



*Dipartimento di Produzione Vegetale*

*Università degli Studi di Milano*

*Via Celoria 2, 20133 Milano*

luca.bechini@unimi.it, <http://users.unimi.it/bechini>

---

## **La modellistica dei sistemi colturali applicata al SITPAS**

di Luca Bechini

### **Introduzione**

Tra gli aspetti ambientali dell'attività agricola, quelli relativi al ciclo della sostanza organica e dei nutrienti sono fra i più importanti: la gestione dei reflui assume una grande importanza nelle aziende zootecniche (Maggiore et al., 1998), e, più in generale, indipendentemente dall'indirizzo produttivo, in tutte le aziende il mantenimento di adeguati livelli di sostanza organica nel terreno è considerato un attributo di sostenibilità (Smith et al., 2000).

Per quanto riguarda i reflui zootecnici, l'azoto (N) perso dal sistema (per lisciviazione, volatilizzazione e denitrificazione) costituisce una perdita economica da un lato e ambientale dall'altro (contaminazione delle acque con nitrati, aumento della quantità di ammoniaca in atmosfera). Il problema è particolarmente evidente negli allevamenti intensivi, dove si registrano elevati surplus azotati (il surplus è definito come la differenza tra entrate e uscite di azoto a livello di azienda agricola). Grignani (1996), in un'indagine su 111 aziende della pianura Piemontese, ha infatti rilevato valori medi di surplus compresi tra 114 e 308 kg N ha<sup>-1</sup>, a seconda della tipologia aziendale.

Nell'ultimo decennio sono stati promulgati diversi provvedimenti legislativi e incentivi economici per cercare di ridurre gli effetti negativi delle attività agricole sull'ambiente e promuovere da un lato attività di monitoraggio, dall'altro sistemi colturali e aziendali più sostenibili. Un esempio interessante, che riguarda il potenziale inquinamento azotato è la cosiddetta direttiva "nitrati" della Ce (Consiglio delle Comunità Europee, 1991), che, per prevenire e monitorare l'inquinamento delle acque, stabilisce che le zone vulnerabili devono essere definite in base alla concentrazione in nitrati, attuale o prevista, delle acque superficiali e sotterranee, e in base alle "caratteristiche fisiche e ambientali delle acque e dei terreni", nonché "all'attuale comprensione del comportamento dei composti azotati nell'ambiente (acque e terreni)". Tra gli strumenti informatici a disposizione per la gestione a scala territoriale di interventi di questo tipo, i modelli di simulazione dei sistemi colturali, opportunamente integrati con conoscenze già informatizzate, possono essere di notevole ausilio.

Un modello di simulazione è un insieme di relazioni che descrivono formalmente il comportamento di un sistema. Tali relazioni sono spesso rappresentate da formule matematiche implementate in un software (Leffelaar, 1993). I modelli dinamici, più comunemente usati per lo studio dei sistemi colturali, descrivono i cambiamenti del sistema nel tempo in funzione delle condizioni iniziali, delle caratteristiche pedoclimatiche, delle caratteristiche morfo-fisiologiche delle colture e delle agrotecniche.

Tali modelli sono importanti perché consentono di valutare in modo integrato gli effetti che il pedoclima, la specie e/o la varietà coltivata e la gestione agronomica hanno sul sistema in condizioni molto variabili (incluse le condizioni estreme), rappresentano una sintesi delle conoscenze scientifiche disponibili che altrimenti

sarebbero difficilmente integrabili e infine consentono, su vaste aree di territorio, la stima di variabili non altrimenti misurabili a costi ragionevoli (es. lisciviazione di nitrati); i modelli possono infatti essere applicati a vaste aree e a lunghi periodi di tempo senza causare un incremento sostanziale dei costi.

Il database costituito nel corso del progetto SITPAS (descritto nelle relazioni presentate a questo convegno: "Progettazione e implementazione della banca dati SITPAS" e "Applicazione e utilizzo della banca dati SITPAS") ha tutti i requisiti per fornire molti input agronomici ed ambientali (sia a scala aziendale, sia a scala territoriale) ai modelli di simulazione dei sistemi colturali e consentire quindi alcune stime di impatto ambientale delle attività agricole, così come anche richiesto dalla Ce per la valutazione di medio termine ed ex-post dei piani di sviluppo rurale e delle misure agroambientali in particolare (European Commission, Directorate General for Agriculture, 2000).

L'obiettivo di questo lavoro è quello di mostrare alcune metodologie di analisi di alcuni processi agroambientali relativi ai sistemi agricoli con l'ausilio di modelli; i semplici esempi proposti potranno successivamente essere applicati più estesamente facendo riferimento alle condizioni reali effettivamente rilevate nelle aziende del Parco Agricolo Sud Milano (PASM), tutte censite nel corso del progetto.

Obiettivi specifici di questo lavoro sono:

1. la previsione dell'evoluzione della sostanza organica nei terreni del PASM, ponendo a confronto diversi scenari di gestione dei residui colturali e dei reflui zootecnici per l'intero territorio del Parco;

2. l'analisi delle dinamiche dell'acqua e dell'azoto in tre sistemi colturali di diverse aziende del PASM.

