

Valutazione quantitativa delle misure agroambientali del
Piano di Sviluppo Rurale delle Marche

Sintesi finale

INDICE

1.	Composizione del gruppo di lavoro	3
2.	Premessa.....	4
3.	Obiettivi della valutazione quantitativa	5
4.	Metodologia di valutazione.....	5
4.1.	Inquinamento delle acque da nutrienti di origine agricola.....	9
4.2.	Erosione idrica del suolo.....	11
4.3.	Fertilità dei terreni.....	13
4.4.	Bioindicatori	14
5.	Risultati della valutazione	16
5.1.	Applicazione delle misure agroambientali 2000-06	16
5.2.	Caratterizzazione dei siti di monitoraggio	18
5.3.	Impatto delle misure agroambientali sulla qualità dell'acqua	19
5.3.1.	Bilanci apparenti	19
5.3.2.	Qualità dell'acqua superficiale.....	23
5.3.3.	Qualità dell'acqua di falda	30
5.4.	Impatto dei sistemi colturali sull'erosione del suolo	35
5.5.	Impatto dei sistemi colturali sulla fertilità del suolo.....	37
5.6.	Bioindicatori	38
6.	Considerazioni conclusive	43
6.1.	Metodologie di valutazione delle misure agroambientali	43
6.2.	Progettazione futura di misure agroambientali	44
6.3.	Priorità per la ricerca scientifica	46
7.	Raccomandazioni	46
7.1.	Progettazione e attuazione di un SIT integrato per lo sviluppo rurale regionale.....	46
7.2.	Strumenti innovativi a supporto della progettazione, monitoraggio e valutazione delle misure	47
8.	Bibliografia	49

La corretta citazione bibliografica di questo rapporto è:

Roggero, P.P., Toderi, M., Seddaiu, G., Orsini, R., De Sanctis, G., Perugini, M., Corti, G., Cocco, S., Taffetani, F., Rismondo, M., 2008. Valutazione quantitativa dell'impatto delle misure agroambientali del PSR 2000-2006 della Regione Marche. Rapporto finale di progetto. pp. 53.

1. Composizione del gruppo di lavoro

Il gruppo di lavoro che contribuisce alla valutazione ha competenze nel campo dell'Agronomia e coltivazioni erbacee, Pedologia e Botanica (Tabella 1).

Tabella 1 – Composizione del gruppo di lavoro

Personale di ruolo

Nome	Qualifica	Competenza	Dipartimento
Pier Paolo Roggero	prof ordinario	Agronomia coltivazioni erbacee	SAPROV
Marco Toderi	ricercatore		
Giovanna Seddaiu	ricercatore		
Giuseppe Corti	prof associato	Pedologia	
Stefania Cocco	ricercatore		
Fabio Taffetani	prof ordinario	Botanica	
Pietro Lanari	Responsabile	Laboratorio	ASSAM
Maddalena Canella	Funzionario	Agrochimico	
Ettore Marchegiani	Responsabile	Servizio Agrometeo	
Busilacchi Michela	Tecnico		

Personale a contratto

Nome	Qualifica	Competenza
Roberto Orsini	Dottore di ricerca SAPROV	Agronomia
Giuseppe Iezzi	Dottore di ricerca SAPROV	
Giacomo De Sanctis	Dottore di ricerca SAPROV	
Martina Perugini	Dottorando di ricerca SAPROV	
Clorino Cioci	Dottorando di ricerca SAPROV	Pedologia
Michele Rismondo	Dottore di ricerca SAPROV	Botanica

Tabella 2 - Lista delle abbreviazioni

Abbrev.	Significato
AGEA	Agenzia per le erogazioni in agricoltura
ARF	sistema Agroalimentare ambiente Rurale e Foreste
ASSAM	Agenzia per i Servizi del Settore Agroalimentare nelle Marche
CTC	Comitato Tecnico di Coordinamento
DDS	Decreto del Dirigente del Servizio
n-k-xx	n = numero arabo (1-5) corrispondente allo stato di avanzamento; k = numero romano (I-IV) corrispondente allo stralcio del progetto xx = PD, PE, RF
PAC	Politica Agricola Comune
PD	Progetto Definitivo (1-PD)
PE	Progetto Esecutivo
PSR	Piano di Sviluppo Rurale (reg. 1260/99) 2000-2006 per la Regione Marche
RF	Rapporto Finale
RTI	Valutatore indipendente Ecoter-Resco-Unicab
SAPROV	Dipartimento di Scienze Ambientali e delle Produzioni Vegetali, Università Politecnica delle Marche
STAR	Comitato per le Strutture Agricole e Sviluppo Rurale
ZVN	Zona Vulnerabile per l'inquinamento da Nitrati di origine agricola

2. Premessa

Il Piano di Sviluppo Rurale 2000-06 (di seguito PSR) interessa un complesso di attività in campo agricolo ed extra-agricolo dalle quali dipende lo sviluppo economico e sociale di gran parte del territorio delle Marche. Con le risorse disponibili non è possibile conseguire un impatto diretto su un territorio così vasto, per cui il Piano ha prevalentemente la valenza di promuovere azioni in aree pilota, che se ritenute valide possano essere estese a vasti territori della regione.

Il progetto al quale fa riferimento questa sintesi nasce dall'esigenza di fare un approfondimento sulla valutazione quantitativa dell'impatto dell'attuazione delle misure PSR su alcuni indicatori ambientali e di supportare la pianificazione delle azioni future della Regione Marche in materia agro-ambientale. Il lavoro svolto tiene conto dell'esigenza primaria di garantire un reddito soddisfacente ad agricoltori ed allevatori e di tutelare il rinnovamento delle risorse naturali, in osservanza alle direttive europee in materia ambientale (es. direttiva quadro sulle acque e direttiva nitrati).

Il progetto di valutazione quantitativa delle misure agroambientali del PSR, svolto dall'ASSAM con il supporto tecnico-scientifico di un team interdisciplinare del Dipartimento di Scienze Ambientali e delle Produzioni Vegetali dell'Università Politecnica delle Marche, si inserisce nel più ampio contesto del programma di valutazione del PSR affidato dalla Regione Marche al valutatore indipendente RTI, e rappresenta un approfondimento tematico per gli aspetti che riguardano l'impatto delle misure F1 e F2 attuate dalla regione sull'erosione del suolo, la lisciviazione di nitrati e fosforo e la conservazione della fertilità del suolo.

Questa relazione di sintesi riassume le metodologie impiegate e i principali risultati conseguiti nell'ambito del programma di valutazione quantitativa svolto nel periodo ottobre 2007- marzo 2008, il cui progetto definitivo è illustrato nel rapporto 1-PD, elaborato a ottobre 2005 e illustrate in dettaglio nelle relazioni 2-I-RF (dicembre 2005), 3-II-RF (giugno 2006), 4-III-RF (giugno 2007), 5-IV-RF (aprile 2008).

Nella parte introduttiva di questa sintesi verranno illustrate le finalità del progetto, i diversi approcci metodologici adottati e le relative implicazioni nell'affrontare la valutazione dell'impatto dei sistemi colturali sull'erosione idrica del suolo, sulla lisciviazione dei nitrati, sulla fertilità del terreno e sulla biodiversità, con particolare riferimento alle specifiche condizioni della Regione Marche e dei disciplinari previsti nelle misure agroambientali del PSR. Gli effetti delle misure agroambientali verranno trattati alla luce dei risultati conseguiti attraverso il monitoraggio, effettuato in aree campione rappresentative di sistemi agricoli di collina e di pianura della regione, della qualità dell'acqua, delle perdite di suolo per erosione, dei sistemi colturali e di alcuni bioindicatori. I dati del monitoraggio hanno fornito, insieme alla caratterizzazione idrologica, pedologica e della vegetazione delle aree campione, la base informativa necessaria per la simulazione con modelli matematici delle relazioni tra sistemi colturali, perdite di nitrati ed erosione del suolo, i cui risultati sono stati analizzati nei capitoli 5.3, 5.4 e 5.5.

Nella parte finale della relazione sono state riportate le considerazioni conclusive sulla valutazione quantitativa delle misure agroambientali e discusse alcune raccomandazioni sulle strategie di valutazione e di progettazione futura delle misure e sulle priorità per la ricerca scientifica a supporto della valutazione.

3. Obiettivi della valutazione quantitativa

L'obiettivo generale della valutazione quantitativa era quello di analizzare gli effetti dell'applicazione delle principali misure agroambientali adottate dal PSR Marche 2000-2006 sulla dinamica di alcuni dei principali processi bio-fisici che controllano l'impatto dei sistemi colturali sulla qualità del suolo e dell'acqua e la messa a punto di strumenti e metodologie di monitoraggio utili ad estendere i risultati ottenuti nelle aree campione a tutto il territorio regionale.

Le finalità specifiche della valutazione quantitativa possono essere così sintetizzate:

- valutazione quantitativa degli effetti dell'adozione delle misure agroambientali previste dal PSR su alcuni dei principali indicatori di impatto ambientale ed in particolare sull'erosione del suolo da deflusso superficiale, sulla qualità dell'acqua, sulla fertilità del suolo e sulla biodiversità, in riferimento ai più diffusi sistemi colturali delle Marche ed alle caratteristiche specifiche del territorio regionale, in aree campione rappresentative, a scala di bacino;
- valutazione, analisi ed interpretazione di alcuni tra i principali processi biofisici che controllano l'impatto ambientale dei principali sistemi colturali della regione;
- definizione di specifiche metodiche per estendere i risultati ottenuti nelle aree indagate in altri ambienti interessati dalle medesime misure agroambientali;
- contributo alla riflessione sulla progettazione di un sistema di valutazione delle misure agroambientali a scala regionale.

4. Metodologia di valutazione

La scelta dell'approccio metodologico da adottare per la valutazione quantitativa delle misure agroambientali del PSR si è basata su diverse considerazioni:

1. L'analisi delle tipologie di intervento nell'ambito delle misure agroambientali del PSR 2000-2006 (Box 1) ha suggerito l'esigenza di concentrare la valutazione dell'effetto delle misure su alcuni indicatori quantitativi di impatto ambientale, giudicati idonei per il raggiungimento degli obiettivi prefissati e capaci di rispondere ai criteri di valutazione individuati dalla Commissione (Tabella 3) nei documenti VI/8865/99 e VI/12004/00 con il Questionario valutativo comune (QVC) messo a punto dal Comitato Strutture Agricole e Sviluppo Rurale (STAR).

La valutazione è stata pertanto incentrata sull'analisi di indicatori dell'impatto delle misure sull'erosione idrica del suolo, sull'inquinamento da nitrati e fosforo delle acque superficiali e di falda e sulla perdita di fertilità del terreno agrario.

2. Alcuni indicatori suggeriti nei documenti STAR per la valutazione dell'effetto delle misure agroambientali, sono stati considerati insufficienti per la corretta interpretazione dei complessi processi biofisici che regolano la lisciviazione dei nitrati e l'erosione idrica del suolo e la loro dipendenza con le pratiche agricole. Per esempio, il bilancio apparente dei nutrienti, pur fornendo una indicazione del *surplus* di azoto nei sistemi colturali e, quindi, sul loro potenziale inquinante, non è direttamente correlabile con le perdite di nitrati nelle acque in quanto viene stilato su base annuale senza considerare le dinamiche stagionali in cui si possono effettivamente verificare le perdite, che coincidono con i periodi in cui il *surplus* idrico è associato ad un *surplus* di nutrienti in forma lisciviabile. A parità di *surplus* di azoto, potrebbero infatti corrispondere livelli di inquinamento delle acque molto differenti a seconda del periodo in cui si verifica l'eccesso idrico.

Le indicazioni fornite dall'analisi dei bilanci apparenti sono state quindi integrate con altri indicatori di impatto (es.: monitoraggio della concentrazione di nitrati nelle acque di

deflusso superficiale a scala di bacino) e con analisi di scenario ottenute applicando modelli matematici di simulazione.

3. L'esperienza maturata nell'ambito di precedenti ricerche sull'impatto ambientale dei sistemi colturali delle Marche (Roggero et al., 1997b; Iezzi et al., 2002; Seddaiu et al., 2003; Orsini et al., 2004; Roggero et al., 2004, 2005) e sulla valutazione delle misure agroambientali del Reg. 2078/92 a scala regionale (Roggero e Toderi, 2002) ha messo in evidenza la complessità dei processi biofisici che controllano l'impatto ambientale delle pratiche agricole e la dinamica spazio-temporale dei fenomeni in gioco, oltre che la loro marcata sito-specificità. Per questo motivo, la valutazione quantitativa non poteva prescindere da misurazioni dirette degli indicatori di impatto delle misure a scala territoriale, al fine di tenere in considerazione molti elementi che caratterizzano l'agroecosistema, garantendo una maggiore inferenza delle valutazioni. La scelta di approcci riduzionistici a scala parcellare per la valutazione dell'effetto di diverse tecniche colturali, pur permettendo di evidenziare in maniera statisticamente significativa l'effetto di una o più tecniche, non avrebbe consentito di valutare l'effetto complessivo di fattori importanti, quali la gestione delle aree non coltivate e le caratteristiche della rete scolante.
4. La disponibilità di lunghe serie di dati quantitativi su clima, sistemi colturali, deflussi, erosione e qualità dell'acqua superficiale e di falda, derivanti dal monitoraggio a scala di bacino, ha fornito lo strato informativo indispensabile per la calibrazione e validazione di modelli matematici che permettono di simulare i principali processi biofisici che controllano la produttività delle colture, la dinamica dell'acqua, dell'azoto, della sostanza organica nel terreno e le perdite di suolo per erosione. L'applicazione di modelli di simulazione ha consentito di interpretare il peso relativo di diverse tecniche agronomiche adottate dalle misure agroambientali del PSR nella prevenzione e/o riduzione di lisciviazione dei nitrati, erosione idrica e perdita di fertilità del terreno.
5. I modelli di simulazione attualmente disponibili presentano criticità per applicazioni a scala di indagine territoriale. I modelli a scala territoriale (es. USLE) hanno infatti una base empirica molto ampia, basata su esperimenti di campo condotti in aree molto diverse da quella della collina marchigiana per caratteristiche climatiche e pedologiche, e permettono una stima grossolana dell'erosione idrica del suolo media annua sulla base prevalentemente di fattori orografici, climatici e di uso del suolo medio. Altri limiti di applicazione riguardano la scarsa disponibilità di riscontri di campo nel territorio delle Marche in relazione ad alcune delle colture più diffuse (es. girasole, favino, ecc.). Tuttavia, l'applicazione dei modelli di simulazione ha molteplici valenze, tra cui quella di fornire elementi di riflessione sui potenziali effetti del cambiamento delle tecniche colturali in specifici contesti e di evidenziare le lacune di conoscenza scientifica sui processi implicati nell'impatto ambientale di certe tecniche.

