, essendo un'area dove viene adottato il metodo di irrigazione a pioggia. Il panico è stato irrigato da tre interventi in cui il volume di adacquamento, alternativamente di 80 e 50 mm, è stato scelto sulla base del sistema di irrigazione prevalente nei vari distretti. In tre distretti (n. 1, 11 and 12) non ricadenti in aree irrigue e dove le precipitazioni medie annue sono superiori a 1200 mm, non è stata simulata irrigazione.

6.1.2) Analisi statistica

Sono state condotte diverse analisi statistiche, utilizzando il software statistico SPSS 18.0, al fine di testare la significatività degli effetti di scenario, coltura e rotazione nel determinare la quantità di azoto nitrico lisciviato. È stata eseguita un'ANOVA a due vie ($\alpha=0.05$) dove le variabili dipendenti erano, alternativamente, la produzione e la lisciviazione. Un confronto a coppie è stato successivamente calcolato utilizzando il test Dunn-Sidak (Sokal and Rohlf, 1981).

Al fine di trovare una relazione causa-effetto tra il quantitativo di azoto lisciviato ed i fattori indipendenti

denti coinvolti nel sistema suolo-pianta-atmosfera, è stata analizzata una regressione multipla lineare applicando il metodo step-wise che permette di evidenziare i soli fattori che determinano significativamente l'ammontare di azoto lisciviato.

6.2) Risultati

Sono state innanzitutto calcolate le medie annuali della produzione di biomassa aerea e dell'azoto lisciviato, per ogni scenario (Figura 6). Per quanto riguarda la biomassa, l'interazione tra i fattori indipendenti scenario e produzione è risultata altamente significativa ($p < 0.001$). Infatti lo scenario SL differisce statisticamente da AT e DG, dove invece AT e DG tra loro non differiscono ($p = 0.112$). L'unica coltura la cui biomassa aerea non differisce statisticamente da uno scenario all'altro è il mais, mentre la produzione di erba medica aumenta significativamente passando dallo scenario SL agli scenari AT e DG, il frumento e i prati incrementano la loro produzione sensibilmente nello scenario DG. Anche nel caso dell'azoto lisciviato le colture nei diversi scenari determinano quantitativi di leaching statisticamente differenti tra loro ($p < 0.001$) ed in particolare nello scenario DG sono risultati le quantità più ridotte di azoto lisciviato.

Essendo risultata significativa l'interazione scenario vs rotazione in termini di azoto lisciviato, è stato successivamente eseguito il test Dunn-Sidak che permette confronti successivi tra coppie, così da ordinare le diverse rotazioni, all'interno di ogni singolo scenario, in base alla quantità di azoto lisciviato prodotto (Tabella 12). Le rotazioni a cui sono associate medie statisticamente analoghe sono contrassegnate dalla stessa lettera; alla lettera a, essendo il valore migliore ottenuto, è associata la media più bassa di azoto lisciviato. Questo test ha quindi permesso di identificare le rotazioni più sostenibili dal punto di vista ambientale ed in particolare le rotazioni B (prati permanenti) e G (erba medica-mais-frumento-panico *nello scenario DG*) sono risultate le migliori in ogni scenario, mentre alla rotazione A di mais in omosuccessione è sempre associato il quantitativo maggiore di azoto lisciviato. Le rotazioni D, F, H and L hanno determinato, nei diversi scenari, valori intermedi di azoto lisciviato.

In Tabella 13 sono riportate le differenze statistiche entro le stesse rotazioni nei diversi scenari. Anche in questo caso, lettere uguali sono assegnate a valori medi di leaching che non differiscono statisticamente tra loro. Lo scenario DG produce per tutte le rotazioni le migliori prestazioni ambientali ri-

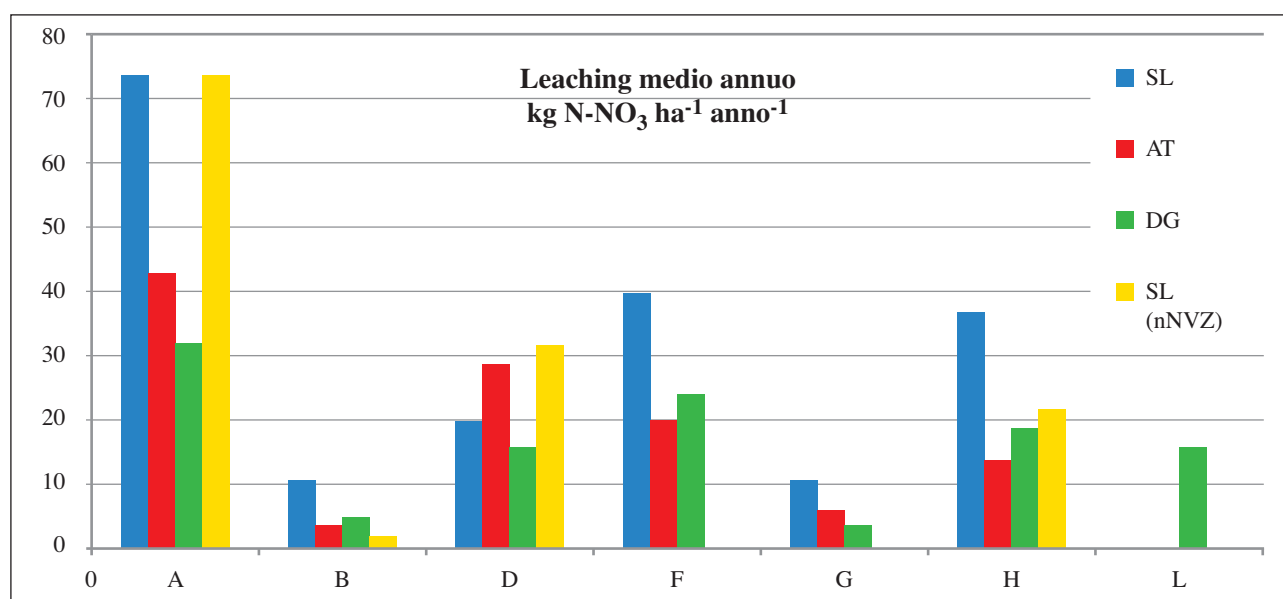


Figura 6. Valori simulati leaching di azoto ($\text{kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$) relativi alle diverse rotazioni nei diversi scenari SL (NVZ e nNVZ), AT e DG.

petto agli scenari SL e AT, con differenze che sono particolarmente evidenti quando nelle rotazioni stesse è presente il mais e più sfumate negli altri casi fino a divenire poco o non rilevanti nelle rotazioni dominate dalla presenza di prati (rotazioni B e H).