## Materiali e metodi

### *Analisi di scenari per la gestione della sostanza organica*

Si è utilizzato il modello di Hénin e Dupuis (1945) e lo si è applicato a dati analitici georeferenziati e interpolati nello spazio. Il modello di Hénin e Dupuis stima il contenuto in sostanza organica del terreno all'equilibrio ( $SOM_e$ ) per un suolo con applicazione costante di ammendanti (residui colturali, reflui zootecnici, ecc.).  $SOM_e$  ( $g\ kg^{-1}$ ) è calcolato come  $(k_1 \cdot A)/(k_2 \cdot M)$ , dove  $k_1$  è il coefficiente isoumico dell'ammendante distribuito ( $kg\ SOM\ kg\ ammendante^{-1}$ ),  $A$  è la quantità di ammendante distribuito ( $kg\ ha^{-1}\ y^{-1}$ ),  $k_2$  è il coefficiente di mineralizzazione della sostanza organica del suolo ( $y^{-1}$ ), ed  $M$  è la massa di suolo ( $t\ ha^{-1}$ ). Usando la relazione proposta da Mary e Guérif (1984), il coefficiente  $k_2$  è stato stimato con l'equazione  $(1200 \cdot f_0)/[(200 + c) \cdot (200 + 0.3 \cdot l)]$ , dove  $c$  = contenuto di argilla ( $g\ kg^{-1}$ ),  $l$  = contenuto in calcare totale ( $g\ kg^{-1}$ ) ed  $f_0 = 0.2 \cdot (T - 0.5)$ , dove  $T$  = temperatura media annuale dell'aria (pari a 12,5 °C per la stazione di Milano-Linate, dalla quale sono stati tratti i dati per questo studio).

Il modello è stato applicato all'intero territorio delle Province di Milano e Lodi, per le quali si disponeva di un esteso set di dati analitici georeferenziati dei terreni. Con apposite procedure geostatistiche (De Ferrari et al., 2002), le proprietà chimico-fisiche del suolo necessarie per l'applicazione del modello (contenuto in scheletro, sabbia, limo e calcare) sono state interpolate nello spazio per l'area di studio su una

griglia di 100 m × 100 m. L'argilla è stata stimata successivamente per differenza, a partire dai valori interpolati di sabbia e limo; la massa di suolo  $M$  è stata stimata con l'equazione  $M = d \cdot 10^4 \cdot p$ , dove  $d$  è la densità apparente ( $t\ m^{-3}$ ; calcolata tramite l'equazione proposta da Saxton et al., 1986), e  $p$  è la profondità di aratura (m).

Sono stati quindi ipotizzati tre diversi scenari di gestione dei reflui zootecnici e dei residui colturali (Bocchi et al., 2001), schematizzati in Tabella 1.

Tabella 1. *Scenari di gestione della sostanza organica*

Scenario	Ammendanti distribuiti	A ( $t\ ha^{-1}\ y^{-1}$ )	k1	p (m)
1. Azienda da latte	letame, radici di riso	10.9	0.27	0.30
2. Azienda suinicola	stocchi e radici di mais	14.4	0.13	0.35
3. Azienda da latte a bassa intensità	letame; residui e radici di mais e orzo	7.9	0.22	0.25

Come indicato anche da Boiffin et al. (1986),  $A$  e  $k1$  sono stati ottenuti calcolando la media pesata dei diversi ammendanti utilizzati. Per ognuno dei tre scenari, il modello è stato applicato agli input spazializzati per l'intera area di studio e come risultato è stata quindi ottenuta una mappa di  $SOM_e$  per ogni scenario.

### ***Studio dell'azoto nel sistema suolo-coltura in tre aziende***

#### *Rotazioni e agrotecnica*

Sono state scelte tre aziende, diverse per indirizzo produttivo e gestione della fertilità azotata. Esse sono descritte in Tabella 2 e Tabella 3 e sono collocate in comuni della zona Nord-Ovest del Parco (Sedriano, Albairate, Bareggio; tutti i comuni appartengono alla Provincia di Milano). Di ogni azienda è stata studiata la rotazione che occupa la maggior parte della superficie aziendale. Per determinare il carico di azoto di origine animale in ogni azienda si è calcolato il peso vivo totale

dell'allevamento e lo si è quindi moltiplicato per un coefficiente (Progetto Reflui CNR, 2000) che rappresenta la quantità di azoto prodotto in stalla, al netto delle perdite per rimozione dei liquami dalla stalla stessa ( $144 \text{ kg N t p.v.}^{-1} \text{ y}^{-1}$  per i bovini da latte; 109 per i bovini da carne).

Tabella 2. Descrizione delle tre aziende studiate

Azienda	Indirizzo produttivo	Comune	SAU (ha)	Rotazione studiata	Superficie della rotazione studiata (ha)	Unità Cartografica da carta pedologica (ERSAL, 1993)
A	Latte e Carne (bovini)	Sedriano	59,1	mais trinciato 700 - loglio italico / mais trinciato 600 - prato avvicendato polifita - set-aside	53,6	UC 6 (MET1)
B	Cerealicolo	Albairate	13,3	mais granella 700	13,3	UC 11 (NOG1)
C	Latte	Bareggio	20,0	mais trinciato 600 - loglio italico	10,2	UC 5 (ILA1)

N.B.: è indicata la classe di maturità degli ibridi di mais utilizzati

Tabella 3. Carico di azoto nelle tre aziende

Azienda	Peso vivo (kg p.v.)	Peso vivo unitario (kg p.v. ha <sup>-1</sup> )	Carico di azoto stimato al netto delle perdite in stalla (kg N)	Carico unitario di azoto di origine animale (kg N ha <sup>-1</sup> )	Carico unitario di azoto di origine minerale (kg N ha <sup>-1</sup> )	Carico unitario di azoto (kg N ha <sup>-1</sup> )
A	121550	2057	16610	281	142	423
B	-	-	-	-	214	214
C	56790	2840	8196	410	115	525

Le due aziende zootecniche presentano carichi di azoto piuttosto elevati, in particolare l'azienda C. Per quanto riguarda le distribuzioni di reflui, gli agricoltori hanno dichiarato soltanto le date in cui effettuano tali operazioni e non le quantità effettivamente distribuite alle diverse colture: in mancanza di tali indicazioni, il carico di azoto disponibile è stato ripartito all'interno dell'azienda ipotizzando che le dosi applicate per ettaro siano collocate in questo ordine: loglio < mais < prato.