La valutazione dell'impatto delle misure agroambientali del PSR sulla lisciviazione dei nitrati, sull'erosione idrica e sulla fertilità del suolo è stata effettuata attraverso l'integrazione di un insieme di approcci metodologici che comprendono misurazioni dirette a scala di bacino dei principali indicatori agroambientali e l'applicazione di modelli matematici di simulazione (Tabella 3), al fine di dare un'interpretazione il più possibile affidabile dei fenomeni studiati.

La valutazione ha riguardato anche alcuni approfondimenti sulla analisi quantitativa delle relazioni tra sistemi colturali e biodiversità vegetale e animale, mediante l'applicazione di una metodologia innovativa che ha permesso di sviluppare bioindicatori di riferimento utili a mettere in evidenza l'impatto di situazioni a diverso grado di intensificazione.

Per ulteriori dettagli sulla metodologia e sui risultati conseguiti nelle diverse fasi della valutazione si rimanda alle relazioni precedenti (Tabella 4).

Box 1- Tipologie di intervento nell'ambito delle misure agroambientali del PSR della Regione Marche.

Misura F1 – Conduzione di terreni agricoli secondo tecniche a basso impatto ambientale e protettive dell'ambiente

Gli aiuti erano volti a compensare le perdite di reddito o i maggiori costi sopportati per l'adozione di pratiche agricole e metodi di gestione migliorativi della buona pratica agricola (BPA) applicati per un periodo di 5 anni.

Gli impegni obbligatori riguardavano:

1. adozione su tutta la superficie aziendale di tecniche di produzione a basso impatto ambientale (piano di concimazione, piano di difesa delle colture con metodo di lotta guidata o integrata, piano di rotazione colturale, regimazione delle acque);
2. mantenimento della copertura vegetale del terreno nel periodo invernale attraverso l'inerbimento controllato della vite e delle colture arboree, la presenza di colture erbacee invernali in atto, la coltivazione di colture intercalari (*cover crops*) nel periodo ottobre – dicembre;
3. interrimento dei residui colturali, tranne che per le colture arboree e la vite, nel caso in cui vengano reimpiegati nell'attività zootecnica;
4. mantenimento delle siepi e delle alberature presenti in azienda;
5. corretta manutenzione della rete idraulica aziendale;
6. nel caso di allevamenti zootecnici, adozione di tecniche che assicurino buone condizioni di igiene e di benessere degli animali, e che prevedano la trasformazione delle deiezioni prodotte in letame o compost.

Gli impegni facoltativi riguardavano:

1. adozione di un progetto aziendale di regimazione delle acque;
2. adozione di tecniche di ingegneria naturalistica per la protezione delle superfici aziendali a rischio di erosione e/o smottamento, quali sponde di corsi d'acqua, scarpate stradali ecc.;
3. creazione di siepi e filari di alberi in terreni agricoli utilizzando specie arboree ed arbustive per il ripristino del paesaggio rurale tradizionale delle aree interessate.

Misura F2 - Conduzione di terreni agricoli secondo tecniche di produzione biologica e protettive dell'ambiente

Gli aiuti erano volti a compensare le perdite di reddito o i maggiori costi sopportati per l'adozione di pratiche agricole biologiche su tutta la superficie aziendale ovvero sulla Unita Tecnica Economica (UTE) applicati per un periodo di 5 anni.

Gli impegni obbligatori riguardavano:

- adozione su tutta la superficie aziendale (UTE) di tecniche di produzione biologica o di conversione al metodo di produzione biologico;
- inerbimento delle colture arboree e della vite per 5 mesi continuativi tra settembre e marzo;
- nel caso di allevamenti zootecnici, adozione di tecniche che assicurino buone condizioni di igiene e di benessere degli animali, e che prevedano la trasformazione delle deiezioni prodotte in letame o compost.

Gli impegni facoltativi riguardavano:

- realizzazione di colture intercalari da sovescio (*cover crops*) e/o la gestione di inerbimenti spontanei da sovescio;
- inerbimento permanente delle colture arboree e della vite;
- mantenimento delle siepi ed alberature presenti in azienda.

Fonte: Rapporto di Aggiornamento della Valutazione Intermedia, Parte II: Analisi a Livello di Misura, R.T.I. (Ecoter- Resco- Unicab), dicembre 2005.

Tabella 3 - Attività previste nella valutazione quantitativa al fine di rispondere ai criteri di valutazione secondo il Questionario valutativo comune della Commissione

Quesito del Questionario valutativo comune	Criterio di valutazione	Attività svolte per rispondere al criterio di valutazione
<i>Quesito VI.1.A: In che misura le risorse naturali sono state salvaguardate in termini di qualità del suolo, per effetto di misure agroambientali?</i>	VI.1.A.1 L'erosione del suolo è stata ridotta	<ul style="list-style-type: none"> • Caratterizzazione climatica, idrogeologica, pedologica e vegetazionale dei siti di monitoraggio • Analisi dei sistemi colturali nei siti di pianura e di collina • Valutazione quantitativa dell'erosione idrica del suolo <ul style="list-style-type: none"> • Determinazione contenuto di solidi sospesi nelle acque di deflusso superficiale in collina • Applicazione di modelli matematici di simulazione (EUROSEM)
<i>Quesito VI.1.A: In che misura le risorse naturali sono state salvaguardate in termini di qualità dell'acqua, per effetto di misure agroambientali?</i>	VI.1.B-1 Riduzione degli input agricoli potenzialmente contaminanti per l'acqua	<ul style="list-style-type: none"> • Caratterizzazione climatica, idrogeologica, pedologica e vegetazionale dei siti di monitoraggio • Analisi dei bioindicatori • Analisi dei sistemi colturali nei siti di pianura e di collina <ul style="list-style-type: none"> • Analisi delle colture, pratiche colturali e produzioni • Determinazione saldo di azoto (indicatore VI.1.B-1.3)
	VI.1.B-2 I meccanismi di trasporto delle sostanze chimiche sono stati ostacolati	<ul style="list-style-type: none"> • Caratterizzazione climatica, idrogeologica, pedologica e vegetazionale dei siti di monitoraggio • Analisi dei sistemi colturali nei siti di pianura e di collina • Monitoraggio della qualità delle acque <ul style="list-style-type: none"> • Monitoraggio del trasporto di nitrati e di fosforo nell'acqua del deflusso in collina • Monitoraggio della dinamica dei nitrati nelle acque della soluzione circolante in pianura
	VI.1.B-3 Migliorata qualità dell'acqua sotterranea e/o di superficie	<ul style="list-style-type: none"> • Caratterizzazione climatica, idrogeologica, pedologica e vegetazionale dei siti di monitoraggio • Monitoraggio della qualità delle acque <ul style="list-style-type: none"> • Determinazione contenuto di nitrati, fosforo nelle acque di deflusso superficiale in collina (indicatore VI.1.B-3.1) • Contenuto di nitrati nelle acque di falda in collina (indicatore VI.1.B-3.1) • Contenuto di nitrati nelle acque della soluzione circolante in pianura • Applicazione di modelli matematici di simulazione (DSSAT)

Tabella 4 – Sintesi delle metodologie adottate nell’ambito della valutazione quantitativa delle misure agroambientali e riferimento ai report precedenti per maggiori dettagli

Attività svolte per la valutazione quantitativa	Descrizione	Riferimento a report precedenti
Caratterizzazione climatica delle aree campione	Analisi di serie storiche climatiche da stazioni meteo ubicate all’interno e in prossimità delle aree campione. Analisi di indici bioclimatici secondo la metodologia proposta da Rivas Martinez et al. (1999).	<ul style="list-style-type: none"> • parag. 3.3.1 report 2-I-RF • parag. 3.2, 3.3, 4.2 report 4-III-RF
Caratterizzazione pedologica delle aree campione	Descrizione analitica di oltre 30 profili di suolo nelle aree campione di collina e di 4 profili nell’area campione di pianura. Analisi fisico-chimiche su campioni di suolo prelevati nei profili	<ul style="list-style-type: none"> • parag. 4.1, 4.2 report 3-II-RF • parag. 3.1, 4.1 report 4-III-RF • parag. 4 report 5-IV-RF
Caratterizzazione vegetazionale delle aree campione	Analisi floristica e fitosociologica della vegetazione delle aree non coltivate presenti nei siti campione.	<ul style="list-style-type: none"> • parag. 3.3 report 2-I-RF • parag. 4.2 report 3-II-RF • parag. 3.2 report 4-III-RF • parag. 5.1 report 5-IV-RF
Analisi dei sistemi colturali	Monitoraggio delle pratiche agricole, della produttività e del bilancio dei nutrienti nelle aree campione di collina e di pianura.	<ul style="list-style-type: none"> • parag. 3.3.2, 3.3.3 report 2-I-RF • parag. 4.2 report 3-II-RF • parag. 7.1 report 5-IV-RF
Monitoraggio della qualità dell’acqua	Determinazione del contenuto di nitrati e di fosforo solubile nelle acque di deflusso superficiale nelle aree di collina. Determinazione del contenuto di nitrati nella soluzione circolante mediante lisimetri posti a diverse profondità lungo gli orizzonti pedologici individuati nei 4 profili aperti nell’area di pianura.	<ul style="list-style-type: none"> • parag. 3.3.2 report 2-I-RF • parag. 4.2 report 3-II-RF • parag. 3.3 report 4-III-RF • parag. 7.3 e 7.4 report 5-IV-RF
Monitoraggio dell’erosione idrica del suolo	Determinazione del contenuto di solidi sospesi nelle acque di deflusso superficiale nelle aree di collina.	<ul style="list-style-type: none"> • parag. 3.3.3 report 2-I-RF • parag. 4.2 report 3-II-RF • parag. 6.2-6.4 report 5-IV-RF
Analisi dei bioindicatori	Analisi dello stato di evoluzione delle comunità vegetali spontanee presenti nelle aree non coltivate o come infestanti delle colture. Monitoraggio di popolazioni di coleotteri carabidi.	<ul style="list-style-type: none"> • parag. 3.2, 4.2 report 4-III-RF • parag. 5.2 report 5-IV-RF
Applicazione di modelli matematici per simulare l’erosione idrica del suolo	Applicazione del modello EUROSEM (Morgan et al., 1998).	<ul style="list-style-type: none"> • parag. 3.3, 4.3 report 4-III-RF • parag. 6.1 report 5-IV-RF
Applicazione di modelli matematici per simulare le perdite di nutrienti e la fertilità del terreno	Applicazione del modello DSSAT (Jones et al., 2003).	<ul style="list-style-type: none"> • parag. 3.3, 4.3 report 4-III-RF • parag. 8.3 report 5-IV-RF

Nei capitoli successivi (4.1-4.4) sono discusse le motivazioni che hanno determinato la scelta delle metodologie di valutazione, con riferimenti allo stato dell’arte relativamente agli approcci metodologici impiegati e alle implicazioni della loro applicazione nelle specifiche condizioni dei sistemi agricoli della Regione Marche.

4.1. Inquinamento delle acque da nutrienti di origine agricola

Per la valutazione dell’effetto delle misure agroambientali e delle politiche di gestione sostenibile del territorio sulla qualità dell’acqua, è utile distinguere tra la valutazione della vulnerabilità del territorio e la valutazione dell’impatto degli interventi. Nel primo caso, l’obiettivo è l’identificazione in modo oggettivo del rischio ambientale (es.: lisciviazione dei

nitrati), diminuendo la probabilità che si instauri un contenzioso a seguito dell'applicazione di criteri non omogenei di individuazione delle aree a rischio. La creazione delle mappe di vulnerabilità degli acquiferi disponibili per il territorio italiano (Aru et al., 1990; Bellon e Gardi, 1991; Zavatti et al., 1992; Gardi e Vianello, 1993) e la metodologia di individuazione delle aree ZVN nelle regioni europee (Palmer et al., 1995) in ottemperanza alla direttiva quadro sulle acque (2000/60/CE), esaminano il problema della vulnerabilità alla lisciviazione dei nitrati da un punto di vista statico sulla base delle caratteristiche globali dell'ambiente, non tenendo conto dell'interazione specifica tra clima dell'annata e sistema colturale in atto (Francaviglia et al., 2001) o dei fattori socio-economici che influenzano la scelta delle pratiche agronomiche e quindi anche la qualità dell'acqua.

Questi limiti possono essere superati mediante l'applicazione di modelli di simulazione che consentono di:

- verificare le scelte agronomiche eseguite su periodi medio-lunghi, tenendo conto della variabilità climatica;
- valutare quantitativamente le conseguenze di differenti scelte di gestione colturale;
- stimare gli effetti a carico di variabili non misurabili sperimentalmente;
- esaminare in modo rapido ed economico le numerose combinazioni suolo-clima-sistema colturale.

La valutazione dell'impatto delle misure agroambientali ha l'obiettivo di verificare l'efficacia degli interventi adottati mediante la misurazione diretta di variabili di qualità ambientale (es.: concentrazione dei nitrati nelle acque superficiali) e, possibilmente, attraverso la loro integrazione in modelli matematici di simulazione, che hanno i vantaggi sopra descritti per la quantificazione della vulnerabilità. Tuttavia, i modelli di simulazione sono ancora lontani da permettere l'estrapolazione spazio-temporale delle previsioni con sufficiente grado di approssimazione, a causa della sito-specificità di molti dei processi considerati (Townsend et al., 2003; Buck et al., 2004). Infatti, la qualità degli output dei modelli matematici è direttamente correlata con la qualità e quantità di dati di input disponibili in merito alle caratteristiche fisico chimiche dei terreni, alle tecniche colturali e alle caratteristiche climatiche dei siti sui quali si intende fare le valutazioni. Pertanto, l'analisi dell'impatto di diverse agrotecniche sulla qualità dell'acqua attraverso modelli matematici può essere effettuata con sufficiente grado di precisione solo per aree circoscritte e molto ben caratterizzate per le componenti suolo, clima, coltura, gestione.