Successivamente, per ogni rotazione, è stata eseguita una regressione lineare multipla, al fine di valu-

Tabella 12. Media annua di leaching azotato ($\text{kg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$) nelle diverse combinazioni di rotazione vs scenario. I valori seguiti da lettere differenti, entro lo stesso scenario, differiscono statisticamente ($P \leq 0.05$) secondo il test Dunn-Sidak.

scenari	rotazioni:	media annuale di N lisciviato					
		A	B	D	F	G	H
SL		74c	11a	20a	40b	11a	37b
AT		43c	4a	29b	20b	6a	14ab
DG		32c	5a	16b	24bc	4a	19bc
SL (nNVZ)		74c	2a	32b			22ab

Tabella 13. Differenze statistiche tra le stesse rotazioni entro scenari diversi. I valori seguiti da lettere differenti, entro la stessa rotazione, differiscono statisticamente ($P \leq 0.05$) secondo il test Dunn-Sidak.

scenari	rotazioni:	media annuale di N lisciviato					
		A	B	D	F	G	H
SL		c	a	a	b	a	b
AT		b	a	b	a	a	a
DG		a	a	a	a	a	a
SL (nNVZ)		c	a	b			a

I valori seguiti da lettere differenti, entro la stessa colonna, differiscono statisticamente ($P \leq 0.05$) secondo il test Dunn-Sidak.

tare quali fossero i fattori maggiormente significativi nel determinare il quantitativo di azoto lisciviato. I fattori considerati sono stati: (i) i fertilizzanti organici azotati, (ii) i fertilizzanti minerali azotati, (iii) il quantitativo di azoto annuo mineralizzato nel suolo, (iv) irrigazioni e precipitazioni medie annue, (v) volume di acqua drenata, (vi) percentuale di sabbia nel suolo, (vii) percentuale di argilla nel suolo, (viii) carbonio organico del suolo, (ix) densità apparente del suolo, (x) produzione di sostanza secca, (xi) assorbimento di azoto della pianta, e (xii) evapotraspirazione. La Tabella 14 riporta i fattori maggiormente significativi per ogni rotazione.

Dopo aver valutato il leaching simulato nelle diverse combinazioni scenario vs rotazione, è stato cal-

Tabella 14. Risultati dell'analisi di regressione multipla lineare e fattori maggiormente significativi nel determinare il leaching azotato nelle diverse rotazioni.

	A	B	D	F	G	H	L
R ²	0.818	0.601	0.626	0.845	0.67	0.879	0.652
sig.	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001
	N minerale min.	N minerale min.	min. N uptake	sabbia % argilla %	drenaggio	H ₂ O input drenaggio sabbia %	H ₂ O input drenaggio
		N organico					

min. = quantità media annua di azoto mineralizzato

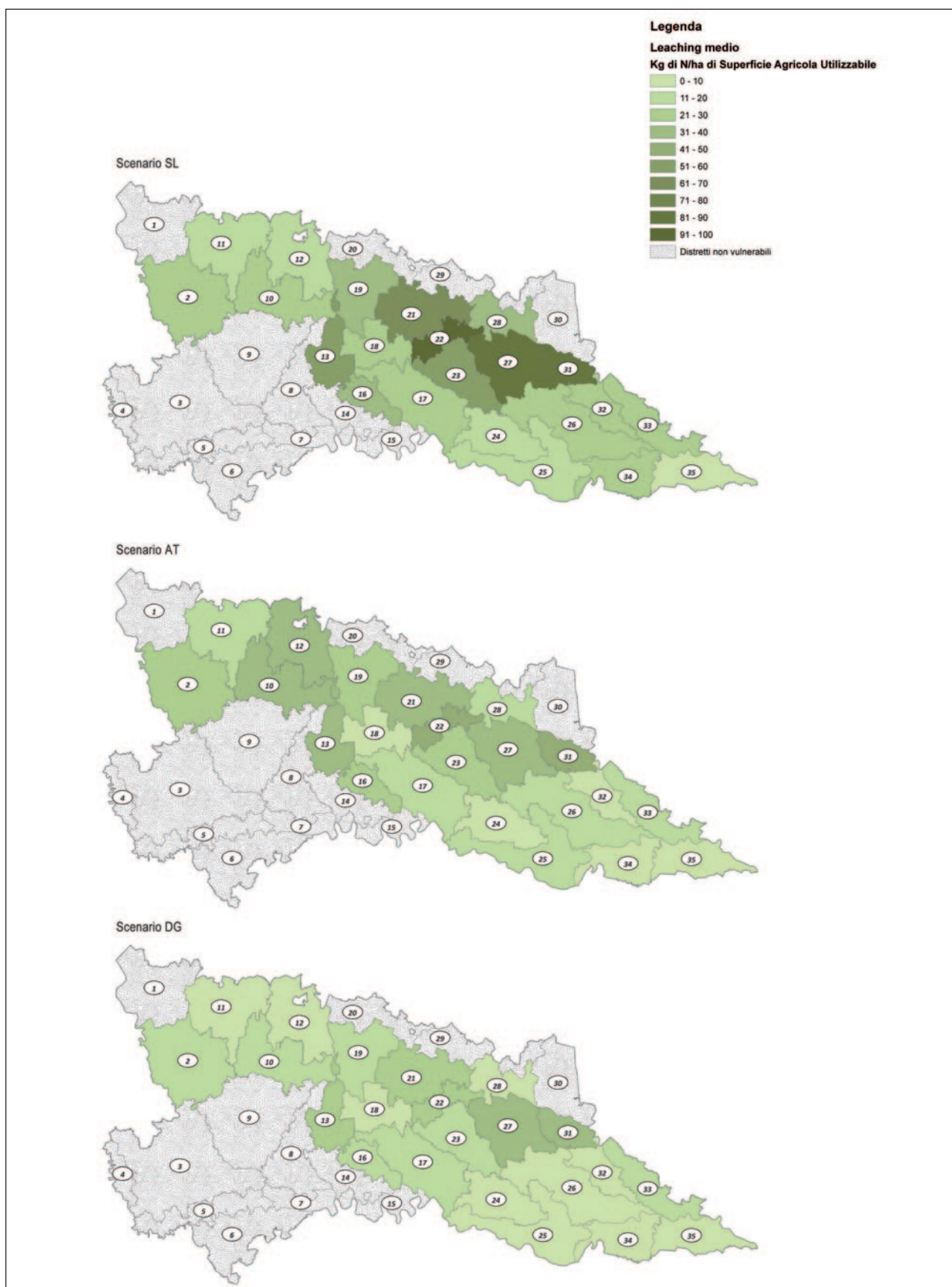


Figura 7. Figura 11 – Valori simulati di leaching medio annuo di azoto nei distretti nelle aree NVZ nei diversi scenari SL, AT e DG.

colato, in ogni distretto, l'ammontare medio di azoto lisciviato derivato dalle diverse rotazioni, calcolando la media ponderata considerando l'area percentuale delle rotazioni entro i distretti. Per quanto riguarda i distretti in NVZ, un confronto tra i diversi scenari ha evidenziato una netta diminuzione dell'azoto lisciviato passando dallo scenario SL agli scenari AT e DG (Figura 7). L'ammontare medio annuo di leaching è risultato infatti di 37, 22 e 14 kg N ha⁻¹ anno⁻¹ rispettivamente negli scenari SL, AT e DG. Il test ANOVA ha evidenziato una differenza statistica tra i diversi scenari in termini di azoto lisciviato ($p < 0.0001$). Diversi test post-hoc, come Dunn-Sidak, Tukey, Duncan e Ryan-Einot-Gabriel-Welsch F, hanno confermato che ogni scenario differisce statisticamente dagli altri (SL vs AT $p < 0.0001$, SL vs DG $p < 0.0001$, AT vs DG $p = 0.035$). In media, l'azoto lisciviato diminuisce del 27% passando da SL a AT, e del 59% da SL a DG. In base al bilancio dell'azoto nel suolo, lo scenario DG determina inoltre la percentuale più bassa di azoto rilasciato nell'ambiente garantendo al contempo un assorbimento culturale adeguato (Tabella 15). Sulla base delle analisi condotte emerge quindi l'indicazione che:

- l'introduzione nelle NVZ del limite di 170 kg/ha di N da effluenti zootecnici utilizzabile sulle colture riduce il quantitativo di nitrati rilasciato verso le falde (di circa il 40% nello scenario simulato); tuttavia comporta un grande quantitativo di N organico eccedente la possibilità di utilizzazione agronomica (42% dell'N totale), corrispondente alla quota parte per la cui gestione diviene indispensabile con l'applicazione della direttiva nitrati ricorrere a soluzioni impiantistiche di rimozione dell'azoto dai reflui e/o all'esportazione in nNVZ.
- l'introduzione della deroga, con l'innalzamento del limite a 250 kg/ha di N da effluenti utilizzabile sulle colture, nel rispetto di condizioni agronomiche tali da aumentarne l'efficienza d'uso, contemporaneamente riduce la lisciviazione (potenzialmente di un ulteriore 22%, se la deroga fosse applicata sull'intera superficie regionale vulnerabile) e l'eccesso di N organico (che si ridurrebbe della metà sempre nell'ipotesi di applicazione della deroga sull'intera superficie vulnerabile).

7.1) Metodologia

Tabella 15. Voci del bilancio di azoto nei diversi scenari SL, AT e DG. Le voci sono calcolate come percentuali dell'input medio annuale di azoto alle colture.

		% of N input				
Input medio N (kg N ha ⁻¹ anno ⁻¹)		N uptake	N leaching	N volatilizzazione	N denitrificazione	N immobilizzazione
SL	354	60	12	3	1	24
AT	289	70	9	4	2	15
DG	298	70	6	3	2	18

7) Confronto tra diverse gestioni della fertilizzazione azotata in due località della pianura lombarda

Al fine di valutare i quantitativi di rilascio di azoto lisciviato associato a diverse gestioni agronomiche, il modello ARMOSA è stato applicato, utilizzando un data set di dati meteorologici dal 1988 al 2007 per confrontare 4 diverse combinazioni (A, B, C, D) di profondità di interrimento di liquami (0.2 e 0.1 m) vs condizione pedoclimatica (alpha e beta), adottate in 6 diverse rotazioni, in 4 diversi scenari: 1= concimazione minerale a rapida cessione, senza interrimento dei residui colturali; 2= concimazione minerale a lenta cessione, senza interrimento dei residui colturali; 3= concimazione minerale a rapida cessione, con interrimento dei residui colturali; 4=concimazione minerale a lenta cessione,

con interrimento dei residui.

Le 4 diverse combinazioni di profondità ed interrimento sono: A= profondità 0.2 m e condizione pedoclimatica alpha; B= profondità 0.1 m e condizione pedoclimatica alpha; C= profondità 0.2 m e condizione pedoclimatica beta; D= profondità 0.1 m e condizione pedoclimatica beta.

La condizione alpha è caratterizzata da un suolo franco-sabbioso ed una piovosità media annua di 1100 mm anno⁻¹, mentre la condizione beta presenta un suolo franco-argilloso ed una precipitazione media annua di circa 770 mm anno⁻¹. Le condizioni alpha e beta intendono rappresentare, rispettivamente, l'areale occidentale ed orientale della Pianura Lombarda.

Le 6 rotazioni simulate sono state: (i) mais in omosuccessione (concimazione organica e minerale = 170 e 180 kg N ha⁻¹ anno⁻¹) dove il fertilizzante organico era liquame bovino; (ii) mais in omosuccessione (concimazione organica e minerale = 170 e 180 kg N ha⁻¹ anno⁻¹) dove il fertilizzante organico era liquame suino chiarificato; (iii) mais-frumento (concimazione del mais, organica e minerale = 170 e 180 kg N ha⁻¹ anno⁻¹; concimazione del frumento, organica e minerale = 140 e 50 kg N ha⁻¹ anno⁻¹) dove il fertilizzante organico era liquame bovino; (iv) mais-loiessa (concimazione del mais, organica e minerale = 250 e 180 kg N ha⁻¹ anno⁻¹; la loiessa non è concimata) dove il fertilizzante organico era liquame suino chiarificato; (v) mais in omosuccessione (concimazione organica e minerale = 250 e 100 kg N ha⁻¹ anno⁻¹) dove il fertilizzante organico era liquame suino chiarificato; (vi) mais-frumento-panico (concimazione del mais, organica e minerale = 250 e 100 kg N ha⁻¹ anno⁻¹; concimazione del frumento, organica e minerale = 120 e 70 kg N ha⁻¹ anno⁻¹; concimazione organica del panico = 250 kg N ha⁻¹ anno⁻¹) dove il fertilizzante organico era liquame bovino.

Nel caso delle rotazioni i, ii, iii lo spandimento avviene sia in primavera sia in autunno, mentre nelle rotazioni iv, v, vi l'intero quantitativo di reflui è applicato in primavera alla semina delle colture. Nel caso della coltura di panico lo spandimento avviene in estate, a seguito della raccolta del frumento e immediatamente prima della semina del panico stesso. Le epoche di semina, raccolta e taglio sono state definite secondo l'abituale gestione degli agricoltori, dove il mais è seminato all'inizio della primavera, mentre il panico all'inizio di luglio e frumento e loiessa nel mese di ottobre. Per quanto riguarda l'irrigazione, sono stati simulati quattro interventi irrigui da 80 mm l'uno in alpha, e 5 interventi da 50 mm ciascuno in beta, da fine giugno a metà agosto nel caso del mais, mentre nel caso del panico sono state simulate tre irrigazioni.

7.2) Risultati

Per quanto riguarda la biomassa secca aerea e l'assorbimento colturale di azoto, per ogni rotazione, i diversi scenari (1, 2, 3, 4) sono risultati non differire statisticamente tra loro ($p > 0.05$). Al contrario, relativamente all'azoto lisciviato, i diversi scenari sono tra loro significativamente differenti ($p < 0.05$). La Figura 8 mostra l'azoto lisciviato nelle diverse rotazioni, scenari e combinazioni di profondità di interrimento vs condizione pedoclimatica. Si evidenzia come la combinazione alpha determini maggiori rilasci di azoto, essendo caratterizzata da un suolo con tessitura grossolana e precipitazioni elevate. Inoltre, confrontando le rotazioni i, ii, iii rispettivamente con iv, v, vi, il leaching è risultato diminuire significativamente ($p < 0.05$). Quindi le rotazioni a cui è associato un leaching minore sono quelle in cui il quantitativo di azoto organico applicato alle colture è aumentato con un contemporaneo decremento dell'azoto minerale.