*Inquadramento pedologico*

Le rotazioni studiate sono praticate su suoli la cui Unità Cartografica nel Settore Occidentale del PASM (UC) è indicata in Tabella 2; i suoli sono così descritti (ERSAL, 1993):

- UC 5 (ILA1): substrato ghiaioso, suoli sottili, drenaggio mediocre, tessitura franco-sabbiosa sia in superficie sia in profondità; scheletro di norma abbondante (da 25 a 50% in volume); acqua utile stimata per l'intero profilo: 38 mm;
- UC 6 (MET1): substrato ghiaioso poco alterato, drenaggio rapido, falda a profondità superiori a 1,5 m; suoli sottili, limitati dal substrato ghiaioso, drenaggio rapido, tessitura franca nello strato coltivato, franco-sabbiosa o franca in profondità, con scheletro da frequente ad abbondante in superficie (circa il 50% in volume), molto abbondante in profondità; profondità utile 60 cm, acqua utile stimata per l'intero profilo: 50 mm;
- UC 11 (NOG1): substrato costituito da sabbie e ghiaie; drenaggio buono, falda a profondità di poco superiori al metro; profondità tra 1 e 1,30 m; drenaggio buono; acqua utile stimata per l'intero profilo: 130 mm.

*Modello di simulazione e sua parametrizzazione*

E' stato utilizzato il modello CropSyst (Stockle e Nelson, 2002), nella versione 3.02.28 del 10 settembre 2002. Informazioni di dettaglio sulla parametrizzazione colturale e pedo-climatica sono forniti da Bechini (1999). E' stato utilizzato il modulo di infiltrazione idrica a serbatoi (o "a cascata").

La parametrizzazione relativa ai reflui zootecnici è stata così condotta:

- il "decomposition time constant" è stato impostato a 350 giorni per i reflui prodotti da allevamenti bovini (Bechini, 1999);
- è stata impostata la distribuzione di reflui zootecnici liquidi non seguita da incorporamento nel terreno: in tal caso, il modello assume che il 60% dell'azoto ammoniacale presente nel refluo (qui stimato pari al 50% dell'azoto totale) sia perso per volatilizzazione dopo la distribuzione in campo. Tale valore è in accordo con i numerosi riferimenti bibliografici riportati da Générmont (1996; pagg. 39-88);
- le date di distribuzione dei reflui sono sempre state quelle dichiarate dagli agricoltori.

Inoltre, non sempre tutte le colture appartenenti ad una rotazione hanno ogni anno le stesse superfici: è stato quindi necessario tenere conto di queste differenze nell'applicazione del modello, allungando la rotazione praticata con il modello in modo che i rapporti nel tempo tra le colture siano complessivamente uguali a quelli medi nello spazio. Per il mais e il prato è stato utilizzato l'algoritmo di irrigazione automatica di CropSyst.

#### *Analisi dei risultati del modello*

Vengono presentati i risultati medi a scala annuale e mensile per i componenti del bilancio idrico e i componenti del bilancio dell'azoto minerale nel suolo. I risultati mensili sono presentati sia per brevi periodi (come esempi di situazioni-tipo), sia come medie della rotazione (per identificare i periodi mediamente più soggetti a perdite di azoto nitrico).

## Risultati

### *Analisi di scenari per la gestione della sostanza organica*

Le mappe di  $SOM_e$  ottenute con il modello di Hénin-Dupuis sono riportate in Figura 1, Figura 2 e Figura 3. La variabilità osservata fra i tre scenari è spiegabile tramite le diverse combinazioni dei valori di  $A$ ,  $k1$  e  $d$ . A causa dell'alto coefficiente isoumico, della elevata quantità di ammendanti applicati e della ridotta profondità di aratura, il primo scenario è quello che mostra i valori più elevati del contenuto in sostanza organica all'equilibrio. Il secondo scenario presenta i valori più bassi a causa del ridotto  $k1$  e della maggiore profondità di aratura. Il terzo scenario è intermedio fra i due.

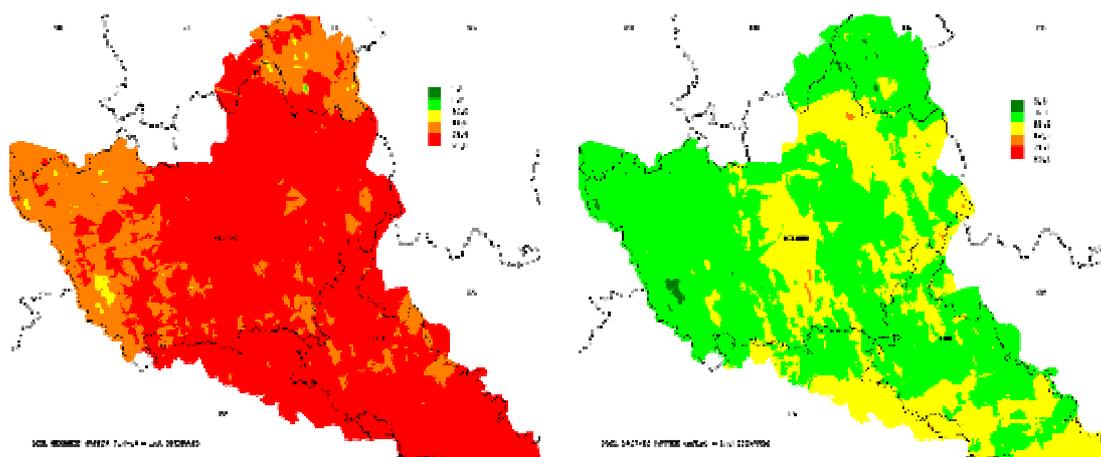


Figura 1.  $SOM_e$  ( $g\ kg^{-1}$ ), scenario 1      Figura 2.  $SOM_e$  ( $g\ kg^{-1}$ ), scenario 2

Queste mappe consentono di confrontare non solo diversi scenari, ma anche diverse porzioni di territorio che reagiscono in modo differenziato allo stesso scenario agronomico; diverse aree hanno infatti diversi coefficienti di mineralizzazione  $k2$  dovuti alla differente tessitura e presentano quindi valori di  $SOM_e$  diversi. Da questo punto di vista nell'area in studio si osservano circa gli stessi pattern, a causa della

relazione lineare tra  $k_2$  e contenuto in argilla: i minori accumuli di sostanza organica si verificano infatti nelle zone sabbiose ai confini occidentali della provincia di Milano (fiume Ticino), quelli maggiori nella parte orientale della provincia di Milano e in quella meridionale della provincia di Lodi.