La scelta della scala di indagine (bacino, campo, parcella, ecc.) per le misurazioni dirette dei dati necessari alla calibrazione dei modelli di simulazione, influenza la qualità delle analisi di impatto e deve, pertanto, tenere conto dei processi che regolano le relazioni tra sistemi colturali e perdite di nutrienti nelle acque superficiali e profonde. Le forme d'inquinamento prodotte dall'agricoltura sono essenzialmente di tipo diffuso, determinate dalla dispersione sul terreno di sostanze inquinanti o potenzialmente tali, piuttosto che dall'emissione da fonti puntuali. Per questo motivo, una scala idonea allo studio dei processi di inquinamento diffuso per la valutazione dell'influenza dell'uso del suolo e delle tecniche agronomiche sulla qualità delle acque superficiali è quella di bacino o microbacino imbrifero (Osborne e Wiley, 1988) e dovrebbe basarsi su un monitoraggio continuo delle acque e delle pratiche agricole adottate (Townsend, 1996).

La dinamica stagionale del trasporto dei nutrienti e la variabilità interannuale dei picchi di concentrazione associata alle pratiche agronomiche adottate e alle precipitazioni, richiede un campionamento sistematico delle acque superficiali per una corretta interpretazione dei dati (Buck et al., 2004). Un protocollo di campionamento delle acque ad intervalli di tempo fissi, per esempio, non può produrre informazioni sufficienti a valutare le relazioni tra pratiche agricole e qualità dell'acqua.

La valutazione dell'impatto delle misure agroambientali del PSR delle Marche sulla lisciviazione dei nitrati è stata effettuata attraverso l'integrazione di diversi approcci metodologici, basati su misurazioni dirette che comprendono il monitoraggio continuo delle acque di deflusso superficiale dalla sezione di chiusura di due microbacini tributari del fiume Misa (provincia di AN) nella collina interna marchigiana, la caratterizzazione pedologica, vegetazionale e dei sistemi colturali in queste aree e in un sito di pianura (provincia di AN) ad agricoltura intensiva ed interessato dall'adozione di alcune misure agroambientali e l'analisi della dinamica dell'acqua e dei nitrati mediante l'impiego di lisimetri e di gessetti idrometrici installati in corrispondenza del limite inferiore dei principali orizzonti pedologici nel sito di pianura. La scelta dei lisimetri nell'area campione di pianura è stata giustificata dalla possibilità di misurare la lisciviazione *in situ* in condizioni di pieno campo, potendo mettere in relazione le caratteristiche delle colture e le pratiche agronomiche con la qualità dell'acqua lisciviata. Inoltre, i lisimetri sono caratterizzati da economicità, relativa semplicità di installazione e facilità di campionamento dell'acqua e dei nutrienti in soluzione (Ramos e Kücke, 2001). Per maggiori dettagli sulle modalità di installazione e di campionamento con i lisimetri si rimanda al capitolo 3.1 della relazione finale del terzo stralcio esecutivo (4-III-RF).

L'analisi dei sistemi colturali ha permesso la determinazione del bilancio apparente dei nutrienti a scala di bacino, considerato un importante indicatore di sostenibilità delle pratiche agricole aziendali (Sacco et al., 2003, Bassanino et al., 2007) e del loro impatto sulle perdite di nutrienti e sulla fertilità del terreno in un dato territorio. Il bilancio tra entrate e uscite fornisce il *surplus* di azoto e/o fosforo per un determinato appezzamento di terreno. Un *surplus* positivo di azoto corrisponde ad un eccesso temporaneo di azoto nel terreno, che può avere diversi destini: essere utilizzato dalla coltura che segue nella successione (es.: successione di una graminacea dopo una leguminosa), essere temporaneamente fissato nel terreno sotto forma di ammonio fissato o sostanza organica, essere perso sotto forma di nitrati per lisciviazione superficiale o profonda o per volatilizzazione sotto forma di ammoniacale. Più alto è il *surplus*, maggiore la probabilità che si verifichino perdite di nutrienti in falda o nelle acque superficiali. Un *surplus* negativo di azoto indica che la coltura ha utilizzato fonti di azoto non apparenti, quali riserve del terreno, azoto presente nelle acque meteoriche o azoto fissato con l'azotofissazione operata dalle leguminose.

La disponibilità di una serie storica di dati sulle colture, sulle produzioni, sulle tecniche agronomiche e sul clima, ottenuta nell'ambito di una sperimentazione macroparcellare di lunga durata avviata nel 1994 nella collina interna marchigiana, ha consentito la calibrazione del modello matematico di simulazione dei sistemi colturali DSSAT (Jones et al., 2003). Il modello DSSAT rispetto ad altri modelli di simulazione dei sistemi colturali, quali ad esempio Cropsyst (Stockle et al., 2003), integra il modello Century SOM (Parton et al., 1987) per la gestione della sostanza organica del terreno risultando adatto alla simulazione del bilancio del carbonio e dell'azoto nel suolo in funzione di diverse pratiche colturali. Per una descrizione dettagliata del modello si rimanda al capitolo 3.3 della relazione finale del terzo stralcio esecutivo (4-III-RF).

4.2. Erosione idrica del suolo

La previsione del rischio erosivo si basa principalmente sull'applicazione di modelli di stima che possono essere classificati in tre categorie: 1) modelli qualitativi, 2) modelli semiquantitativi e 3) modelli quantitativi.

I modelli qualitativi si basano sull'osservazione diretta dell'erosione in campo, sulla fotointerpretazione delle forme erosive, sull'analisi della cartografia geomorfologica. Lo scopo di questi modelli consiste nel prevedere il rischio erosivo in aree con caratteristiche pedoclimatiche, geomorfologiche e di uso del suolo simili a quelle dove l'erosione è stata osservata.

I modelli semiquantitativi prevedono l'applicazione di una procedura di assegnazione di punteggi in cui i pesi da attribuire ai vari fattori predisponenti il fenomeno erosivo vengono stabiliti sulla base del giudizio di esperti (*best professional judgment*). Questo approccio metodologico risulta ragionevolmente valido per previsioni a scala locale (Hoffman e Ashwell, 2001), mentre a scala globale, per cui esiste un unico esempio in letteratura, il modello GLASOD (*Global Assessment of Human-induced Soil Degradation*), le stime non sono considerate sufficientemente robuste (Oldeman et al., 1991).

I modelli quantitativi consentono di stimare il fenomeno erosivo in aree in cui non vi è disponibilità di dati di campo, o per fare delle previsioni in relazione a diversi scenari futuri di uso del suolo e/o di clima. I modelli quantitativi più conosciuti ed applicati a livello mondiale sono il modello USLE (*Universal Soil Loss Equation*) di Wischmeier e Smith (1978) ed il modello RUSLE (Renard et al., 1997) derivato dal primo. Essi richiedono un numero di dati relativamente modesto, forniscono valori aggregati di erosione nel tempo e nello spazio, ma non sono adeguati a dare indicazioni sulla dinamica del trasporto dei sedimenti e sulle cause che hanno contribuito ai singoli eventi erosivi (Boardman, 2006). Il modello USLE risulta spesso inadatto ad essere applicato a contesti europei essendo stato sviluppato e validato in aree degli USA orientali, caratterizzate da condizioni pluviometriche, idrologiche e paesaggistiche marcatamente differenti (Jetten e Favis-Mortlock, 2006). Ciò è particolarmente evidente in situazioni complesse, con un alto grado di diversificazione da un punto di vista dell'orografia del terreno e dei sistemi di gestione del suolo e in condizioni di crepacciabilità del terreno, come molte delle situazioni marchigiane. Il modello RUSLE supera alcuni di questi limiti, ma la sua applicazione è strettamente dipendente dalla disponibilità di dati a scala parcellare, quindi difficilmente generalizzabili a scala territoriale (Boardman, 2006), e dall'uso di modelli DEM (*digital elevation models*) incorporati in sistemi GIS (Evans, 2002).

Un altro gruppo di modelli quantitativi per la stima del rischio erosivo è rappresentato dai *process-based models*, ovvero modelli di analisi dei processi fisicamente basati, che richiedono un elevato numero di variabili ambientali e sono pertanto di difficile parametrizzazione. Tra questi modelli si ricordano il modello WEPP (Ascough et al., 1997), sviluppato negli Stati Uniti dall'USDA e il modello EUROSEM, derivante dal primo adattandolo all'ambiente europeo (Morgan et al., 1998). Rispetto ai modelli del tipo USLE, questa categoria di modelli consente di approfondire la conoscenza dei processi che regolano il fenomeno erosivo e di predire gli eventi estremi, per i quali i modelli più semplici risultano inadeguati (Bazzoffi, 2007). In aree mediterranee, l'erosione del suolo è spesso associata al manifestarsi di eventi estremi, pertanto, in questi ambienti appare fondamentale avvalersi di modelli *process-based*.

L'impiego dei diversi modelli di stima dell'erosione del suolo non può tuttavia prescindere dalla quantificazione dell'erosione in campo, al fine di effettuare una calibrazione per le specifiche condizioni dell'area in esame. Infatti, non è possibile ottenere stime attendibili per condizioni molto diverse da quelle utilizzate per la calibrazione. Boardman (2006), in una recente review sugli approcci metodologici per lo studio dell'erosione del suolo, ha sottolineato l'importanza di quantificare il fenomeno erosivo e di formulare delle previsioni in funzione di diversi usi del suolo e di condizioni ambientali, mediante l'avvio di programmi di monitoraggio di lunga durata a scala di campo che hanno dimostrato buona affidabilità di stima e costi relativamente contenuti (Evans, 2002). Lo stesso autore ha evidenziato la scarsa disponibilità di ricerche di questo genere a livello mondiale e ha auspicato che le scienze del suolo sempre più si avvalgano di questi approcci metodologici verso una migliore comprensione delle dinamiche del complesso fenomeno di erosione del suolo e di valutazione efficace degli interventi atti a mitigarlo.

Quando i modelli vengono testati rispetto a valori di erosione effettivamente misurati, essi forniscono frequentemente risultati deludenti (Favis-Mortlock, 1998; Jetten et al., 1999), mostrando la tendenza a sovrastimare l'erosione (Evans e Brazier, 2005) per eventi piovosi poco erosivi e a sottostimarla negli eventi estremi (Nearing et al., 1999).

Nonostante questi limiti, i modelli di stima dell'erosione, associati a programmi di monitoraggio di lunga durata in condizioni reali di campo, rappresentano l'approccio più appropriato per comprendere l'effetto dei diversi fattori che regolano il processo erosivo e per analizzare l'efficacia di diverse opzioni indirizzate alla sua riduzione.

Ai fini della valutazione dell'impatto dei sistemi colturali sull'erosione del suolo e dell'effetto mitigatore delle misure agroambientali del PSR 2000-2006 della Regione Marche, si è ritenuto opportuno utilizzare il modello EUROSEM (Morgan et al., 1998), che, oltre ai vantaggi sopra esposti, consente una valutazione degli effetti a scala territoriale della presenza di colture differenti o di variazioni delle caratteristiche pedologiche lungo il pendio sui processi erosivi. La calibrazione di EUROSEM è stata possibile grazie alla disponibilità di una serie storica di dati di afflussi, deflussi superficiali ed erosione del suolo nella collina interna delle Marche, derivante da un programma di monitoraggio iniziato nel 1998 e basato sul campionamento delle acque di deflusso superficiale con due dispositivi automatici posti nella sezione di chiusura di due microbacini del fiume Misa. Nel capitolo 5.3 verranno sintetizzati i principali risultati della valutazione dell'impatto delle misure agroambientali sulle perdite di suolo per erosione idrica.

4.3. Fertilità dei terreni

La valutazione quantitativa dell'impatto delle misure agroambientali, e più in generale delle pratiche agricole sulla fertilità dei suoli, è ostacolata dalla lentezza con cui si verificano i processi che controllano la dinamica del contenuto di sostanza organica nel terreno. Per questo motivo, l'analisi sperimentale richiede sperimentazioni di lunga durata (30-40 anni) per poter mettere in evidenza effetti statisticamente significativi sull'impatto di diverse tecniche colturali (in particolare la fertilizzazione) sul contenuto di sostanza organica e sulle proprietà fisiche, chimiche e biologiche del suolo ad esso associate. Non potendo ancora disporre di dati di questo tipo per il territorio marchigiano (le sperimentazioni in corso presso la Facoltà di Agraria sono state avviate "appena" 14 anni fa), si è dovuto ricorrere alla integrazione di più strumenti e fonti per la valutazione, mirati in particolare a valutare gli effetti di diverse tecniche di fertilizzazione (organico *vs.* minerale). Ulteriori effetti possono essere ricondotti all'impatto che le misure agroambientali possono aver avuto sulla scelta delle colture e sugli avvicendamenti colturali. Infatti, è noto dalla letteratura scientifica che le colture prative e perenni sono caratterizzate da un bilancio della sostanza organica tendenzialmente positivo rispetto ai seminativi basati su avvicendamenti biennali, molto diffusi in regione. Tuttavia, per valutare questo impatto sarebbe necessario disporre di dati statisticamente validi sull'impatto delle misure del PSR sugli avvicendamenti colturali (cfr. capitolo 10 relazione 5-IV-RF) e di dati sufficienti a calibrare un modello matematico in grado di simulare la dinamica della sostanza organica (cfr. paragrafo 3.3 relazione 4-III-RF e paragrafo 9.1 relazione 5-IV-RF) in una ampia gamma di colture.