Un altro importante risultato evidenzia come, in ogni scenario e per ogni rotazione, il leaching diminuisca significativamente ($p < 0.01$) adottando una gestione in cui i residui colturali sono interrati. Inoltre, è possibile diminuire il quantitativo di azoto lisciviato applicando concimi minerali a lenta cessione. La Tabella 16 riporta i risultati del confronto tra le diverse rotazioni. La rotazione di mais e loiessa determina le perdite di azoto più ridotte, seguita dalla rotazione mais-frumento-panico e mais-frumento. All'omosuccessione di mais è associato il quantitativo maggiore di azoto lisciviato.

8) Emissioni di ammoniaca

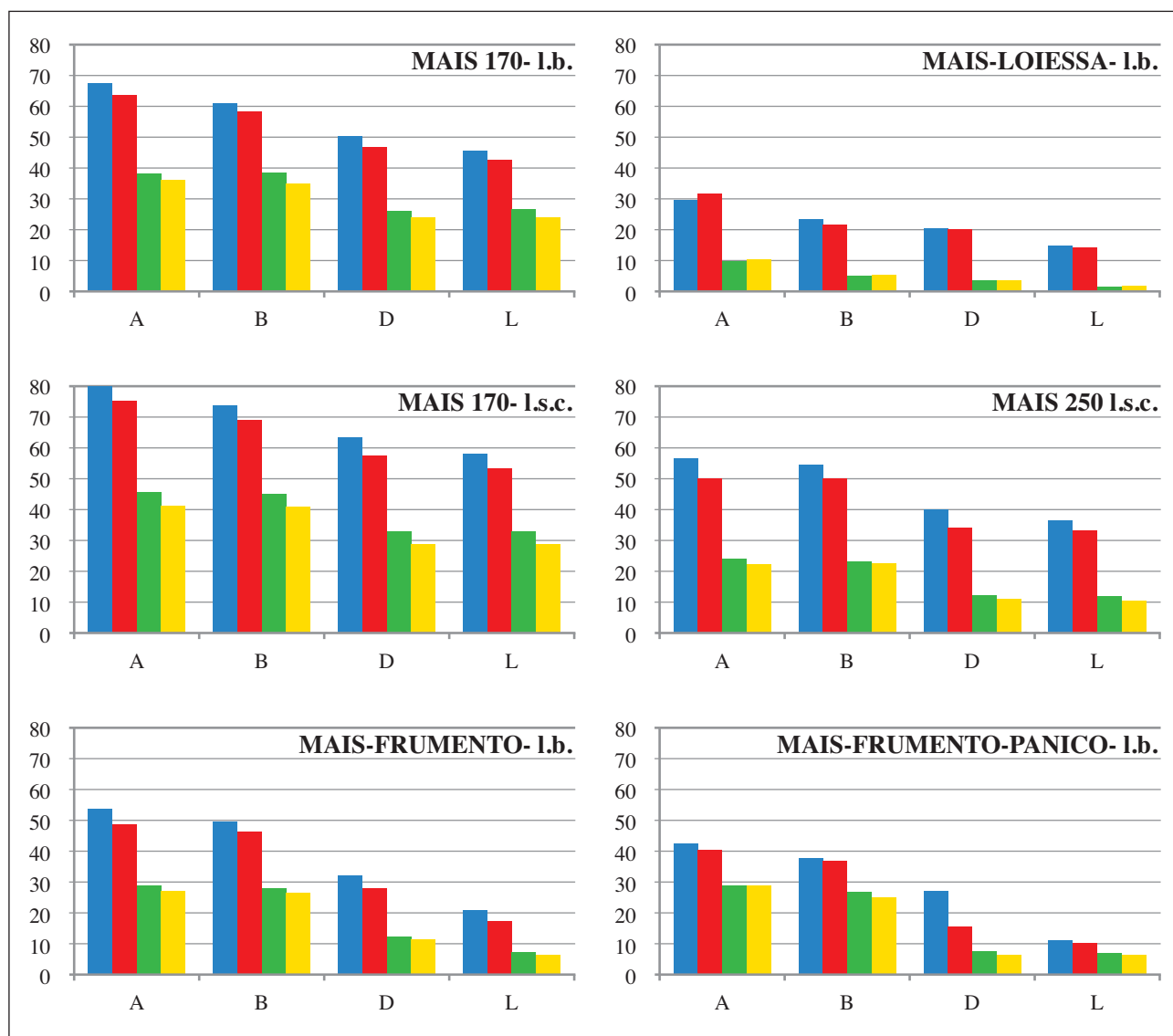


Figura 8. Valori di leaching medio annuale simulato nelle diverse rotazioni e nelle 4 diverse gestioni a confronto: 1= concimazione minerale a rapida cessione, senza interrimento dei residui colturali; 2= concimazione minerale a lenta cessione, senza interrimento dei residui colturali; 3= concimazione minerale a rapida cessione, con interrimento dei residui colturali; 4= concimazione minerale a lenta cessione, con interrimento dei residui. Quattro diverse combinazioni di profondità interrimento dei reflui X condizione pedoclimatica: blu= profondità 0.2 m e condizione pedoclimatica 1 (A); rosso= profondità 0.1 m e condizione pedoclimatica 1 (B); verde= profondità 0.2 m e condizione pedoclimatica 2 (C); giallo= profondità 0.1 m e condizione pedoclimatica 2 (D). l.b = liquame bovino, l.s.c. = liquame suino chiarificato.

Tabella 16. Valori medi annui di leaching azotato (kg ha⁻¹ anno⁻¹) nelle diverse rotazioni.

MAIS 170 - l.b.	MAIS 170 - l.s.c.	MAIS-FRUMENTO- l.b.	MAIS-FRUMENTO-PANICO- l.b.	MAIS-LOIESSA- l.b.	MAIS 250 - l.s.c.
42.7c	52.0c	27.9b	22.2ab	13.9a	30.9b

I valori seguiti da lettere differenti, entro la stessa riga, differiscono statisticamente ($P \leq 0.05$) secondo il test Ryan - Einot - Gabriel - Welsch F.

8) Emissioni di ammoniaca

Un nuovo ambito del progetto ARIMOSA amplia l'attività di monitoraggio con misure volte alla determinazione delle perdite di ammoniaca (NH_3) dai suoli agricoli, a seguito di operazioni di concimazione. L' NH_3 è un gas direttamente connesso al settore agricolo; si stima infatti che a livello regionale l'agricoltura sia responsabile del 98% delle emissioni di questo gas in atmosfera (fonte INEMAR, 2007). L'accumulo in atmosfera di questa forma reattiva deriva in maniera particolare dall'eccesso di input azotati forniti ai sistemi colturali, rispetto alle loro effettive necessità, con i conseguenti impatti negativi sull'ambiente (Galloway et al. 2003; Erisman et al., 2003); tale gas in ambiente causa prevalentemente problemi di acidificazione di suoli e acque, degradazione degli ecosistemi con riduzione della biodiversità e soprattutto contribuisce in maniera rilevante alla formazione di particolato atmosferico (PM 2.5).