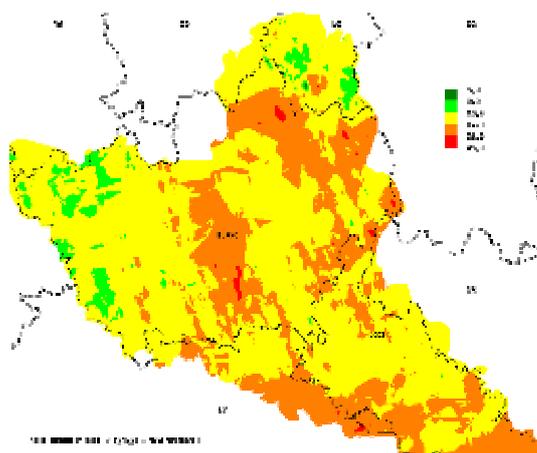


Figura 3.  $SOM_e$  ( $g\ kg^{-1}$ ), scenario 3

### ***Studio dell'azoto nel sistema suolo-coltura in tre aziende***

#### *Rese e asportazioni di azoto delle colture*

Le produzioni simulate (Tabella 4), oltre a mostrare delle buone rese in trinciato e in granella, sono caratterizzate da elevate asportazioni di azoto della pianta intera (comprese le radici) e in generale da una buona nutrizione azotata (si vedano gli elevati valori della concentrazione in azoto della parte aerea alla raccolta).

Tabella 4. Rese e asportazioni di azoto simulate. Valori medi della rotazione

Azienda	Coltura	Resa media (t s.s. ha <sup>-1</sup> )	Asportazione di azoto (kg N ha <sup>-1</sup> )	Concentrazione in azoto della parte aerea (g N kg <sup>-1</sup> )
A	Mais trinciato 700	21,1	275	14
	Loglio italico	5,3	85	25
	Mais trinciato 600	16,1	204	16
B	Mais granella 700	12,4	311	13
C	Mais trinciato 600	16,9	212	14
	Loglio italico	4,4	68	25

*Bilancio idrico*

A titolo esemplificativo si riporta in Figura 4 il bilancio idrico annuale del suolo per l'azienda A. Le precipitazioni medie annuale hanno sempre lo stesso valore per le tre aziende, essendo il dataset meteorologico utilizzato sempre il medesimo (media nell'area studiata: 934 mm y<sup>-1</sup>); l'irrigazione, necessaria per il mais e per il prato, costituisce sempre una parte importante degli apporti idrici (rispetto alle piogge cadute nel periodo semina-raccolta, essa è pari al 58% e 65% per i due mais da trinciato e al 38% per il prato nell'azienda A; al 48% per il mais da granella nell'azienda B; al 65% per il mais da trinciato nell'azienda C). Tali elevati valori si spiegano ricordando che l'irrigazione è poco efficiente, essendo a scorrimento, e si hanno di conseguenza elevate perdite di acqua dal suolo per drenaggio. Queste a loro volta possono costituire il veicolo per l'allontanamento dal profilo di nutrienti e fitofarmaci. Altra importante voce tra le perdite del bilancio idrico è l'evapotraspirazione, in parte costituita dalla traspirazione delle colture.

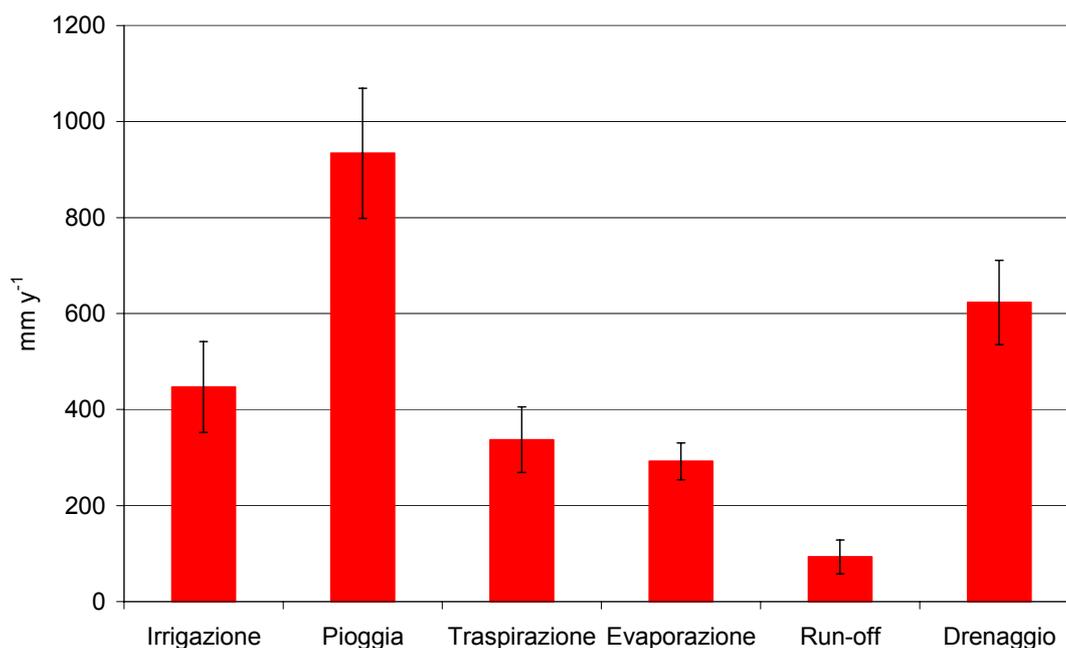


Figura 4. Bilancio idrico annuale del suolo per l'azienda A. Valori medi della rotazione (le barre rappresentano la deviazione standard)

#### Bilancio dell'azoto minerale nel suolo

Nella Tabella 5 vengono presentati i valori medi del bilancio annuale dell'azoto minerale del suolo per le tre rotazioni studiate.