In questa sintesi si riportano i risultati più significativi conseguiti con la valutazione, che sono basati sulle seguenti fonti:

- A. raccolta dati su colture e terreni nelle aree campione di collina e di pianura, nel periodo oggetto della valutazione;
- B. raccolta dati su colture e terreni in aree sperimentali ubicate nel territorio regionale;
- C. dati climatici delle aree campione e dei siti sperimentali;
- D. elaborazioni con il modello matematico DSSAT-CENTURY 4.02, descritto in dettaglio nella relazione 5-IV-RF, calibrato utilizzando i dati di cui alle lettere A, B e C;
- E. dati di letteratura scientifica, per il confronto.

Nella relazione 5-IV-RF (cap. 9) è stata fatta una sintetica analisi dello stato dell'arte e delle metodologie utili ai fini di una valutazione quantitativa dell'impatto a medio e lungo termine delle misure agroambientali sulla fertilità dei suoli. Si rimanda a quella trattazione per le indicazioni sulle motivazioni che hanno guidato la scelta degli strumenti di analisi impiegati e per ulteriori dettagli metodologici.

Ulteriori considerazioni su questo tema sono basate su una sperimentazione in corso sulla dinamica della sostanza organica in un esperimento di lunga durata (10 anni) in corso presso l'Azienda Didattico Sperimentale "P. Rosati" di Agugliano. In questo esperimento, non descritto precedentemente, si sta valutando nell'avvicendamento colturale frumento duro-girasole, l'effetto del tipo di fertilizzante impiegato (organico vs minerale) sul contenuto e le frazioni di sostanza organica presenti nel suolo. Le dosi di fertilizzante impiegate sono vicine a quelle definite dal disciplinare di concimazione in ZVN, pertanto i sistemi colturali a confronto possono considerarsi entrambi a "basso input".

4.4. Bioindicatori

La valutazione dell'impatto delle attività antropiche sugli agroecosistemi deve tenere conto delle complesse interazioni che si instaurano con i processi naturali e della dinamica spaziale e temporale di queste interazioni. La quantificazione delle relazioni tra attività agricole ed ecosistemi può essere affrontata mediante l'utilizzo di indicatori agroambientali (OECD, 2001) che consentono di fornire risposte sugli impatti, positivi e negativi, dell'agricoltura sull'ambiente. In questo contesto concettuale, i cambiamenti che avvengono all'interno dell'ambiente agricolo vengono valutati nella misura in cui gli stessi contribuiscono a modificare il paesaggio dal punto di vista funzionale. Gli elementi di valutazione riguardano le risposte dal punto di vista ecologico (protezione del suolo dall'erosione, ciclo dell'acqua e dei nutrienti, conservazione della biodiversità), produttivo (biomassa vegetale ed animale), e socio-economico (percezione estetica del paesaggio).

Nell'ottica della valutazione degli effetti delle misure agroambientali, un significativo contributo alla conoscenza del territorio può essere apportato dalla Scienza della Vegetazione attraverso i principi della fitosociologia dinamica e del paesaggio (Géhu e Rivas Martinez 1981; Biondi, 1996). Questo metodo, tramite la realizzazione di modelli di vegetazione in relazione ad unità ambientali definite, consente un'analisi dell'evoluzione spazio-temporale a scala sia di singola cenosi sia di paesaggio, descrivendo i rapporti dinamici tra le varie *patches* e la corrispondenza tra diversità potenziale e reale (Acosta et al., 2003; Ricotta et al., 2000). La Direttiva Habitat (Direttiva CEE 92/43) a livello Europeo fa riferimento al metodo fitosociologico come l'approccio più idoneo per definire gli habitat di interesse prioritario sia per la flora che per la fauna, prendendone in considerazione le componenti biogeografiche ed ecologiche (EU Commission, DG Environment, 2003).

Sulla base delle informazioni fornite dallo studio del paesaggio vegetale è possibile ricavare una serie di indicatori agroambientali utilizzabili per la valutazione della qualità del paesaggio agrario. Tale metodologia di analisi, appositamente studiata e messa a punto per essere applicata sia a contesti territoriali fortemente antropizzati, sia all'interno di aree sottoposte a vincoli paesaggistici, è basata sull'integrazione di dati di natura biologica (flora, vegetazione, fauna), fisico-chimica (geomorfologia, clima, bilancio idrico e dei nutrienti), e gestionale/produttiva (pratiche agronomiche, politiche agricole), in modo da ottenere un output in grado di descrivere il paesaggio dal punto di vista qualitativo e quantitativo (Taffetani e Santolini 1997; Taffetani et al. 1998). La base analitica e di aggregazione dei dati è costituita dalla gerarchizzazione del paesaggio effettuata attraverso lo studio delle comunità vegetali e delle loro interazioni dinamiche all'interno di sistemi ambientali definiti. L'utilità di tale metodo risiede nella possibilità di interpretare le dinamiche che si instaurano all'interno dell'agroecosistema attraverso lo studio delle relazioni biologiche e fisiche tra elementi del territorio, fornendo una misura quantitativa del livello di evoluzione, disturbo e potenzialità del sistema anche in ambiti dove la pressione antropica ha provocato profondi cambiamenti del tessuto naturale (Biondi e Taffetani 1999). Tali dati risultano dunque essere fondamentali in quanto permettono di capire come, ad esempio, un determinato sistema potrà evolvere o regredire a seguito dell'aumento o della riduzione dei livelli di disturbo (es. impatto delle pratiche agricole), traendo risposte generalizzabili ed esportabili in contesti ambientali analoghi. Il livello di evoluzione e di

stabilità nel tempo degli elementi del paesaggio rappresenta dunque una priorità di studio nell'ottica della salvaguardia delle specie animali e vegetali ad essi legate.

L'originalità e la specificità del sistema di indicatori, appositamente elaborato ed applicato sperimentalmente nel corso della valutazione quantitativa delle misure agroambientali del PSR 2000-2006 della Regione Marche, è quella di aver completamente ribaltato il ruolo e l'importanza delle cenosi erbacee rispetto a quelle forestali. Queste ultime infatti, pur essendo fondamentali per individuare le potenzialità più evolute di ciascuna serie di vegetazione (o unità di paesaggio) nell'ambito di ciascuna area omogenea, sono le formazioni più stabili e meno sensibili alle variazioni ambientali (inquinanti nel terreno, alterazione della falda, uso di insetticidi, concentrazione di concimi, pratiche di diserbo, ecc.) più localizzate e incostanti, che solo le diverse cenosi erbacee possono misurare. L'indice più significativo, quello di maturità (*maturity index*), risulta infatti basato prevalentemente sulle classi di vegetazione erbacea che caratterizzano 7 dei 9 gradi di maturità espressi dall'indice (Taffetani et al., 2006a).

Nel progetto di valutazione quantitativa, lo stato di salute degli agroecosistemi è stato analizzato anche tramite l'impiego dei coleotteri Carabidi come bioindicatori. Essi, ricoprendo il ruolo di predatori nelle molteplici piccole catene alimentari, risultano particolarmente sensibili alle alterazioni dell'ambiente, sia che per esso si intenda l'ambiente naturale non o poco alterato dall'uomo, sia nel senso di ambiente modificato o degradato da specifici interventi umani (Rainio e Niemela 2003).

Attraverso lo studio della carabidofauna è possibile analizzare il valore che elementi naturali quali siepi, boschetti, alberi isolati o in filare, piantate, stagni e laghetti hanno nel mantenimento della biodiversità. Negli agroecosistemi i Carabidi vengono utilizzati come bioindicatori soprattutto negli ambienti prativi, nelle colture di cereali, erbacee, frutticole e molte altre. I Carabidi sono influenzati negativamente da vari metodi di gestione dei campi (metodi tradizionali) e dei margini non coltivati (sfalcio, diserbo tradizionale, pirodiserbo, manutenzione dei fossati) e positivamente dai metodi di coltivazione a basso impatto ambientale (come quelli biologici). Le comunità dei Carabidi possono essere ecologicamente caratterizzate da parametri quali il tipo riproduttivo delle specie, le loro strategie alimentari, il potere di dispersione (legato alle dimensioni e alla presenza o meno di ali funzionali) e le caratteristiche biogeografiche.

Ogni comunità di specie è in grado di fornire importanti informazioni sull'ambiente che la ospita, compreso il suo grado di stabilità e di disturbo antropico. In generale, il disturbo antropico causa la diminuzione del numero di specie e di individui (Rainio e Niemela 2003).

Il sistema di bioindicatori (es.: cenosi vegetali, comunità di coleotteri carabidi) per il monitoraggio e la gestione dell'agro-ecosistema rappresenta dunque uno strumento utile al monitoraggio ed all'interpretazione dell'effetto della gestione agronomica sulla conservazione dei sistemi agricoli, fruibile da parte delle varie figure professionali interessate (agronomi, naturalisti, chimici dell'ambiente, biologi, architetti, economisti, ecc.) ed accessibile ai diversi utenti (aziende, enti territoriali etc.) sia nella fase analitica che in quella applicativa di tipo gestionale, con possibilità di applicazione a diverse scale territoriali (Taffetani et al., 2006b).

Maggiori dettagli sulla metodologia di analisi dell'impatto delle misure agroambientali sulla biodiversità e sulle modalità di calcolo, rappresentazione ed interpretazione dei bioindicatori sono stati riportati nel capitolo 3.2 del rapporto finale del terzo stralcio (4-III-RF).

5. Risultati della valutazione

5.1. Applicazione delle misure agroambientali 2000-06

L'analisi di dettaglio dell'attuazione delle misure agroambientali del PSR, aggiornata al 2005, è stata affrontata nel rapporto 2-I-RF (paragrafi 3.2.2 e 3.2.3) a cui si rimanda.

Dal confronto tra l'incidenza delle colture assoggettate alle misure F1 e F2 del PSR nel 2005, alla PAC nel 2004 e al censimento del 2001 emerge una maggiore concentrazione delle misure agroambientali verso colture meno esigenti in termini di input energetici (ad es. lavorazioni e fertilizzanti) quali le leguminose, mentre è evidente una marcata contrazione dei cereali autunno-vernini, delle colture industriali e dei cereali estivi (Tabella 5). Queste colture rappresentavano complessivamente il 59% delle superfici agricole nel censimento 2001 e il 65% nella PAC del 2004, sebbene quest'ultimo dato è meno attendibile in quanto non tiene conto delle colture non direttamente finanziate, mentre si attestavano al 25% nell'ambito delle superfici interessate dalle misure F1 e F2. Dall'analisi di questi dati emergerebbe un effetto positivo indiretto delle misure agroambientali sulla riduzione dell'impatto ambientale dei sistemi colturali, considerato che le colture che hanno mostrato una maggiore riduzione di superficie corrispondono a quelle potenzialmente più impattanti. Queste indicazioni sono state verificate attraverso la valutazione delle relazioni tra sistemi colturali e perdite di suolo e di nitrati condotta con il monitoraggio a scala di bacino e con l'applicazione di modelli matematici di simulazione, come verrà discusso nei capitoli successivi.

Tabella 5 – Applicazione delle misure F1 e F2 (2005) per le principali colture in rapporto alle superfici PAC (2004) e al censimento sull'agricoltura 2001.

Coltura	Censimento (2001)		PAC (2004)		F1 (2005)		F2 (2005)		F1+F2 (2005)		F1+F2 vs.cens	F1+F2 vsPAC
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	%	%
Cereali av	194753	39%	214118	50%	2383	24%	10068	17%	12451	18%	6%	6%
<i>Frumento duro</i>	137404	28%	183677	43%	1739	17%	5393	9%	7132	10%	5%	4%
Cereali estivi	19618	4%	19412	5%	504	5%	800	1%	1302	2%	7%	7%
<i>Mais granella</i>	15241	3%	17166	4%	387	4%	533	1%	920	1%	6%	5%
Colture industriali	78309	16%	43392	10%	1052	10%	2414	4%	3466	5%	4%	8%
<i>Barbabietola z</i>	35538	7%	21168	5%	377	4%	25	0%	402	1%	1%	2%
<i>Girasole</i>	41633	8%	21842	5%	667	7%	941	2%	1608	2%	4%	7%
Leguminose da granella	2879	1%	7792	2%	726	7%	4434	7%	5160	7%	179%	66%
<i>Fava e favette</i>	1253	0%	5056	1%	374	4%	2941	5%	3315	5%	265%	66%
Foraggiere avvicendate	81817	17%	71065	17%	868	9%	35955	61%	36823	53%	45%	52%
<i>Erba medica</i>	74411	15%	67348	16%	766	8%	19986	34%	20752	30%	28%	31%
Prati e pascoli	65358	13%	25422	6%	86	1%	13011	22%	13097	19%	20%	52%
Colture arboree	37146	8%	17241	4%	4258	42%	5414	9%	9672	14%	26%	56%
<i>Vite</i>	19719	4%	10989	3%	3420	34%	2956	5%	6376	9%	32%	58%
<i>Olivo</i>	10465	2%	3599	1%	390	4%	1467	2%	1857	3%	18%	52%
Altre colture	1592	0%	28733	7%	236	2%	322	1%	558	1%	35%	2%
Totale (escl boschi, set aside, tare)	493676	100%	427175	100%	10027	100%	59417	100%	69432	100%	14%	16%

*Fonte: Istat, Censimento dell'agricoltura, 2001. I dati PAC relativi a prati, pascoli e colture arboree non sono confrontabili in quanto dette colture non sono beneficiarie di sussidio PAC.

Il cambiamento di avvicendamento colturale è stato particolarmente evidente nelle aziende interessate dall'adozione della misura F2, come dimostrato dal monitoraggio dei sistemi colturali nel bacino Bottiglie nell'area campione di collina: l'adesione al biologico di un agricoltore che gestisce 25 ha dei 49 ha di SAU totale del bacino, ha portato ad una forte contrazione della superficie coltivata a girasole, coltura considerata poco efficace nel controllo dell'erosione del suolo (Roggero e Toderi 2002), sostituita da superfici boscate e da leguminose (Figura 1). Ciò ha determinato una riduzione a scala di bacino delle superfici coltivate secondo un ordinamento biennale frumento duro-girasole, passate dal 70% circa della SAU a meno del 40%. Nello stesso bacino e negli stessi anni di monitoraggio, così come nel bacino Spescia, le aziende che non avevano aderito alle misure agroambientali hanno continuato a coltivare girasole o una coltura primaverile-estiva in avvicendamento con frumento duro.