Le emissioni connesse all'uso dei fertilizzanti agricoli, avvengono attraverso la trasformazione chimica dell'azoto ammoniacale (NH_4) presente nei fertilizzanti stessi, verso una forma ridotta gassosa, l'ammoniaca (NH_3). Questa reazione è legata direttamente a valori crescenti di azoto ammoniacale presenti nel fertilizzante, a valori crescenti di temperatura dell'aria e del pH del suolo. Il tasso di emissione verso l'atmosfera è invece una funzione legata alla differenza tra l'ammoniaca presente sulla superficie del suolo e quella presente in atmosfera (Lauer et al., 1976; Freney et al., 1983). La molteplicità dei fattori ambientali (meteorologici e pedologici), colturali e gestionali (Søgaard et al., 2002; Sommer et al., 2003) che intervengono sul processo di volatilizzazione dell' NH_3 impongono studi mirati per definire la dinamica del processo e quantificare le perdite di N. L'azione di monitoraggio è stata effettuata attraverso differenti campagne di rilevamento in tre siti di Landriano (PV), Bigarello (MN) e Corna-

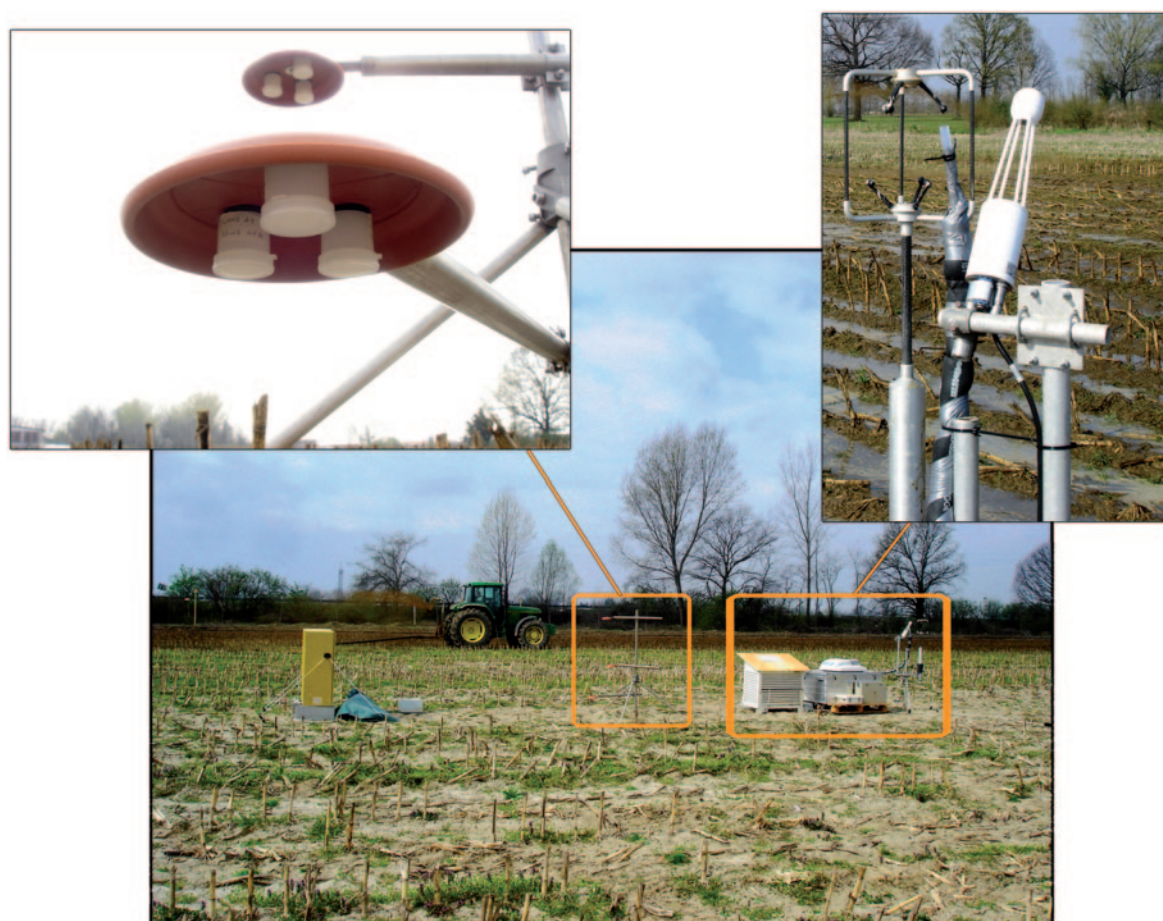


Figura 9. approcci strumentali utilizzati, a) sistema con trappole a cattura acida; b) torretta per l'eddy covariance.

redo (MI), focalizzando l'attenzione sullo spandimento di reflui zootecnici con management differenti e su fertilizzanti sintetici quali l'urea, secondo le normali pratiche agronomiche territoriali. La misura dell' NH_3 è resa difficoltosa dal fatto che la molecola tende a reagire velocemente con il vapore acqueo e con altri composti atmosferici, aderendo sulle superfici con le quali viene a contatto, causando spesso notevoli distorsioni nei campionamenti. La tecnica di misura utilizzata si riconduce ai metodi micrometeorologici (Denmead, 1983; Kaimal e Finnigan, 1994), con l'approccio (i) eddy covariance, attraverso spettrometro laser e (ii) a diffusione passiva, attraverso trappole a cattura acida (Figura 9). Queste tecniche sono in grado di lavorare soprassuolo, senza introdurre fattori di disturbo al naturale processo di emissione in ambiente. In Tabella 17 sono presentati gli esperimenti (Exp) condotti per tipologia di fertilizzazione e per sito di misura. Durante le campagne Exp I e Exp V si sono monitorati i flussi di NH_3 a seguito di spandimento su-

Tabella 17. Tabella 17 - Sintesi delle campagne sperimentali svolte su territorio lombardo.

Sigla	Periodo	Trattamento e quantitativo di N applicato	Tecnica applicazione	Sito	Sup. (ha)
Exp I	26-31 marzo 2009	Liquame bovino (184 kgN ha ⁻¹)	Spandimento superficiale su suolo nudo, interramento in 24 ore a 25 cm di profondità	Landriano (PV)	4
Exp II	06-30 aprile 2009	Liquame bovino	Iniezione diretta a 10 cm di profondità	Bigarello (MN)	2.8
Exp III	24 giugno-22 luglio 2009	Urea (70 kgN ha ⁻¹)	Spandimento superficiale in copertura su mais	Landriano (PV)	4.2
Exp IV	13-30 settembre 2009	Liquame bovino (190 kgN ha ⁻¹)	Iniezione a 30 cm di profondità	Bigarello (MN)	2.8
Exp V	14-26 marzo 2010	Liquame bovino (203 kgN ha ⁻¹)	Spandimento superficiale su suolo nudo, interramento in 24 ore a 30 cm di profondità	Cornaredo (MI)	2.7
Exp VI	14 giugno-27 luglio 2010	(Urea 70 kgN ha ⁻¹)	Spandimento superficiale in copertura su mais	Landriano (PV)	10.6

perficiale di liquame bovino su suolo nudo. L'operazione di interramento dell'effluente, per entrambe le campagne, è avvenuta dopo 24 ore dall'intervento ad una profondità rispettivamente di 25 cm con erpice a dischi e di 30 cm con aratura. Durante le campagne Exp II e Exp IV, condotte sul medesimo campo, il liquame è stato direttamente iniettato nel terreno a 30 cm di profondità. I tre campi sperimentali avevano una superficie di 4 ha per Exp I, 2.8 ha per Exp II e Exp IV, e 2.7 ha per Exp V, su cui sono state applicate quantità totali di azoto pari a 184 per Exp I, 190 per Exp IV e 203 kgN ha⁻¹ per Exp V; in Exp II non è stata terminata la distribuzione di liquame, a causa di un problema tecnico, che ha fatto terminare la prova prima dell'inizio della campagna di misure.