Tabella 5. Valori medi per le principali componenti del bilancio annuale dell'azoto minerale del suolo (kg N ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup>)

Azienda	Azoto apportato in forma minerale	Azoto mineralizzato (residui, humus, reflui)	di cui: Azoto mineralizzato dai reflui	di cui: Azoto mineralizzato dall'humus	Azoto volatilizzato in forma ammoniacale	Azoto lisciviato	Azoto asportato dalla coltura
A	293	246	89	135	61	203	272
B	218	352	0	206	0	255	301
C	437	412	123	266	81	392	367

I principali apporti di azoto minerale sono costituiti da elevate concimazioni (i dati indicati nella colonna "azoto apportato in forma minerale" comprendono sia quello dei fertilizzanti minerali sia la quota ammoniacale dei reflui zootecnici) e dalla quota

mineralizzata dalla sostanza organica del terreno (molto più elevata nell'azienda C che ha suoli più ricchi di sostanza organica) e dai reflui zootecnici. In particolare, la mineralizzazione dell'azoto organico contenuto nei reflui zootecnici fornisce mediamente  $89 \text{ kg N ha}^{-1}$  per l'azienda A e  $123 \text{ kg N ha}^{-1}$  per l'azienda C (che ha un maggiore carico di bestiame); essa rappresenta una quota importante se confrontata con le asportazioni colturali. Più in generale, la mineralizzazione e la concimazione minerale superano di molto le necessità della coltura e questo genera elevate perdite, soprattutto per lisciviazione (anche in conseguenza del metodo irriguo adottato).

Nella Figura 5 è mostrato l'andamento nel tempo della mineralizzazione di azoto dal pool dei reflui zootecnici nel terreno: è chiaramente identificabile il periodo in cui, durante il set-aside, non vengono distribuiti reflui e quindi il pool viene progressivamente esaurito. Successivamente, dal primo anno di prato, gli apporti di reflui vengono ripresi e di conseguenza sale progressivamente la quota mineralizzata. Contestualmente la lisciviazione si riduce, ma con uno sfasamento temporale rispetto alla mineralizzazione, dovuto presumibilmente all'accumulo di azoto in forma minerale nel terreno.

Un aspetto che richiederebbe più attenzione nella formulazione del piano di concimazione è il ruolo della elevata dotazione in azoto minerale del terreno alla semina (ad esempio, nell'azienda A, tale valore è compreso, per i mais coltivati nei diversi anni, tra  $134$  e  $300 \text{ kg N ha}^{-1}$ , con media pari a  $219 \text{ kg N ha}^{-1}$ , Figura 6; si noti che tali dotazioni sono particolarmente elevate in quanto includono già l'ammonio del refluo zootecnico che è stato distribuito in prearatura).

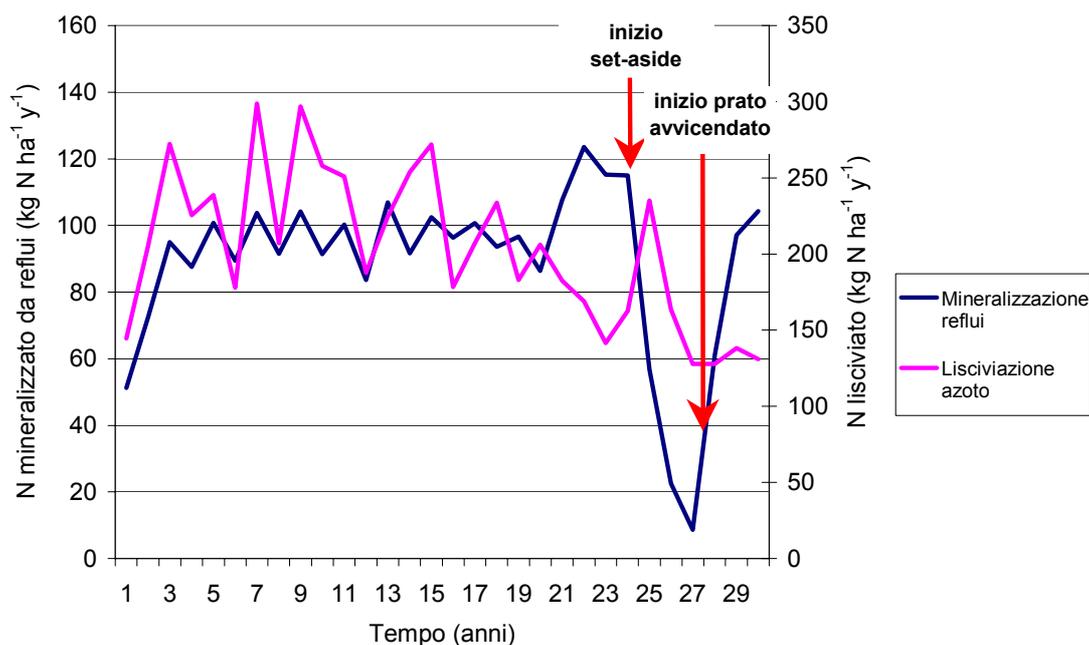


Figura 5. Andamento nel tempo della mineralizzazione dell'azoto da reflui zootecnici e dell'azoto lisciviato ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{y}^{-1}$ ) per l'azienda A. Sono evidenziati l'inizio del set-aside e la sua fine (inizio del prato) per spiegare le variazioni della quota mineralizzata tra anni diversi

Considerando tali elevati quantitativi dell'elemento, e quelli successivamente mineralizzati durante la stagione di crescita delle piante, le dosi di fertilizzanti minerali utilizzati potrebbero essere ridotte, consentendo un risparmio economico ed ambientale.