Una approfondita comprensione dei fattori che influiscono sulle scelte colturali e dell'impatto delle misure agroambientali sulla dinamica degli avvicendamenti colturali nel tempo e nello

spazio è auspicabile al fine di valutare il reale contributo dell'adesione al PSR nel cambiamento delle pratiche agronomiche da parte degli agricoltori. Nell'ambito del progetto di valutazione quantitativa non è stato possibile giungere a questo livello di analisi in quanto non sono stati resi disponibili, per ragioni di protezione della privacy, i database relativi a tutti gli anni di programmazione del PSR e le corrispondenti superfici PAC, e le schede anagrafiche delle aziende con le particelle catastali assoggettate al PSR.

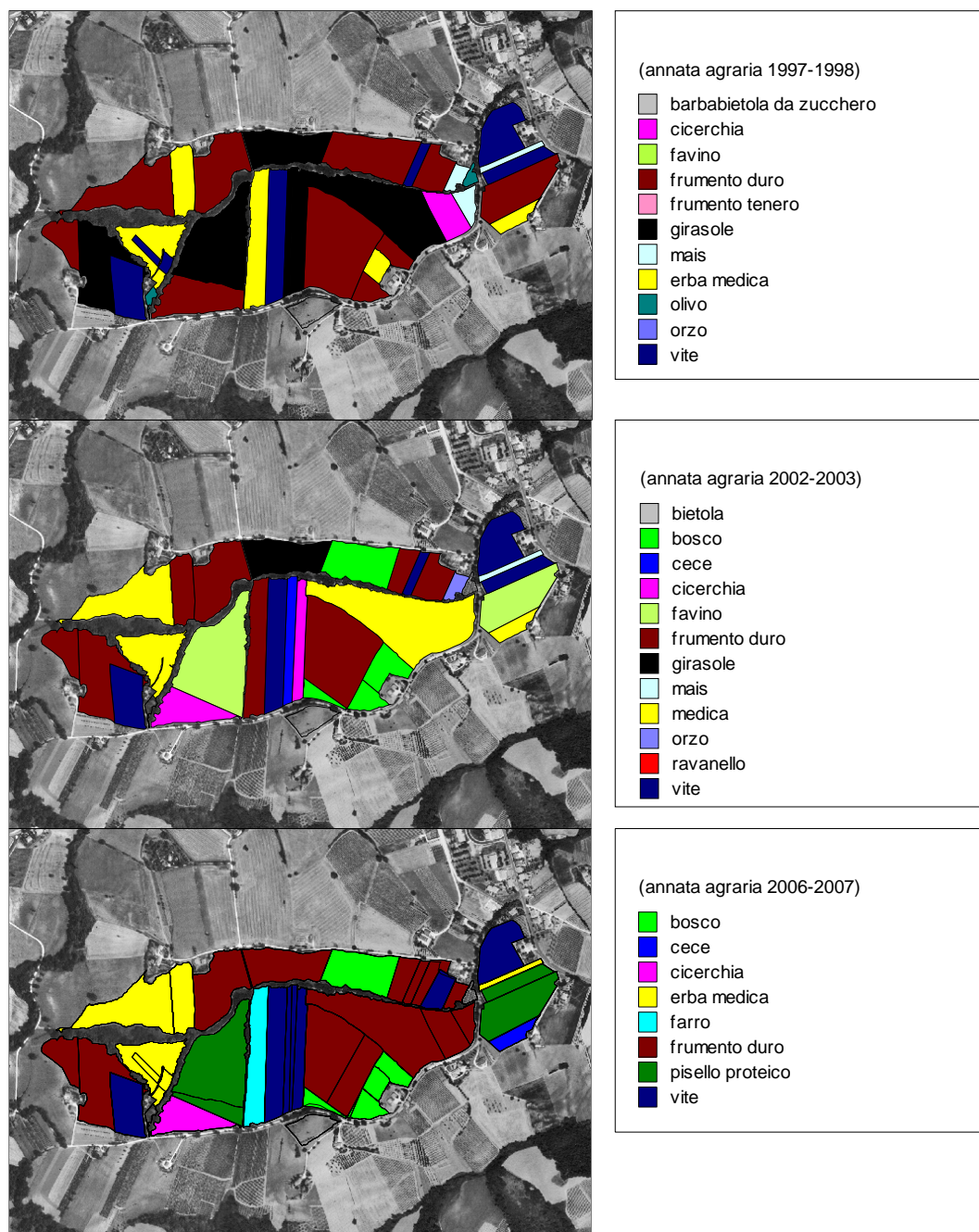


Figura 1 – Evoluzione della copertura vegetale nel bacino Bottiglie conseguente alla adesione all'agricoltura biologica nell'annata agraria 2000 2001 di un agricoltore operante nel bacino.

La conoscenza della storia colturale della singola particella catastale avrebbe consentito di analizzare eventuali modifiche nell'avvicendamento colturale per singola azienda, di definire le ripartizioni colturali tipiche per zona altimetrica e, incrociando i dati degli avvicendamenti colturali con la carta dei suoli a scala regionale e con il DEM (digital elevation model), di

posizionare nello spazio, oltre che nel tempo, le singole colture. La mancanza di georeferenziazione del catasto terreni ha reso impossibile tale tipo di analisi.

5.2. Caratterizzazione dei siti di monitoraggio

Nel capitolo 4 del presente rapporto sono state descritte le modalità e i criteri adottati al fine di rispondere all'obiettivo della valutazione quantitativa delle misure agroambientali del PSR. L'approccio metodologico scelto si è essenzialmente basato sulla realizzazione di una solida base di dati raccolti direttamente in campo, ritenuta indispensabile per individuare le relazioni tra pratiche agricole e processi biofisici che controllano l'impatto ambientale dei sistemi culturali in ambienti rappresentativi delle realtà agricole regionali. La disponibilità di serie storiche di dati di dettaglio su molti degli indicatori quantitativi scelti per la valutazione dell'impatto delle misure agroambientali (cfr. Tabella 3) ha reso possibile l'applicazione di modelli matematici di simulazione che può essere effettuata con sufficiente grado di precisazione solo per aree circoscritte e molto ben caratterizzate per le componenti suolo, clima, coltura e gestione.

I criteri di scelta delle aree su cui effettuare le indagini di campo e i risultati della caratterizzazione bioclimatica, vegetazionale, pedologica ed idrologica sono stati riportati nei capitoli 2.4 e 3.3 del report 2-I-RF, nei capitoli 3.1 e 4.2 del report 3-II-RF e nei capitoli 3.1, 3.2, 4.1 e 4.2 del report 4-III-RF.

Di seguito si riporta una sintesi dei risultati della caratterizzazione delle aree campione.

Le indagini di campo per la valutazione quantitativa delle misure agroambientali del PSR 2000-2006 sono state condotte su tre aree campione, due corrispondenti ad altrettanti bacini tributari del fiume Misa ubicati nell'agro di Serra de' Conti (AN) rappresentativi della collina interna marchigiana e di un'agricoltura relativamente estensiva ed uno ricadente in una zona ZVN, ubicata in un fondovalle della bassa Vallesina nel complesso deltizio compreso fra il fiume Esino e il torrente Rubiano.

Le principali caratteristiche dei due bacini nell'area campione di collina, denominati Spescia e Bottiglie, sono state riportate in Tabella 6.

Tabella 6. Caratteristiche principali dei due sottobacini scelti per la valutazione quantitativa.

Caratteristiche	Spescia	Bottiglie
Superficie totale (ha)	80,83	60,33
SAU (ha)	70,26	49,10
Superficie edificata (case, strade ecc.) %	13%	19%
Aree non coltivate (siepi, fossi, capezzagne ecc.) %		
Lunghezza (km)	1,35	1,23
Larghezza max. (km)	1,09	0,51
Pendenza media (%)	7%	8%
Pendenza max* (%)	25%	50%
Superficie dell'azienda più rappresentata nel bacino (ha)	30	15
n. sistemi culturali	1	6**
n. colture	1	7
n. di pozzi pre-esistenti	1	3
n. pozzi realizzati <i>ex novo</i>	1	1

* Rilevata tra due isoipse (10 m) consecutive

** Vite; Olivo; frumento duro – girasole; frumento duro – barbabietola; frumento duro – medica; frumento duro – favino

La gestione della SAU nei due bacini è marcatamente differente: il bacino Spescia, con soli tre operatori agricoli, ha un sistema culturale più semplificato rispetto al bacino Bottiglie, soprattutto per numero di colture presenti contemporaneamente in un singolo anno, infatti è spesso presente una sola coltura per annata agraria che lascia per lunghi periodi l'intero bacino privo di colture consentendo una più facile associazione delle tecniche colturali per singola coltura alla qualità dell'acqua; il bacino Bottiglie, per la maggiore diversificazione culturale, consente di evidenziare rispetto a Spescia il ruolo della distribuzione temporale e spaziale delle colture nell'impatto ambientale e il ruolo svolto della vegetazione spontanea delle aree non coltivate.

L'area campione di pianura coincide con le superfici dell'azienda agraria di Rocca Priora nel comune di Falconara (AN) che si sviluppa su un'area di 222 ha circa in un unico corpo, con 180 ha di SAU irrigabili. L'azienda ha aderito al PSR 2000-2006, in particolare alla misura F1 sull'agricoltura a basso impatto ambientale, semplificando gli avvicendamenti colturali, e alla misura H, sull'imboschimento naturaliforme, attraverso la quale sono stati rimboschiti 2,15 ha in prossimità del centro aziendale.

Nell'azienda è presente una consistente attività zootecnica, basata sull'allevamento a stabulazione libera di vacche da latte di razza frisona e di vitelloni da ingrasso, per la quale vengono rispettate le norme del D.Lgs. 146/2001 sul benessere animale. La presenza di alcuni appezzamenti di terreno all'interno dell'azienda caratterizzati da orizzonti pedologici assimilabili funzionalmente a *fragipan* (orizzonti talmente induriti da essere virtualmente impenetrabili a radici e acqua), che quindi non vengono mai a contatto diretto con la falda neanche nel periodo invernale, ha consentito di isolare gli effetti delle tecniche colturali adottate da contaminazioni di altra origine.

5.3. *Impatto delle misure agroambientali sulla qualità dell'acqua*

La valutazione dell'impatto delle misure agroambientali sulla qualità dell'acqua superficiale è stata effettuata sulla base dei risultati ottenuti con le indagini di campo sulla produttività dei sistemi colturali, da cui è stato possibile determinare i bilanci apparenti dei nutrienti al fine di avere un'indicazione sul potenziale di lisciviazione dei sistemi colturali.

Il modello di simulazione DSSAT è stato impiegato al fine di fare delle previsioni a medio-lungo termine sull'impatto di alcuni scenari di gestione dei sistemi colturali, selezionati tra quelli effettivamente realizzati nell'ambito dei disciplinari agroambientali del PSR e confrontati con le pratiche convenzionalmente adottate nelle aree campione.

I risultati del monitoraggio della dinamica della concentrazione dei nitrati e del fosforo solubile nell'acqua del deflusso superficiale a scala di bacino nelle aree campione di collina e nell'acqua della soluzione circolante prelevata con l'impiego di lisimetri nell'area campione di pianura sono serviti come confronto, basato su dati reali di campo, rispetto alle simulazioni ottenute con DSSAT.

Di seguito è riportata una sintesi dei risultati sull'analisi dei bilanci apparenti in tutte le aree campione, sulle simulazioni con il modello DSSAT delle perdite di nitrati e sui risultati del monitoraggio della qualità dell'acqua superficiale e profonda nelle aree campione di collina e di pianura.

5.3.1. *Bilanci apparenti*

I bilanci apparenti a scala di bacino hanno evidenziato *surplus* di azoto variabili nel tempo in funzione delle dosi di azoto somministrate e dei sistemi colturali adottati (Tabella 7). I *surplus* nei primi anni di valutazione (dal 1998 al 2001), anni in cui era attiva l'azione D3 del 2078/92 che prevedeva input azotati ridotti, sono stati positivi in entrambi i bacini e oscillanti tra 9 e 17

kg ha⁻¹ in funzione delle colture presenti (Figura 2), in particolare della maggiore incidenza del frumento duro o tenero sulla superficie del bacino, colture che richiedono maggiori input di azoto rispetto ad altre colture quali girasole o vite.