Le campagne sperimentali relative allo spandimento di urea, Exp III e Exp VI, sono state svolte nell'estate 2009 e 2010 su campi di 4.2 e 10.5 ha, rispettivamente, entrambi coltivati a mais da granella e irrigati a scorrimento. Nelle due prove l'urea è stata distribuita superficialmente in ragione di 70 kg N ha⁻¹ quando la coltura era allo stadio di sesta foglia emersa.

Oltre alle misure del gas, per avere una visione complessiva del fenomeno, sono stati fatti campionamenti del suolo per monitorare l'andamento del pH, del contenuto idrico e contenuto di NO_3^- e NH_4^+

a profondità di 0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm. Oltre a questo sono state registrate ad alta frequenza le variabili meteorologiche.

In Figura 10 sono presentati a titolo esemplificativo i flussi di volatilizzazione di NH_3 ottenuti durante ExpI.

Dall'andamento del flusso del gas dal suolo si osserva che la dinamica emissione di NH_3 , in seguito

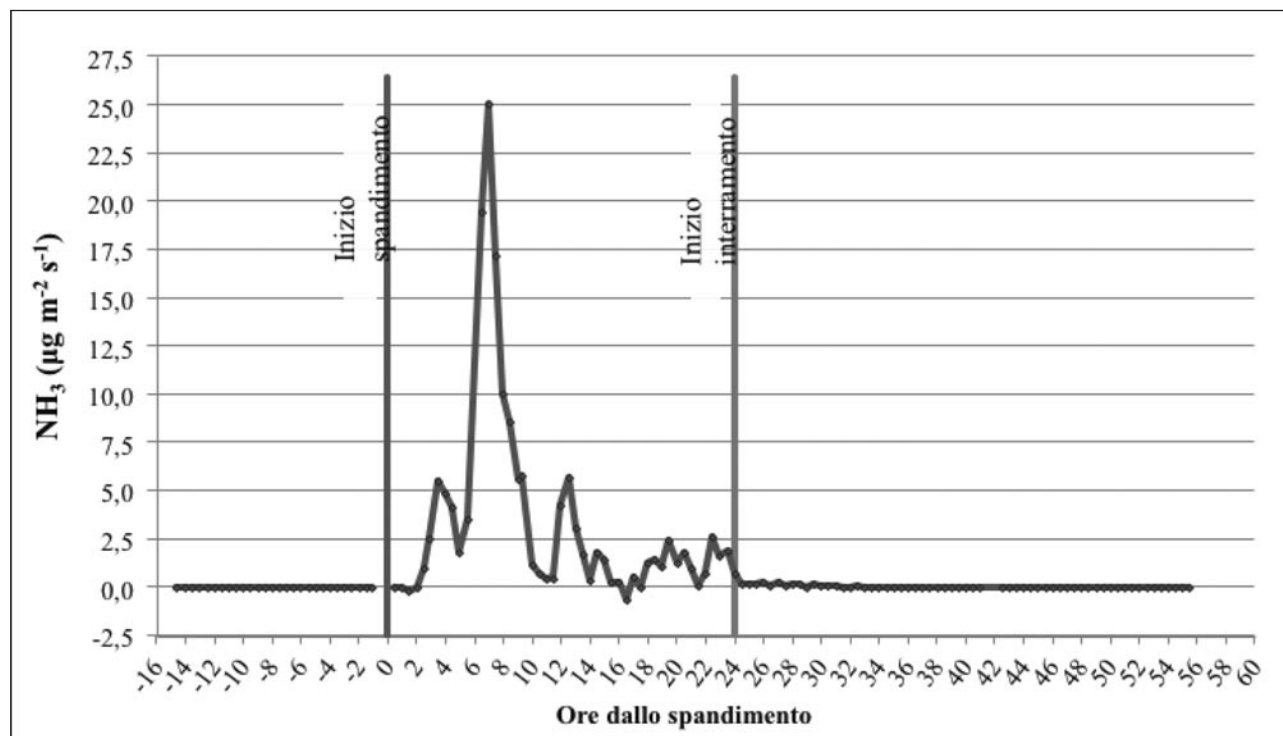


Figura 10. flussi di emissione di ammoniaca ($\mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$) a seguito di spandimento di liquame bovino in ragione di 184 kg N ha^{-1} ed interrimento nelle 24 ore con erpicatura a 25 cm di profondità.

alle operazioni di concimazione, ha il suo massimo durante e subito dopo l'operazione di spandimento del liquame, laddove le operazioni di interrimento sembrano minimizzare ulteriori perdite di N in atmosfera. Nel grafico i valori positivi indicano un'emissione dal campo verso l'atmosfera, mentre i valori negativi indicano deposizione sulla superficie. Le emissioni avvengono tipicamente di giorno, in funzione delle condizioni meteorologiche, principalmente temperatura e radiazione solare (Rana e Mastroianni, 1998), sincronizzate con l'aumento della concentrazione di NH_3 . Le deposizioni possono avvenire di notte (Loubet et al., 2001). Dalla figura è evidente che l'emissione dell' NH_3 è concentrata nel giorno dello spandimento con un chiaro picco intorno alle ore più calde della giornata (6 ore dall'inizio), seguito da un picco più basso a 10 ore, corrispondente ad una pausa nello spandimento e relativa ripresa, e una continua decrescita. L'emissione è continuata anche il giorno seguente, ma a intensità molto ridotta, così come riportato in sperimentazioni simili (Loubet et al., 2010), dove, dopo l'interrimento (a 24 ore) i flussi di NH_3 tendono a ridursi a zero.

Lo studio dei flussi ottenuti nelle altre prove di campo fatte con liquame, seguono l'andamento descritto in precedenza, con differenze relative alla tecnica di spandimento, laddove operazioni di iniezione del liquame vanno a ridurre notevolmente la diffusione del gas in atmosfera. La dinamica di volatilizzazione dell'urea segue un andamento non dissimile, ma con tempi di emissione più dilatati, legati alla cinetica di mineralizzazione del composto nel suolo.

In termini assoluti, il valore cumulato di N perso per volatilizzazione è stato nelle prove condotte dell'ordine del 4-5%. Questo valore misurato è in linea con i risultati forniti dal modello di calcolo della volatilizzazione dell'ammonica ALFAM (Sommer e Hutchings) applicato in condizioni agronomiche

e pedoclimatiche simili; il confronto tra i valori misurati e simulati indica che i metodi utilizzati per le misurazioni effettuate nel corso delle campagne danno risultati attendibili anche se, data la grande variabilità delle condizioni pedologiche, meteorologiche e gestionali che è possibile incontrare in campo, per una più approfondita calibrazione del modulo volatilizzazione del sistema modellistico ARMOSA, si rende necessario proseguire le indagini con ulteriori campagne di misura.