Un altro importante aspetto che è indagabile con il modello è quello degli elevati livelli di azoto minerale presenti nel terreno alla raccolta della coltura (es. Figura 6 per l'azienda A), che, benché inferiori a quelli simulati in presemina, possono comunque essere facilmente lisciviati se dopo la raccolta il terreno rimane nudo o coperto da vegetazione con apparato radicale poco sviluppato in profondità (es. loglio italico nelle prime fasi di crescita).

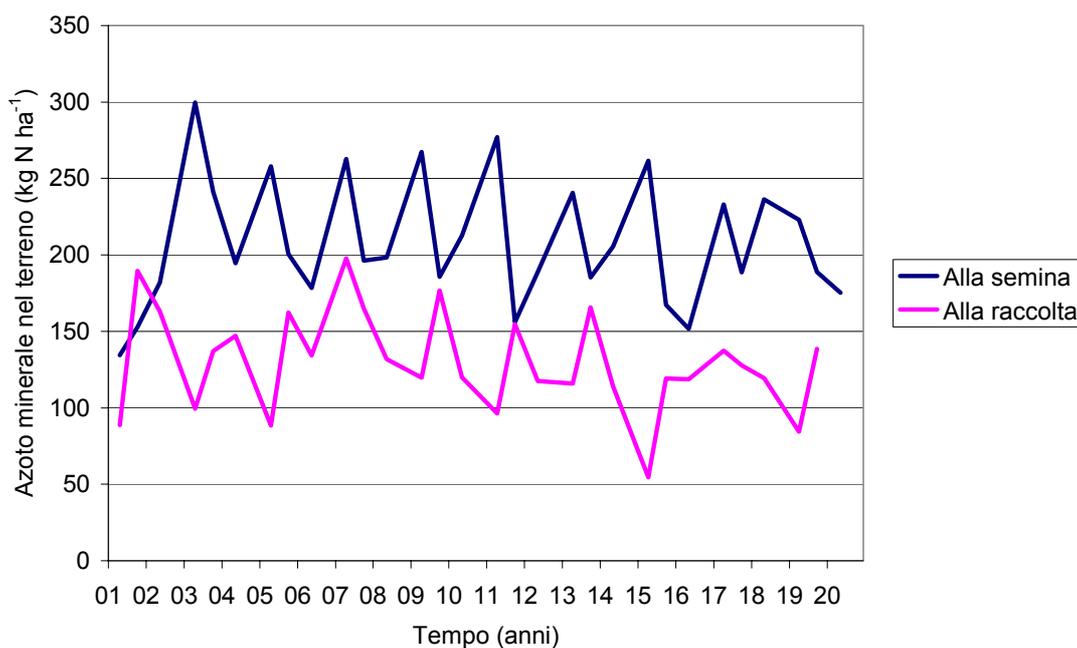


Figura 6. Azoto minerale nel terreno alla semina e alla raccolta delle diverse colture della rotazione nell'azienda A. La successione è: mais da trinciato classe 700 - loglio italico - mais da trinciato classe 600. Valori in  $\text{kg N ha}^{-1}$

Per quanto riguarda le perdite, la denitrificazione assume valori trascurabili (sempre inferiori a  $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ ), mentre la volatilizzazione di ammoniaca è relativamente elevata (i reflui sono distribuiti in superficie ma non sono interrati immediatamente). Anche la lisciviazione costituisce una quota importante delle uscite di azoto dal sistema: le ragioni vanno ricercate nelle concimazioni eccessive, che generano accumuli di azoto minerale nel profilo e che a loro volta possono essere allontanati facilmente allorché l'acqua in eccesso viene drenata dal profilo (fatto che si verifica facilmente a causa della ridotta capacità di ritenzione idrica dei suoli studiati).

Gli episodi di lisciviazione più evidenti si verificano per l'azienda A in giugno e luglio nonostante il terreno sia coltivato (Figura 7 per mais-loglio e Figura 8 per prato

avvicinato); infatti, all'inizio della stagione irrigua (quasi sempre in giugno), l'abbondante acqua di irrigazione allontana i nitrati presenti che si sono precedentemente accumulati nel suolo grazie alla concimazione di presemina, alla mineralizzazione dei reflui ed alla concimazione di copertura. Si hanno poi episodi di lisciviazione, anche se meno evidenti, nei mesi di ottobre e novembre (Figura 7), dovuti alla elevata piovosità del periodo autunnale. Nel corso di questi episodi vengono allontanati i nitrati presenti alla raccolta della coltura estiva, anche se successivamente viene seminata una coltura di copertura come il loglio. Gli episodi di lisciviazione autunnali sono meno intensi rispetto a quelli estivi in quanto le concimazioni effettuate al loglio sono meno abbondanti rispetto a quelle per il mais e, quando il terreno è nudo, i livelli di nitrati nel terreno alla raccolta del mais sono comunque inferiori rispetto a quelli in presemina (Figura 6).

Confrontando la Figura 7 e la Figura 8 si può notare inoltre che gli episodi di lisciviazione sono ridotti (per frequenza e intensità) quando al posto del loglio-mais c'è il prato.