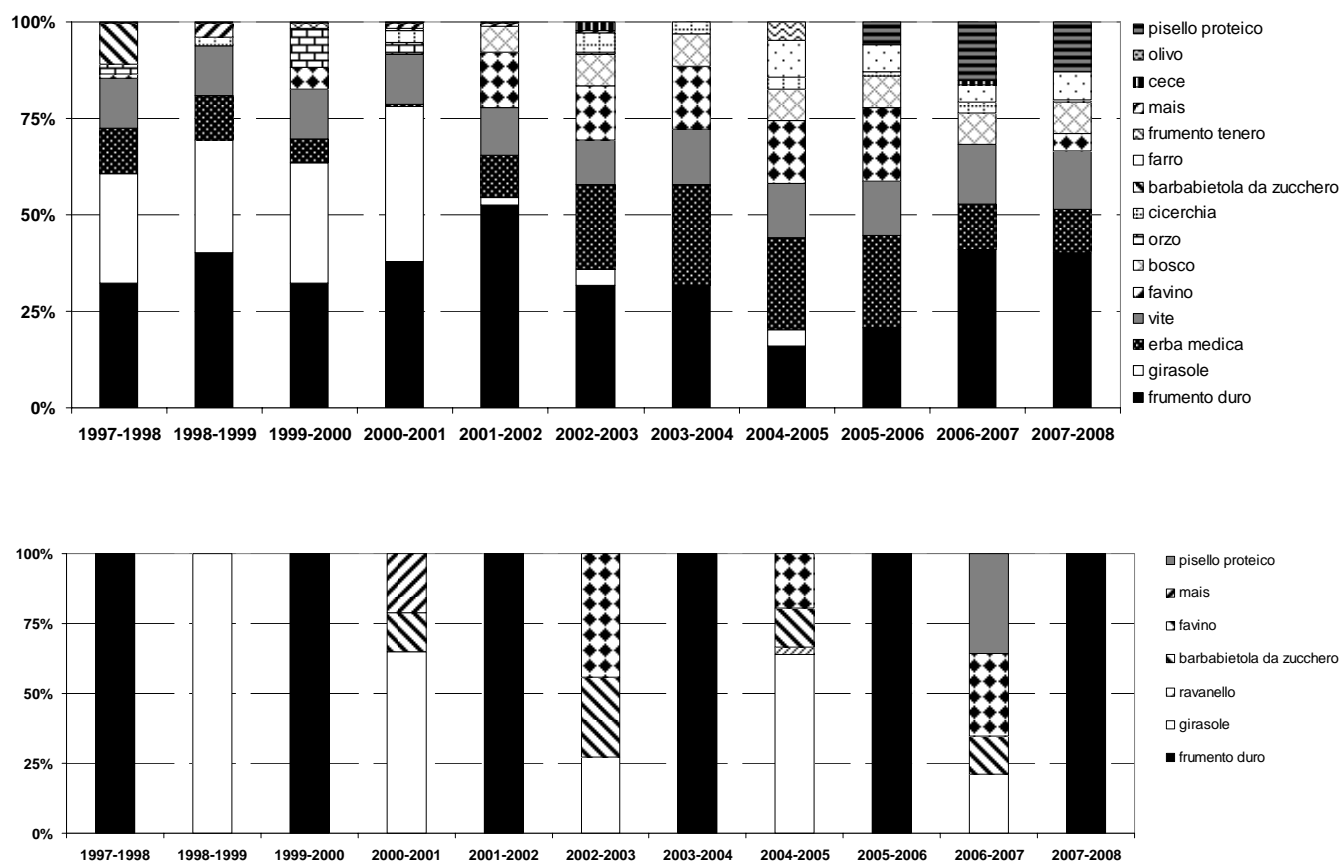


Figura 2- Utilizzo della SAU (%) nel bacino Bottiglie (in alto) e Spescia (in basso)

Al termine dell'azione D3 i *surplus* dei due bacini, che durante il periodo di validità della misura agroambientale non si differenziavano, hanno subito una maggiore differenziazione, con il bacino Spescia che è passato da 7 kg ha⁻¹ a circa 60 kg ha⁻¹ di *surplus* medio di azoto. Nello stesso periodo nel secondo bacino, il *surplus*, seppure con oscillazioni maggiori rispetto a quanto osservato nei quattro anni precedenti variando tra -23 e 42 kg ha⁻¹, è stato quasi sempre minore rispetto a quanto osservato nel bacino Spescia.

Le maggiori differenze osservabili dal confronto tra i due bacini sono imputabili all'adesione al biologico a fine 2000 di un agricoltore operante nel bacino Bottiglie a differenza di quanto avvenuto nel bacino Spescia in cui gli agricoltori, con la chiusura della D3, sono tornati ai livelli di concimazione tradizionali per l'area (cfr. relazione 5-IV-RF e 4-III-RF).

Tabella 7 – Dosi di azoto e bilancio dell'azoto durante il periodo di valutazione (2005-2007) e media dell'intero periodo di monitoraggio (1998-2007) nei due bacini Spescia e Bottiglie.

anno	input N (kg ha ⁻¹ SAU)		Surplus N (kg ha ⁻¹ SAU)	
	Spescia	Bottiglie	Spescia	Bottiglie
2005	72	36	37	42
2006	138	39	69	-23
2007	45	43	36	-12
media	85	39	47	2
media (1998-2007)	91	53	39	11
media periodo Mis. 2078/92 az.D3	75	63	9	17
media periodo post Mis. 2078/92 az.D3	95	47	59	7

Il contributo maggiore al *surplus* nei due bacini, ed in particolare nel bacino Spescia, è stato attribuito al frumento che ha raggiunto valori di *surplus* di oltre 60 kg ha⁻¹; a Bottiglie il *surplus* per questa coltura ha variato tra 61 e -14 kg ha⁻¹ rispettivamente nel 2006 e nel 2007.

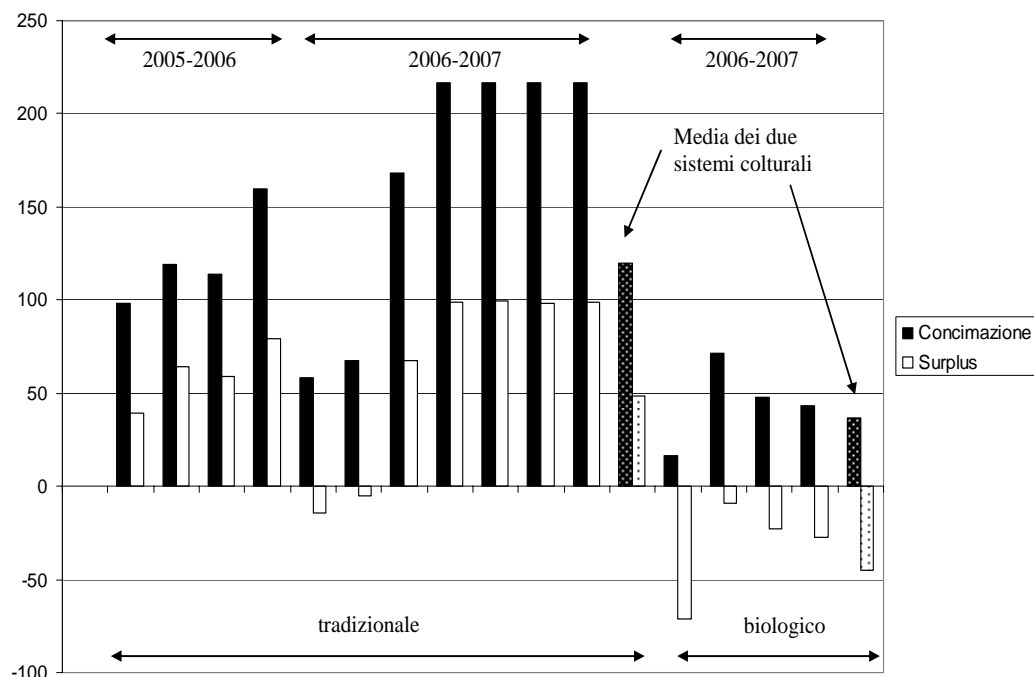
Il bilancio di azoto fortemente positivo riscontrato nel 2006 nel bacino Bottiglie è imputabile alla coltivazione su tutta la superficie del bacino di frumento duro concimato secondo le dosi tradizionali per l'area e comprese tra 98 e 160 kg ha⁻¹ (Figura 3). L'anno successivo, la presenza di frumento coltivato in biologico con apporti di N compresi tra 16 e 50 kg ha⁻¹ ha determinato una consistente riduzione del *surplus* di N a scala di bacino, nonostante la contemporanea coltivazione di frumento in convenzionale e l'impiego di dosi di fertilizzante anche più elevate rispetto all'annata agraria precedente (Figura 3) fino ad apporti superiori a 200 kg ha⁻¹ di azoto. L'effetto dell'adozione dei disciplinari della misura F2 per la coltura di frumento è evidente dall'analisi dei valori aggregati per sistema colturale negli anni 2006 e 2007 nel bacino Bottiglie (Tabella 8): il *surplus* di azoto è passato da 49 kg ha⁻¹ del sistema colturale tradizionale a -45 delle superfici coltivate in biologico, con una riduzione del 210% del *surplus*.

La conversione al biologico ha determinato una riduzione delle rese nel 2007 (anno particolarmente favorevole per il frumento duro) intorno al 18% rispetto al sistema colturale tradizionale. Una contrazione analoga è stata osservata in appezzamenti coltivati secondo le tecniche convenzionali ma con dosi di azoto inferiori rispetto alla consuetudine per quell'area, indicando nelle annate favorevoli dal punto di vista climatico un effetto negativo della riduzione delle concimazioni sulle rese dovuto a stress di azoto.

Tabella 8 - Apporti di azoto e *surplus* negli appezzamenti del bacino Bottiglie coltivati a frumento duro in base al sistema colturale adottato per il 2005-2006 e 2006-2007.

sistema colturale	Concimazione (kg ha ⁻¹)					Surplus (kg ha ⁻¹)				
	media	massimo	minimo	deviazione standard		media	massimo	minimo	deviazione standard	
tradizionale	120	217	58	61		49	99	-14	41	
biologico	37	71	16	22		-45	-72	-9	27	

Figura 3 – Confronto tra apporti di azoto e *surplus* negli appezzamenti del bacino Bottiglie coltivati a frumento duro in base al sistema culturale adottato in due annate agrarie consecutive.



In accordo alle osservazioni effettuate nei bacini di collina, l'analisi dei bilanci apparenti (Tabella 9) dell'area campione di pianura ha evidenziato un effetto positivo dell'adozione delle misure agroambientali, in questo caso della F1, sulla riduzione del *surplus* di azoto. Il *surplus* ha variato tra -14 e 9 kg ha⁻¹ nelle annate agrarie 2005-06 e 2006-07 (cfr. capitoli 4.3 del report 4-III-RF e 7.1 del report 5-IV-RF), risultando marcatamente inferiore rispetto a quanto misurato nei due bacini collinari, come conseguenza di maggiori rese produttive in pianura che hanno compensato i più elevati input di azoto. Le dosi di azoto impiegate sono tuttavia adeguate alle maggiori potenzialità produttive dei sistemi culturali di pianura rispetto alle aree campione di collina. Nonostante i bilanci dell'azoto siano risultati praticamente in pareggio o negativi nelle annate agrarie considerate, non è possibile escludere dalla sola analisi dei bilanci apparenti che non ci siano state lisciviazioni in concomitanza di periodi in cui il terreno è prossimo alla saturazione e la coltura non è sufficientemente sviluppata da poter assorbire i nitrati della soluzione circolante. Da questi risultati emerge comunque la possibilità di definire dei piani di concimazione delle colture in aree ad elevata produttività, conformi ai disciplinari di produzione previsti dalla misura F1, che consentano di ottenere un buon livello produttivo pur minimizzando il potenziale di lisciviazione dei nitrati.

Tabella 9 – Superfici, produzioni, dosi di concime e surplus di azoto e fosforo dell'area campione di pianura

Anno	Totale SAU (ha)	Produzione (t ha ⁻¹ s.s.)	Residui culturali asportati (t ha ⁻¹ s.s.)	Concimazione		Surplus	
				N (kg ha ⁻¹)	P ₂ O ₅ (kg ha ⁻¹)	N (kg ha ⁻¹)	P ₂ O ₅ (kg ha ⁻¹)
2006	16,8	14,9	1,9	188	149	0	1
2007	16,8	35,7	0,0	115	88	- 13	- 18

In generale, il bilancio negativo dell'N nell'area campione di pianura può essere imputato alla mineralizzazione della notevole quantità di sostanza organica presente, ma una quantità di N

non trascurabile potrebbe provenire anche da deposizione atmosferica. Al momento, una misura di quanto N venga aggiunto ai suoli nell'area di pianura da deposizione atmosferiche non è disponibile, ma una stima può essere desunta utilizzando dati relativi alla concentrazione di nitrati nelle acque di pioggia di due zone, la Selva di Gallignano e l'Azienda Didattico Sperimentale "P: Rosati" di Agugliano misurati nell'ambito di altre attività di ricerca. In queste due aree, la concentrazione media di N della sola forma nitrica presente nelle piogge varia da 0,14-0,19 mg L⁻¹ in estate a 0,62-0,99 mg L⁻¹ in inverno, con valori che, in queste due stagioni sono sempre più alti nell'area più vicina al mare, la Selva di Gallignano. Nelle altre stagioni i valori variano fra 0,50 e 0,60 mg L⁻¹, senza rilevanti differenze fra le due aree. Considerando la quantità di pioggia media che precipita nelle varie stagioni, si ricava che, in un anno, la quantità di N nitrico apportata dalle piogge è di circa 5 kg ha⁻¹ in entrambe le aree. A questa quantità, però, va aggiunto l'N ammonico che arriva sempre con le piogge, generalmente da 0,2 a 6 volte l'N nitrico (Germer et al., 2007). Infine, sono da aggiungere gli apporti azotati presenti nelle deposizioni secche, importanti soprattutto nelle aree prossime al mare com'è quella dell'area campione di pianura. Tali apporti variano enormemente in relazione al luogo di misura, ma una stima al ribasso è di circa 1-3 kg ha⁻¹ (Sumiran Satsangi et al., 2003; Bhattacharya et al., 2004). A seguito di tali considerazioni, una stima cautelativa della quantità di N apportata da deposizioni secche e umide ammonta a 13-20 kg ha⁻¹. Tale valore non è ovviamente in grado da solo di spiegare il bilancio negativo rilevato per i suoli dell'area di pianura, ma ammonta al 10% e più dell'N distribuito con le concimazioni.

Le indicazioni sul potenziale di lisciviazione dei sistemi colturali ricavate dall'analisi dei bilanci apparenti sono state confrontate con le informazioni emerse dal monitoraggio della qualità dell'acqua a scala di bacino e dalla valutazione delle perdite di azoto nel deflusso superficiale mediante modelli matematici.

5.3.2. Qualità dell'acqua superficiale

I risultati del monitoraggio hanno consentito di valutare gli effetti della riduzione delle concimazioni e del cambiamento dei sistemi colturali su scala territoriale, mettendo tuttavia in evidenza la difficoltà di comparare la lisciviazione dei nitrati di aziende che hanno aderito alle misure agroambientali rispetto a quelle convenzionali. L'applicazione di modelli matematici di simulazione ha invece consentito di superare questi limiti, rendendo possibile la valutazione dell'impatto delle misure agroambientali del PSR a scala di singola coltura ed in particolare dell'effetto della riduzione delle dosi di concime e della scelta di impiegare fertilizzanti organici o minerali. Entrambi gli approcci metodologici sono tuttavia risultati complementari ed imprescindibili al fine di comprendere le relazioni tra il cambiamento di pratiche agricole (es.: dosi di azoto, fertilizzazione organica) associate all'adozione di disciplinari agroambientali e gli indicatori di impatto ambientale.