Nella pianura lombarda, caratterizzata da una produzione agricola intensiva che insiste sul più grande

Tabella 18. Confronto tra la percentuale di azoto volatilizzata sul totale dell'azoto ammoniacale (%TAN) misurato e i valori ottenuti con il modello di simulazione ALFAM (<http://alfam.dk/alfam/>)

	Misurato	Simulato
	% TAN	% TAN
CARPANETA	2.5 ±0.7	2.35
CORNAREDO	5.5 ±0.9	4.15
LANDRIANO	4.00	3.8

9) Conclusioni

acquifero europeo, la compromissione della qualità dei corpi idrici sotterranei e superficiali dovuta alla lisciviazione dei nitrati rappresenta una tematica ambientale di primaria importanza. La rete dei siti di monitoraggio ARMOSA è stata allestita per misurare il potenziale rilascio di nitrati dai suoli agrari e per generare dati necessari a sviluppare un modello di simulazione della crescita delle colture erbacee e della dinamica dell'acqua e dell'azoto nel continuum suolo-pianta-atmosfera.

L'intero data set delle misure effettuate da un lato indica che nelle acque drenate dai suoli coltivati sono spesso presenti alte concentrazioni di nitrati dall'altro mostra la possibilità di rispettare le norme poste dalla Direttiva Nitrati (676/91/CE).

L'irrigazione risulta determinante nei rilasci di azoto nel periodo estivo. I valori di leaching mensili nei mesi di giugno, luglio ed agosto sono infatti spesso molto elevati, causati dalla percolazione dovuta agli elevati volumi irrigui. Il data set sperimentale suggerisce quindi la necessità di porre prioritaria attenzione a gestire in modo appropriato l'irrigazione, aumentando eventualmente gli interventi irrigui e adottando sistemi più efficienti che richiedono volumi ridotti. Il lavoro ha inoltre confermato come una inadeguata gestione della fertilizzazione minerale possa avere effetti rilevanti. Infatti, l'azoto minerale, è soggetto a forte lisciviazione se è applicato non considerando gli effettivi bisogni della pianta e il suo ritmo di assorbimento, tanto più se l'applicazione del solo azoto organico già eccede la domanda complessiva di azoto della coltura.

Un altro evidente risultato del lavoro indica invece che l'apporto di elevati quantitativi di azoto organico, non compromette la qualità delle acque sotterranee, nel caso in cui questo sia usato nell'ambito di un piano di concimazione in sostituzione dell'azoto minerale.

Un altro fattore che si è confermato determinante è quello relativo alla scelta colturale. Inserire una "catch crop", come la loiessa, all'interno di una omosuccessione di mais permette di ottenere rese adeguate, applicare reflui zootecnici due volte l'anno, senza il pericolo di rilasci significativi in falda di azoto, essendo la coltura autunno-vernina in grado di assorbire l'azoto che sarebbe altrimenti soggetto a rischio di lisciviazione.

Il modello di simulazione ARMOSA è stato calibrato e validato utilizzando i dati acquisiti durante il periodo di monitoraggio. La valutazione della performance ha dato esiti più che positivi, confermando l'affidabilità nel predire la crescita e lo sviluppo colturale, il bilancio idrico e dell'azoto nel suolo. Il modello è quindi utilizzabile in scenari simili a quelli individuati nei siti di monitoraggio, rappre-

sentando un utile strumento di supporto decisionale alle pratiche agricole da adottare e alla valutazione e monitoraggio dell'efficacia dei Programmi d'Azione attuati in applicazione della Direttiva Nitrati.

L'applicazione territoriale del modello ARMOSA ed il confronto tra le diverse gestioni della concimazione azotata simulate hanno indicato chiaramente una netta diminuzione dei rilasci di azoto dovuti alla lisciviazione quando: (i) è diminuita la concimazione minerale e aumentata al contempo la fertilizzazione organica, (ii) sono introdotte catch crop entro le rotazioni più rappresentative dell'areale lombardo, (iii) sono interrati i residui colturali, (iv) sono applicate modalità di gestione della fertilizzazione rispettose dei fabbisogni colturali e tali da massimizzare l'efficienza di utilizzazione degli effluenti di allevamento e dei concimi minerali.

L'analisi svolta ha quindi delineato che una gestione agronomica sostenibile è attuabile ed è in grado di assicurare sia produzioni del tutto simili a quelle attuali sia diminuzioni sensibili delle perdite di azoto per lisciviazione.

Acutis, M., Ducco, G., Grignani, C., 2000. Stochastic use of the LEACHN model to forecast nitrate

Bibliografia

leaching in different maize cropping systems. *Eur. J. Agron.* 13, 191-206.

Acutis, M., Brenna, S., Pastori, M., Basile, A., De Mascellis, R., Bonfante, A., Manna, P., Perego, A., Fumagalli, M., Gusberti, D., Velardo, M.C., Trevisiol, P., Sciacaluga, M., Albani, G., Malucelli, F., Vingiani, S., Orefice, N., 2007. “Modellizzazione della dinamica dell’acqua e dell’azoto nei suoli agricoli lombardi – Progetto ARMOSA” - (“Modelling water and nitrose dynamics Nitrogen in Lombardy”) Regione Lombardia quaderno della ricerca n. 65.

BBCH Monograph, 2. Edition, 2001. Growth stages of mono-and dicotyledonous plants. Edited by Uwe Meier. Federal Biological Research Centre for Agriculture and Forestry.

Bechini, L., Castoldi, N., 2009. On-farm monitoring of economic and environmental performances of cropping systems: results of a 2-years study at the field scale in Northern Italy. *Ecol. Indic.* 9, 1096–1113.

Bonfante, A., Basile, A., Acutis, M., De Mascellis, R., Manna, P., Perego, A., Terribile, F., 2010. SWAP, CropSyst and MACRO comparison in two contrasting soils cropped with maize in Northern Italy. *Agr. Water Manage.* 97, 1051–1062.

Confalonieri, R., Bechini, L., 2004. A preliminary evaluation of the simulation model CropSyst for alfalfa. *Eur. J. Agron.* 21, 223–237.

Denmead, O.T. 1983. Micrometeorological methods for measuring gaseous losses of nitrogen in the field. In: *Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems* (Eds J.R. Freney & J.R. Simpson), pp 133-157.

Erisman, J.W., Grennfelt, P., Sutton M., 2003. The European perspective on nitrogen emission and deposition. *Environ. Int.*, 29: 311 – 325.

Fila, G., Bellocchi, G., Acutis, M., Donatelli, M., 2003. IRENE: a software to evaluate model performance. *Eur. J. Agron.* 18 (3–4), 369–372.

Freney, J.R., Simpson J.R., Denmead O.T., 1983. Volatilization of ammonia. *Gaseous of nitrogen from plant-soil system.* (Eds) J.R. Freney & J.R Simpson. pp. 1-32. Martinus Nijhoff, The Hague.

Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B. & Cosby, B.J. 2003. The Nitrogen Cascade. *BioScience*, 53 (4), 341-356.

Grignani, C., Zavattaro L., 2000. A survey on actual agricultural practices and their effects on the mineral nitrogen concentration of the soil solution. *Eur. J. Agron.* 12, 251-268.