Concludendo, le situazioni più a rischio per la lisciviazione dei nitrati sono:

- l'inizio del periodo irriguo per il mais e il prato (l'irrigazione a scorrimento causa l'allontanamento dei nitrati accumulati nel periodo primaverile);
- i mesi di ottobre/novembre (con o senza il loglio italico) a causa delle piogge autunnali; va sottolineato che, se presente, il loglio ha comunque una ridotta profondità radicale e ridotte esigenze azotate e quindi esplica solo parzialmente un'attività protettiva verso la falda.

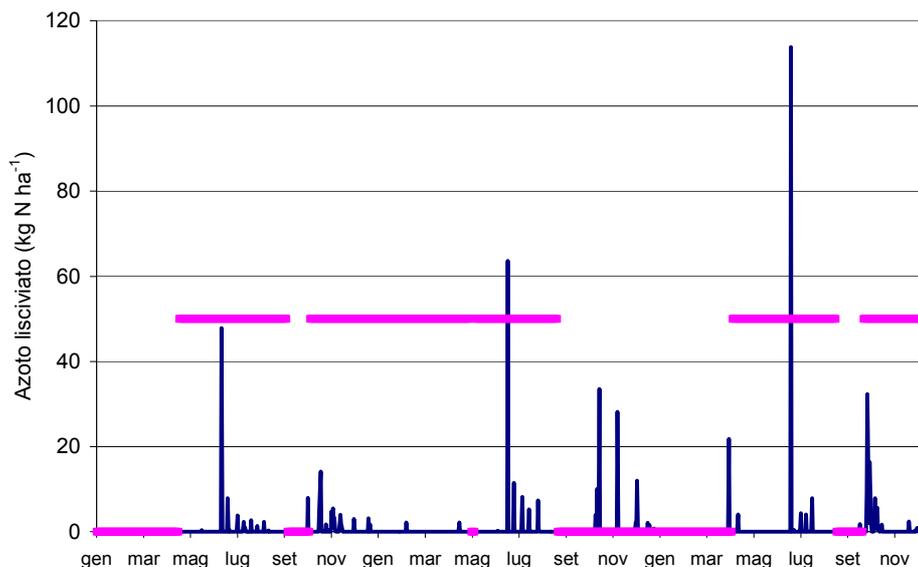


Figura 7. Episodi di lisciviazione per l'azienda A durante un triennio con presenza di loglio italico e mais da trinciato (presenza della coltura segnalata con linea continua orizzontale)

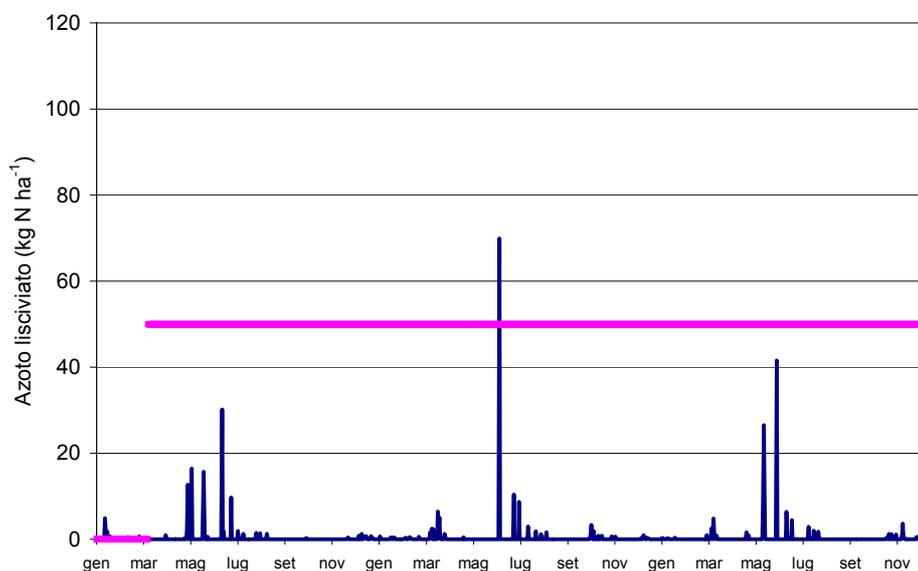


Figura 8. Episodi di lisciviazione per l'azienda A durante un triennio con presenza di prato avvicendato (presenza della coltura segnalata con linea continua orizzontale)

Simili dinamiche si registrano anche nelle altre due aziende. A conferma di ciò, per l'azienda C si propone in Figura 9 un grafico che riporta i valori medi di azoto lisciviato per l'intera rotazione nei diversi mesi dell'anno, integrato con i dati di apporti idrici (piovosità e irrigazioni): vi si possono osservare gli stessi fenomeni già commentati.

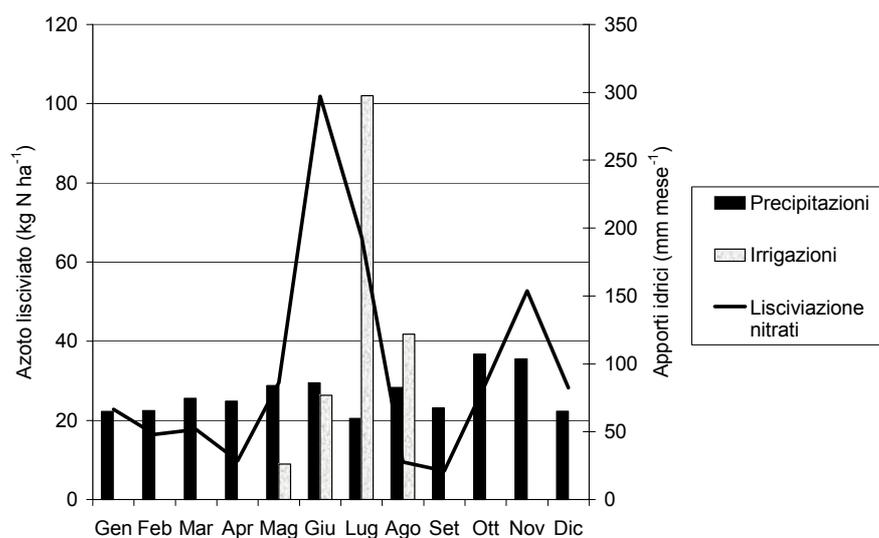


Figura 9. Valori mensili simulati (medie pluriennali) per l'azoto lisciviato, le precipitazioni e le irrigazioni, azienda C.