Di seguito verranno discussi sinteticamente i risultati delle simulazioni sulla concentrazione e le perdite di nitrati nel deflusso, e sulle rese delle colture impiegate nelle simulazioni. I risultati verranno quindi posti a confronto con quelli derivanti dal monitoraggio a scala di bacino, mentre la dinamica dei nitrati del suolo nell'area campione di pianura non verrà riportata in quanto le misurazioni sono state condotte per un arco temporale limitato per poter fornire indicazioni rigorose e generalizzabili.

Le simulazioni con il modello DSSAT hanno riguardato un sistema colturale basato sull'avvicendamento frumento duro – mais a diversi livelli di input di azoto (Tabella 10).

La scelta di queste colture ha tenuto conto della elevata incidenza delle superfici coltivate con questi cereali e della precisione di stima offerta dal modello adottato su queste due colture.

Le valutazioni relative al mais, per l'area campione di pianura, si riferiscono alla coltura irrigua, mentre nessun apporto irriguo è stato previsto per l'ambiente di collina, conformemente con le pratiche convenzionali nella regione Marche.

La distinzione tra ambiente collinare asciutto e pianura irrigua, sebbene non presente nei disciplinari PSR, è stata optata al fine di tenere conto, nella valutazione, della minore potenzialità produttiva dei sistemi colturali di collina rispetto a quelli irrigui di pianura.

I livelli di input azotato sono stati stabiliti in funzione delle prescrizioni dei disciplinari PSR (misura F1 e F2) e dei vincoli imposti dalla direttiva nitrati (Tabella 10).

Tabella 10 – Avvicendamento colturale frumento duro-mais simulato con DSSAT e relative dosi di azoto utilizzate nelle simulazioni di pianura e collina.

Sistema colturale	Collina		Pianura	
	Frumento	Mais	Frumento	Mais
Basso input	90	180	-	-
F1 ZVN	120	220	120	220
F2 ZVN (Biologico ZVN)	120	220	120	220
F1	140	280	140	280
Biologico	-	-	180	350
Convenzionale	-	-	180	350

I risultati delle simulazioni in termini di perdite (Tabella 11) e di concentrazione di nitrati (Tabella 12) nel deflusso superficiale, di resa (Tabella 13) e di efficienza d'uso dei nitrati (Tabella 14) dei sistemi colturali posti a confronto sono stati indicizzati utilizzando come valori di riferimento (= 100) le stime relative al disciplinare F1 per l'ambiente di collina ed al sistema convenzionale per l'area di pianura. La scelta di optare per differenti sistemi colturali di riferimento per i due ambienti è legata al fatto che le dosi di azoto sono state commisurate alle potenzialità produttive delle colture e, pertanto, per l'ambiente di collina, mediamente meno produttivo, si è deciso di fare riferimento alle dosi massime consentite nel disciplinare F1.

Analizzando le perdite di nitrati nelle simulazioni di pianura per aree ZVN (Tabella 11) emerge che il passaggio da un sistema colturale convenzionale al disciplinare F1 ZVN determina un indice di lisciviazione dei nitrati pari a 55 contro un valore di 83 in regime di adozione del disciplinare F2 ZVN. Le maggiori perdite di nitrati stimate simulando i sistemi biologici (F2 ZVN) rispetto ai sistemi a basso impatto (F1 ZVN) nell'avvicendamento frumento-mais, pur a parità di dose di azoto ($220 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$), sono da attribuire principalmente al mais, nel periodo autunnale precedente la semina di questa coltura, quando si verifica una maggiore suscettibilità alla lisciviazione dei nitrati rilasciati in seguito alla mineralizzazione della sostanza organica interrata in estate per la concomitanza del surplus idrico e dell'assenza di copertura vegetale. Le perdite durante il ciclo colturale del frumento risultano invece inferiori poiché l'interramento della sostanza organica avviene dopo la raccolta di quest'ultimo, ovvero circa 2 mesi più tardi rispetto al mais, e l'azoto mineralizzato viene, almeno in parte, assorbito dal frumento nelle prime fasi del ciclo durante il periodo invernale.

Nonostante le perdite di nitrati in valore assoluto sono state relativamente contenute, le concentrazioni medie di nitrati nel deflusso, pur con dinamiche interannuali variabili in funzione dell'andamento meteorico, sono state quasi sempre superiori a 50 mg L^{-1} (cfr. report 5-IV-RF). Analogamente a quanto simulato per le perdite di azoto lisciviato, il sistema biologico per aree ZVN (F2 ZVN) ha mostrato indici di concentrazione di nitrati nel deflusso (Tabella 12) mediamente superiori rispetto al sistema F1 ZVN, in misura più marcata nel mais e nel sito di pianura. Il mais è quindi risultato maggiormente suscettibile alla lisciviazione dei nitrati, a causa del lungo periodo in cui il suolo rimane privo di copertura vegetale prima dell'impianto (da luglio dell'anno precedente alla semina a maggio dell'anno successivo). In questo arco temporale, i nitrati liberati dalla mineralizzazione della sostanza organica nel periodo estivo e ad inizio autunno si accumulano e risultano potenzialmente lisciviabili. Inoltre, la maggiore vulnerabilità dei sistemi biologici rispetto a quelli convenzionali e a basso impatto (F1) è legata

alla distribuzione di fertilizzanti organici nei mesi estivi che comporta un ulteriore accumulo di nitrati nella soluzione circolante.

Nonostante la riduzione di apporti di azoto in F1 ZVN e F2 ZVN rispetto ai sistemi analoghi per aree non ZVN (F1 e biologico) e rispetto al sistema convenzionale, il contenuto di ione nitrico nel deflusso è stato mediamente sempre superiore al limite di 50 mg L^{-1} , per entrambe le colture. Il sistema a basso input, per il quale sono state utilizzate dosi di 90 e 180 kg ha^{-1} rispettivamente per frumento e mais in collina, ha determinato indici di concentrazione dei nitrati mediamente inferiori a tutti gli altri sistemi posti a confronto, con livelli di nitrati nel deflusso inferiori al di sotto di 50 mg L^{-1} unicamente per frumento duro.

Tabella 11 – Indice di lisciviazione dei nitrati (F1 = 100 in collina; Ordinario = 100 in pianura) per l'avvicendamento colturale frumento-mais. Il mais in pianura è in irriguo. Medie di 8 anni di avvicendamento. Tra parentesi l'N lisciviato in kg ha^{-1} .

Sistema colturale	Collina		Pianura		Media avvicendamento	
	Frumento	Mais	Frumento	Mais	Collina	Pianura
Basso input	67	74	-	-	71	-
F1 ZVN	80	80	54	56	80	55
F2 ZVN (Biologico ZVN)	87	94	67	97	91	83
F1	100 (30)	100 (35)	75	74	100	74
Biologico	-	-	81	92	-	96
Convenzionale	-	-	100 (52)	100 (61)	-	100 (57)

Tabella 12 – Indice di concentrazione di nitrati nel deflusso (F1 = 100 in collina; Ordinario = 100 in pianura) per l'avvicendamento colturale frumento-mais. Il mais in pianura è in irriguo. Medie di 8 anni di avvicendamento. Tra parentesi la concentrazione di nitrati in mg L^{-1} .

Sistema colturale	Collina		Pianura		Media avvicendamento	
	Frumento	Mais	Frumento	Mais	Collina	Pianura
Basso input	63	75	-	-	69	-
F1 ZVN	80	78	54	56	79	56
F2 ZVN (Biologico ZVN)	86	92	67	95	90	83
F1	100 (65)	100 (77)	73	73	100	74
Biologico	-	-	80	107	-	96
Convenzionale	-	-	100 (109)	100 (126)	-	100 (117)

Nell'ambiente di pianura, la riduzione degli input di concime azotato minerale su frumento passando dal sistema convenzionale al sistema F1 ($180 \text{ vs. } 140 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$) ha determinato una riduzione delle rese del 17%. Una riduzione delle rese ancora più marcata, pari al 28%, è stata stimata per il sistema F1 ZVN con concimazioni azotate inferiori ($120 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$) rispetto al convenzionale e al disciplinare F1 per aree ZVN.

A parità di dose di azoto, la sostituzione di concimi minerali con fertilizzanti organici, ha determinato un calo di resa nel frumento di circa il 26% nei sistemi biologici rispetto a quelli convenzionali. Allo stesso modo, la riduzione dell'indice di resa del frumento è risultata più marcata con la concimazione organica a dosi di azoto compatibili con i disciplinari per aree ZVN rispetto al sistema con le stesse dosi di azoto ma distribuito in forma minerale (55 vs. 72 rispettivamente per F2 ZVN e F1 ZVN nell'area di pianura).

Il mais ha mostrato indici di resa paragonabili al sistema colturale ordinario di riferimento, con la sola eccezione del sistema F2 ZVN che ha avuto rese di granella inferiori rispetto al disciplinare F1 ZVN, per il quale sono state applicate le stesse dosi di azoto ma in forma minerale invece che organica. Ciò è probabilmente da attribuire alle maggiori perdite di azoto

per lisciviazione nel sistema biologico, come già evidenziato in precedenza, che hanno determinato uno stress di azoto alla coltura.

In ambiente collinare, il principale fattore di stress è rappresentato dal deficit idrico dei sistemi colturali asciutti, che ha determinato un minore livello produttivo del sistema colturale preso come riferimento rispetto a quanto stimato per l'area di pianura (4,6 vs. 5,1 t ha⁻¹ per il frumento e 4,1 vs. 11,2 t ha⁻¹ per il mais). Ciò ha ridotto il calo di resa del frumento atteso dall'applicazione dei disciplinari agroambientali rispetto al sistema di riferimento. Nel caso del mais le differenze di resa in tutti i sistemi posti a confronto sono risultate trascurabili, come conseguenza della bassa potenzialità produttiva della coltura in regime asciutto, anche con concimazione convenzionale. In generale, le rese di mais in ambiente collinare sono fortemente ridotte rispetto alla simulazione di pianura a causa dello stress idrico dovuto all'assenza di irrigazione (cfr. tabella 27 del report 5-IV-RF).

Tabella 13 – Indice di resa di frumento e mais in avvicendamento biennale (F1 = 100 in collina; Ordinario = 100 in pianura). Il mais in pianura è in irriguo. Medie di 8 anni di avvicendamento. Tra parentesi la produzione di granella in t ha⁻¹.

Sistema colturale	Collina		Pianura	
	Frumento	Mais	Frumento	Mais
Basso input	71	100	-	-
F1 ZVN	84	99	72	99
F2 ZVN (Biologico ZVN)	64	99	55	79
F1	100 (4,6)	100 (4,1)	83	100
Biologico	-	-	74	94
Convenzionale	-	-	100 (5,1)	100 (11,2)

Al fine di comprendere meglio le relazioni tra produttività, perdite di nitrati e input di azoto sono stati calcolati alcuni indici legati all'efficienza d'uso dell'azoto per tutti i sistemi colturali simulati con il modello DSSAT (Tabella 14). In particolare, sono stati presi in esame tre diversi tipi di indice, calcolati assumendo un contenuto di azoto del prodotto asportato secondo quanto indicato nella tabella 3 della relazione 4-III-RF:

- 1) indice di efficienza d'uso (NUE), calcolato come produzione asportata per unità di azoto fornito con la concimazione. L'efficienza è tanto maggiore quanto più alto l'indice, che però diventa infinitamente grande nel caso in cui la coltura venisse coltivata senza concimazione, che può essere il caso di avvicendamenti con leguminose o terreni caratterizzati da fertilità naturale.
- 2) Indice di recupero dell'azoto (NR) calcolato come quantità di azoto asportata per unità di azoto fornito con la concimazione. L'indice sarà inferiore al 100% quando l'azoto asportato è inferiore a quello somministrato con la concimazione, ma può essere superiore nel caso di coltivazioni che sfruttano la naturale fertilità del suolo.
- 3) bilancio dell'azoto (Nbal), calcolato come differenza tra azoto somministrato con la concimazione e azoto asportato con il prodotto.

Nell'ambiente di collina, il frumento ha mostrato maggiori indici di efficienza d'uso dell'azoto e di recupero dell'azoto rispetto al mais in tutti i sistemi colturali simulati e, conseguentemente, un bilancio azotato sempre marcatamente inferiore. Inoltre, la coltivazione del frumento secondo il disciplinare F2 ZVN è risultata mediamente meno efficiente in termini di uso dell'azoto rispetto al sistema colturale preso come riferimento. Nelle condizioni di pianura, il sistema colturale F2 ZVN per il frumento ha confermato una minore efficienza d'uso dell'azoto e di recupero dell'azoto somministrato con la concimazione (49 vs. 59%) rispetto al sistema convenzionale, sebbene ha mostrato un minore bilancio azotato. Nel disciplinare biologico per aree di pianura fuori ZVN, con dosi di azoto maggiori rispetto allo stesso disciplinare per aree

ZVN (180 vs. 120 kg ha⁻¹ N), anche il bilancio dell'azoto ha superato 100 kg ha⁻¹ contro 74 kg ha⁻¹ del sistema convenzionale.

In pianura, il mais coltivato nel rispetto dei disciplinari biologici per aree ZVN ha mostrato più elevati indici NUE e NR rispetto al sistema convenzionale, mentre alle dosi di concime azotato impiegate nelle simulazioni per aree non ZVN l'efficienza d'uso dell'azoto del mais era maggiore nel sistema convenzionale.

Tabella 14 – Indici di efficienza d'uso dell'azoto di frumento e mais in avvicendamento biennale. Il mais in pianura è in irriguo. Medie di 8 anni di avvicendamento.