Hargreaves, G.H., Samani, Z.A., 1985. Reference crop evapotranspiration from temperature. *Appl. Eng. Agr.* 1, 96-99.

Herrmann, A., Taube, F., 2004. The range of the critical nitrogen dilution curve for maize (*Zea mays* L.) can be extended until silage maturity. *Agron. J.* 96, 1131–1138.

Jarvis, N.J., 1989. A simple empirical model of root water uptake. *J. Hydrol.* 107, 57–72.

Justes, E., Mary, B., Meynard, J. M., Machet, J. M., Thelier-Huch, L., 1994. Determination of a criti-

- cal nitrogen dilution curve for winter wheat crops. *Ann. Bot.* 74, 397–407.
- Kaimal, J.C. & Finnigan, J.J. 1994. Atmospheric boundary layer flows – their structure and measurements, pp 289, Oxford University Press, Oxford.
- Lauer, D.A., Bouldin, D.A., Klausner, S.D., 1976. Ammonia volatilization from dairy manure spread on the soil surface, *J Environ. Qual.* 5:134-141.
- Loague, K., Green, R.E., 1991. Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: overview and application. *J. Contam. Hydrol.* 7, 51–73.
- Lord, E.I., Shepherd, M. A., 1993. Developments in the use of porous ceramic cups for measuring nitrate leaching. *J. Soil Sci.* 44, 435-449.
- Loubet, B., Géniermont, S, Ferrara, R., Bedos, C. Decuq, C., Personne, E., Fanucci, O., Durand, B., Rana, G., Cellier, P., 2010. An inverse model to estimate ammonia emissions from fields. *Eur. J. Soil. Sci.*, 61, 793-805.
- Loubet, B., Milford, C., Sutton, M.A., Cellier, P., 2001. Investigation of the interaction between sources and sinks of atmospheric ammonia in a upland landscape using a simplified dispersion-exchange model. *J. Geoph. Res.*, 10(D20) 24, 183 - 24, 195.
- Mantovi, P., Fumagalli, L., Beretta, G. P., Guermandi, M., 2006. Nitrate leaching through the unsaturated zone following pig slurry applications. *J. Hydrol.* 316, 195–212.
- Martorana, F., Bellocchi, G., 1999. A review of methodologies to evaluate agroecosystems simulation models. *Ital. J. Agron.* 3 (1), 19–39.
- Mirschel, W., Wenkel, K.O., Wegehenkel, M., Kersebaum, K.C., Schindler, U., Hecker, J.M., 2007. Muencheberg field trial data set for agro-ecosystem model validation. In: Kersebaum C.K., Hecker J.M., Mirschel W. Wegehenkel M. (Eds). *Modelling water and nutrient dynamics in soil-crop systems*. Springer, Dordrecht, pp 219-243.
- Onofrii, M., Tomasoni, C., Borrelli, L., Berardo, N., 1990. Valutazione quanti-qualitativa di graminacee foraggiere estive: panico e miglio perlato. *Informatore Agrario* 48, 31-35.
- Pellerin, S., Mollier, A., Plenet, D., 2000. Phosphorus deficiency affects the rate of emergence and number of maize adventitious nodal roots. *Agronomy Journal* 92, 690-697.
- Plénet, D., Lemaire, G., 2000. Relationship between dynamics of nitrogen uptake and dry matter accumulation in maize crops. Determination of critical concentration. *Plant Soil* 216, 65–82.
- Rana, G., Mastroilli, M., 1998. Ammonia emissions from fields treated with green manure in a Mediterranean climate. *Agricultural and Forest Meteorology*, 90, 265-274.
- Reynolds, W.D., Elrick, D.E., 2002. Falling head soil core (tank) method. In: Dane J.H., Topp G.C. (Eds), *Methods of Soil Analysis. Part 4. Physical Methods*. SSSA Book Series No. 5, SSSA, Madison, WI, pp. 809–812.
- Robinson, D.A., Jones, S.B., Wraith, J.M., Or, D., Friedman, S.P., 2003. A review of advances in die-

- lectric and electrical conductivity measurement in soils using time domain reflectometry (in *Advances in measurement and monitoring methods*). *Vadose Zone J.* 2, 444–475.
- Sacco, D., Bassanino, M., Grignani, C., 2003. Developing a regional agronomic information system for estimating nutrient balances at a larger scale. *Eur. J. Agron.* 20: 199-210.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J., 1981. *Biometry*, 2nd ed.. W. H. Freeman and Company, New York.
- Søgaard, H.T., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Huijsmans, J.F.M., Bussink, D.W., Nicholson, F., 2002. Ammonia volatilization from field-applied animal manure - the ALFAM model. *Atmos. Environ.*, 36: 3309–3319.
- Sommer, S.G., Générmont, S., Cellier, P., Hutchings, N.J., Olesen, J.E., Morvan, T., 2003. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *Eur. J. Agron.*, 19: 465 - 486.
- Stöckle, C., Martin, S., Campbell, G., 1992. A model to assess environmental impact of cropping systems. *Am. Soc. Agric. Eng. Paper No.* 92–2041.
- Stöckle, C.O., Donatelli, M., Nelson, R., 2003. CropSyst a cropping systems simulation model. *Eur. J. Agron.* 18, 289–307.
- Topp, G.C., J.L. Davis, A.P. Annan. 1980. Electromagnetic determination of soil water content: measurements in coaxial transmission lines. *Water Resources Research* 16 (3), 574-582.
- USDA, 1977. *Keys to Soil Taxonomy*. Soil Survey Staff, Soil Conservation Service U.S. Dept. of agriculture, 7th ed. Pocahontas Press Inc., Virginia, USA, 545 pp.
- Van Dam, J.C., Feddes, R.A., 2000. Numerical simulation of infiltration, evaporation and shallow groundwater levels with the Richards equation: simulation of field scale water flow and bromide transport in a cracked clay soil. *J. Hydrol.* 233, 72–85.
- Van Dam, J.C., Huygen, J., Wesseling, J.G., Feddes, R.A., Kabat, P., van Walsum, P., Groenendijk, P., van Diepen, C.A., 1997. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Atmosphere-Plant environment, Theory of SWAP version 2.0, Report 71, Technical Document 45. DLO Winand Staring Centre, Wageningen.
- Van der Velde, Y., de Rooij, G.H., Rozemeijer, J.C., van Geer, F.C., Broers, H.P., 2010. Nitrate response of a lowland catchment: On the relation between stream concentration and travel time distribution dynamics. *Water Resour. Res.* 46, W11534.
- Van Heemst, H.D.J., 1988. Plant data values required for simple crop growth simulation models: Review and bibliography. Simulation Report CABO-TT nr. 17. Centre for Agrobiological Research (CABO) and Dep. Theoretical Production Ecol., Agricultural University Wageningen, Wageningen, The Netherlands.
- Zhang, K.F., 2010. Evaluation of a generic agro-hydrological model for water and nitrogen dynamics (SMCR_N) in the soil-wheat system. *Agric. Ecosyst. Environ.* 137, 202-212.



RegioneLombardia

Agricoltura

Il sito della ricerca in agricoltura
www.agricoltura.regione.lombardia.it