## **Conclusioni**

L'utilizzo di modelli di simulazione ha consentito di condurre veri e propri "esperimenti virtuali", il cui scopo è stato quello di confrontare scenari e di mettere in evidenza il ruolo di diversi fattori gestionali e ambientali nella determinazione di fenomeni di interesse agroambientale. Nonostante i modelli per alcuni loro aspetti siano ancora affetti da notevole imprecisione, i risultati proposti mostrano che è possibile analizzare un sistema complesso per comprenderne il funzionamento tramite l'ausilio di modelli e per scopi puramente di confronto; le indicazioni di massima così ottenute dovrebbero essere confermate da attività di monitoraggio e/o di sperimentazione.

## **Ringraziamenti**

Il lavoro riportato in questa comunicazione non avrebbe potuto essere portato a compimento senza i dati, il supporto e l'aiuto operativo forniti da queste persone: il Prof. Tommaso Maggiore, Direttore del Dipartimento di Produzione Vegetale dell'Università degli Studi di Milano; il prof. Stefano Bocchi e il dott. Giovanni De Ferrari del Dipartimento di Produzione Vegetale dell'Università degli Studi di Milano; il MAC di Minoprio (in particolare il dott. Marco Castelnuovo) e il dott. Corrado Chietini per la fornitura di dati analitici georeferenziati di analisi dei terreni della provincia di Milano; i dottori Uta Biino, Daniela Bergamo, Matteo Penati, Maria Antonietta Polestra, Stefania Silvestri, Irene Zanichelli che fanno (o hanno fatto) parte del progetto SITPAS, Parco Agricolo Sud Milano; il prof. Claudio O. Stockle e l'ing. Roger Nelson per l'assistenza prestata nel miglioramento del modello CropSyst; il

dott. Luigi Mariani per la fornitura dei dati meteorologici usati in questo lavoro; gli agricoltori le cui aziende sono state prese ad esempio in queste simulazioni.

## Bibliografia

- Bechini, L., 1999. Utilizzo di un GIS e di un modello di simulazione per la previsione a scala territoriale dell'eventuale inquinamento delle acque generato dalla distribuzione di reflui zootecnici. Tesi di dottorato, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Milano.
- Bocchi, S., De Ferrari, G., Bechini, L., 2001. Application of the Hénin-Dupuis model to georeferenced soil analyses, 2nd International Symposium "Modelling Cropping Systems", European Society for Agronomy, pp. 107-108.
- Boiffin, J., Keli Zagbahi, J., Sebillotte, M. 1986. Systemes de culture et statut organique des sols dans le Noyonnais: application du modele de Henin-Dupuis. *Agronomie*, 6: 5, 437-446.
- Consiglio delle Comunità Europee, 1991. *Direttiva 91/676/CEE del Consiglio, del 12 dicembre 1991, relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati da fonti agricole*, Gazzetta ufficiale n. L375 del 31/12/1991, pp. 0001-0008.
- De Ferrari, G., Bechini, L., Bocchi, S., 2002. Zonazione della fertilità dei terreni agrari. *Informatore Agrario*, 13, 27-30.
- ERSAL, 1993. I suoli del Parco Agricolo Sud Milano. Progetto "Carta pedologica", SSR 15, Milano, 196 pp.
- European Commission, Directorate General for Agriculture, 2000. Common Evaluation Questions with Criteria and Indicators. Evaluation of rural development programmes 2000-2006 supported from the European Agricultural Guidance and Guarantee Fund.
- Génermont, S., 1996. Modélisation de la volatilisation d'ammoniac après épandage de lisier sur parcelle agricole. Thèse de Doctorat de l'Université Paul Sabatier, Toulouse, Francia.
- Grignani, C., 1996. Influenza della tipologia di allevamento e dell'ordinamento colturale sul bilancio di elementi nutritivi di aziende padane, *Rivista di Agronomia*, 30, 3 Suppl., 414-422.
- Hénin, S., Dupuis, M., 1945. *Annales agronomiques*, **15**(1), 161-172.
- Leffelaar, P.A. (Ed.), 1993. *On Systems Analysis and Simulation of Ecological Processes*. Kluwer Academic Publishers, 294 pp.
- Maggiore, T., Spallacci, P., Tano, F., 1998. Aspetti agronomici dell'impiego dei reflui zootecnici. *Rivista di Agronomia*, 32: 4, 173-195.

- Mary, B., Guérif, J., 1994. Intérêts et limites des modèles de prévision de l'évolution des matières organiques et de l'azote dans le sol. *Cahiers Agriculture*, 3, 247-257.
- Progetto Reflui CNR, 2000. Progetto coordinato dal Prof. Sangiorgi dell'Istituto di Ingegneria Agraria dell'Università degli Studi di Milano. Risultati preliminari.
- Saxton, K.E., Rawls, W.J., Romberger, J.S., Papendick, R.I., 1986. Estimating generalized soil-water characteristics from texture, *Soil Science Society of America Journal*. 50(3): 1031-1036.
- Smith, O.H., Petersen, G.W., Needelman, B.A., 200. Environmental indicators of agroecosystems. *Advances in Agronomy*, 69: 75-97.
- Stockle, C.O., Nelson, R.L., 2002. CropSyst, cropping systems simulation model. User's Manual. Department of Biological Systems Engineering, Washington State University, Pullman, Washington.