Sistema colturale	NUE (kg ha ⁻¹ s.s. asportata per kg ha ⁻¹ N somministrato)				NR (%)				Nbal (kg ha ⁻¹ N)			
	Collina		Pianura		Collina		Pianura		Collina		Pianura	
	F	M	F	M	F	M	F	M	F	M	F	M
Basso input	36	23			75	47			22	95		
F1 ZVN	32	19	30	50	67	39	64	106	40	134	44	-12
F2 ZVN	24	18	23	40	51	38	49	85	59	136	62	33
F1	33	14	30	40	68	30	63	84	44	195	51	44
Biologico			21	30			43	63			102	128
Convenzionale			28	32			59	67			74	114

F = frumento; M = mais

Le simulazioni con il DSSAT hanno messo in evidenza alcuni fattori critici che influenzano la dinamica della concentrazione dei nitrati nel deflusso e le quantità di azoto perso per lisciviazione, tra cui l'uso del suolo ed il grado di copertura vegetale durante i periodi di maggiore vulnerabilità. Al fine di valutare le relazioni tra pratiche agricole e qualità dell'acqua a scala territoriale le informazioni derivanti dalle simulazioni, condotte per singola coltura, sono state integrate con i risultati del monitoraggio a scala di bacino (Tabella 15 e Tabella 17).

Nel corso dei primi due anni di valutazione, sono stati osservati in media 788 mm anno⁻¹ di precipitazione, inferiori alla media decennale (1998-2007) pari a 857 mm anno⁻¹.

La presenza di orizzonti sottosuperficiali fortemente compattati nei due bacini monitorati, Spescia e Bottiglie, ha favorito lo smaltimento del *surplus* idrico per deflusso superficiale e sottosuperficiale (Corti et al, 2006).

Tabella 15 - Precipitazioni (altezza ed intensità oraria massima), deflusso superficiale, concentrazione di nitrati e perdite di azoto nitrico nei bacini Spescia e Bottiglie.

Anno	Pioggia (mm)	I ₆₀ max (mmh ⁻¹)	"Spescia"			"Bottiglie"		
			Deflusso superficiale (mm)	NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (kg ha ⁻¹)	Deflusso superficiale (mm)	NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (kg ha ⁻¹)
2006	951	47	347	39	26	130	40	26
2007	625	5	150	110	27	27	18	1
2008*	218	3	10	28	0	0	0	0
TOT	1794	47	507		53	157		27
MEDIA**	788	18	169	59	18	52	19	9
MEDIA (1998-2007)	857	22	182	63	28	62	24	6
media periodo Mis. 2078/92 az.D3	848	22	105	46	11	47	25	3
media periodo post Mis. 2078/92 az.D3	861	27	272	79	45	84	29	9

*: fino a marzo

**: escluso 2008

In generale, le perdite assolute di azoto sono state abbastanza modeste, con valori compresi tra 0 e 26-27 kg ha⁻¹ in entrambi i bacini. Nonostante nei bacini monitorati le dosi di fertilizzante adottate, così come le agrotecniche, possono generalmente considerarsi a basso impatto ambientale (in media 85 kg ha⁻¹ di N a Spescia vs. 39 kg ha⁻¹ a Bottiglie nel periodo 2005 – 2007; 91 vs. 53 kg ha⁻¹ di N in media nei 10 anni di monitoraggio – Tabella 7), le concentrazioni di nitrati hanno avuto dinamiche differenti a seconda del grado di copertura del suolo. A

Bottiglie la concentrazione di nitrati nel deflusso è stata sempre inferiore a 50 mg L^{-1} , con i valori più elevati nel 2006 come conseguenza della rottura di un medicaio che occupava il 10% della SAU, e la conseguente assenza di copertura vegetale fino al completo insediamento del frumento successivo in febbraio, oltre alle perdite autunnali di azoto derivanti dalla mineralizzazione dei residui colturali del medicaio.

A Spescia l'andamento delle concentrazioni di nitrati è stata fortemente influenzata dalla copertura vegetale: nel 2006, con l'intera superficie occupata dalla coltura di frumento sono stati registrati valori paragonabili a quelli del bacino Bottiglie ($39 \text{ vs. } 40 \text{ mg L}^{-1}$), mentre nel 2007 sono stati misurati 110 mg L^{-1} contro alcun evento di deflusso significativo nel bacino Bottiglie. Le dinamiche osservate sono spiegabili dal maggiore grado di copertura del suolo durante l'anno e dalla diversificazione spaziale delle colture del bacino Bottiglie rispetto al bacino Spescia (Figura 2), dovuti alla presenza di sistemi colturali biologici su un'ampia superficie dell'intero bacino e conseguente maggiore incidenza di colture perenni. Dai risultati del monitoraggio emerge inoltre che l'aumento di concentrazione di nitrati nei deflussi superficiali è solo occasionalmente associato al verificarsi di intensi eventi meteorici entro 3-4 settimane dalla distribuzione di fertilizzanti azotati.

Al fine di comprendere meglio l'effetto della fertilizzazione azotata sulla qualità dell'acqua a scala di bacino in relazione alla produttività delle colture e all'efficienza di uso dell'azoto distribuito con le concimazioni sono stati calcolati gli indici NUE, NR e Nbal secondo le modalità indicate precedentemente.

I risultati indicano una forte variabilità tra aree campione, tra anni e tra colture per quanto riguarda le produzioni e le concimazioni, che condizionano i valori degli indici calcolati (Tabella 16).

Le concimazioni azotate osservate sul frumento non hanno mai superato i valori massimi indicati dalla misura F1 e in pianura si sono rivelate in media allineate con quelle previste per le ZVN. Le produzioni conseguite sono risultate inferiori di circa il 20% in collina rispetto alla pianura, nonostante in alcuni casi siano stati osservati livelli di concimazione azotata superiori. Ciò conferma il fatto che l'efficienza d'uso dell'azoto è tendenzialmente inferiore in situazioni caratterizzate da bassa potenzialità produttiva a causa di altri fattori abiotici, quali la scarsa potenza dei terreni e la loro disponibilità idrica nel periodo critico.

L'efficienza d'uso dell'azoto è stata in media intorno a 40 kg ha^{-1} di granella per kg di azoto somministrato con la concimazione, con oscillazioni legate alle singole annate e ad alcune situazioni particolari di avvicendamento colturale con leguminose, che ha permesso di mantenere alte le produzioni di granella pur con dosi basse di fertilizzante.

Nelle condizioni considerate, il frumento duro ha dimostrato di utilizzare oltre l'80% dell'azoto somministrato con la concimazione. Questo indice di efficienza potrebbe ulteriormente essere migliorato senza rinunciare alla produttività evitando la concimazione in pre-semina, che può dar luogo a perdite di azoto per lisciviazione di nitrati nel periodo invernale, prima che il frumento possa assorbirlo.

Il bilancio dell'azoto del frumento duro è risultato in media pari a $+20 \text{ kg ha}^{-1}$ di azoto, quantitativo in assoluto basso ma sufficiente a dar luogo a concentrazioni di nitrati elevate nell'acqua di percolazione se distribuito in epoca inopportuna, come sopra descritto.

I dati disponibili per il mais indicano efficienza d'uso dell'azoto doppia rispetto al frumento, con bilanci dell'azoto pressoché in pari, corrispondente ad una asportazione uguale o addirittura superiore alle dosi di azoto somministrate. Questo risultato è stato attribuito all'elevata fertilità del suolo nell'area di pianura, che ha contribuito a soddisfare i fabbisogni della coltura. Tuttavia, anche in questo caso non si esclude la possibilità che si verifichino lisciviazioni di nitrati, in particolare nel periodo invernale, prima della semina del mais su terreno nudo.

I dati disponibili sulla barbabietola da zucchero indicano livelli produttivi eccezionali per l'area di pianura nel 2007, che ha portato ai massimi livelli l'efficienza d'uso dell'azoto, grazie anche alla buona fertilità naturale dei terreni dell'area campione di pianura. In collina invece, le

produzioni osservate nella stessa annata sono state di gran lunga inferiori (-64%), nonostante le concimazioni fossero più elevate che in pianura, con conseguente ridotta efficienza d'uso dell'azoto, bassa capacità di ricovero dell'azoto somministrato con la concimazione e bilancio in surplus.

Infine, i dati disponibili per il girasole, in collina, indicano una efficienza d'uso dell'azoto intermedia tra frumento e mais, una grande capacità di assorbimento dell'azoto presente naturalmente nel terreno e un bilancio dell'azoto prossimo allo zero. Per bietola e girasole vale tuttavia il discorso fatto per mais, relativamente al rischio di lisciviazioni di nitrati nel periodo autunno-invernale, quando il terreno è nudo e la coltura non è stata ancora seminata.

I risultati appena esposti permettono di fare le seguenti considerazioni:

- La variabilità interannuale delle produzioni è un fattore importante nella definizione dell'efficienza d'uso dell'azoto delle colture, che in genere è più bassa nelle aree collinari, caratterizzate da minore potenzialità produttiva per limiti ambientali che prescindono dalla disponibilità di azoto.
- Per poter valutare correttamente il rischio ambientale di diversi sistemi colturali è necessario disporre di lunghe serie di dati su produzioni delle colture, tecnica di concimazione utilizzata e qualità dei prodotti asportati. Questi dati, a scala regionale, non sono disponibili e non permettono pertanto di avere riscontri robusti sui quali programmare le misure per la tutela delle risorse idriche dall'inquinamento da nitrati.
- I dati disponibili su frumento duro sono coerenti con quelli conseguiti con le simulazioni DSSAT, che ha dimostrato di essere uno strumento adeguato ad effettuare valutazioni quantitative robuste anche in assenza di lunghe serie temporali di dati osservati in campo.

Tabella 16 - Indici medi (tra parentesi il range) di efficienza d'uso dell'azoto in alcune colture non leguminose misurati nelle aree campione nel biennio 2006-2007.

Coltura	concimazione kg ha ⁻¹ N D	Produzione (t ha ⁻¹) (A)	%N nel prodotto asportato (B)	kg ha ⁻¹ N asportato C=(AxB)	NUE E=(Ax1000/D)	NR (%) F=C/D	Nbal G=D-C
Frumento duro (pianura)	122 (115÷129)	4,9 (4,6÷5,2)	2,1	103 (97÷109)	40	84	19 (18-20)
Frumento duro (collina)	102 (59÷138)	3,9 (3,7÷4,2)	2,1	82 (78÷88)	44 (27÷71)	93 (56÷149)	20 (-30÷60)
Frumento duro (media)	110 (59÷138)	4,3 (3,7÷5,2)	2,1	90 (78÷109)	43 (27÷71)	89 (56÷149)	20 (-30÷60)
Mais trinciato (pianura)	230	20	1,26	253	87	110	-23
Barbabietola da zucchero (pianura)	92	79	0,2	158	859	172	-66
Barbabietola da zucchero (collina)	157	29	0,2	58	185	37	99
Girasole (collina)	27	1,8	2,3	41	67	153	-14

Per quanto riguarda le perdite di fosforo solubile nel deflusso superficiale (Tabella 17), i risultati del monitoraggio a scala di bacino indicano che solo occasionalmente si registrano valori superiori alla soglia di 0,1 mg L⁻¹ stabilita a livello europeo per le acque fluviali. Tuttavia,

occorre ricordare che anche piccole concentrazioni di fosforo solubile possono avere un effetto eutrofizzante a causa della sua bassa solubilità e dell'importanza che esso riveste per l'accrescimento degli organismi vegetali acquatici, soprattutto nelle fasi iniziali dello sviluppo.

In termini di perdite assolute di fosforo solubile legate al deflusso superficiale, mediamente in entrambi i bacini non sono stati superati valori di $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$.

I picchi di concentrazione di fosforo solubile nel deflusso sono stati messi in relazione con la concimazione di fondo effettuata pochi giorni prima di una precipitazione di intensità tale da generare un deflusso superficiale.

La dinamica del fosforo a scala di bacino imbrifero nella collina marchigiana merita ulteriori approfondimenti, in particolare per quanto riguarda le perdite assolute di fosforo totale e di fosforo debolmente legato al particolato, che potrebbe rendersi disponibile "a valle" in acquiferi particolarmente poveri di fosforo nei quali l'argilla in sospensione potrebbe rilasciarne quantità rilevanti ai fini dell'eutrofizzazione (Roggero et al., 1997a).

Tabella 17 - Precipitazioni (altezza ed intensità oraria massima), deflusso superficiale, concentrazione media di fosforo solubile nei bacini Spesca e Bottiglie.

Anno	Pioggia (mm)	$I_{60\text{max}}$ (mmh ⁻¹)	"Spesca"			"Bottiglie"		
			Deflusso superficiale (mm)	P-PO ₄ ⁻ (mg L ⁻¹)	P ₂ O ₅ (kg ha ⁻¹)	Deflusso superficiale (mm)	P-PO ₄ ⁻ (mg L ⁻¹)	P ₂ O ₅ (kg ha ⁻¹)
2006	951	47	347	0,04	0,3	130	0,04	0,1
2007	625	5	150	0,12	0,3	27	0,16	0,0
2008*	218	3	10	0,06	0,0	0	0,00	0,0
Tot	598	47	507		0,6	157		0,1
MEDIA**	598	18	169	0,07	0,2	52	0,07	0,0
MEDIA (1998-2007)	749	22	182	0,08	0,3	61	0,07	0,1
media periodo Mis. 2078/92 az.D3	848	22	105	0,08	0,2	47	0,08	0,1
media periodo post Mis. 2078/92 az.D3	861	27	272	0,07	0,4	84	0,09	0,1

*: fino a marzo

** : escluso 2008

Nonostante la simulazioni hanno evidenziato che l'utilizzo di fertilizzanti organici determina più elevate perdite di nutrienti rispetto a sistemi analoghi basati sulla distribuzione di fertilizzanti minerali, dai risultati del monitoraggio emerge che i sistemi agricoli biologici, inducendo una modifica dei sistemi colturali verso una maggiore presenza di colture conservative, riducono le perdite nel periodo autunnale e, quindi, hanno un complessivo effetto protettivo a scala di bacino. Il cambiamento di avvicendamento colturale è pertanto uno dei principali fattori da tenere in considerazione al fine di affrontare efficacemente il problema delle perdite di nitrati, analogamente a quanto già evidenziato nella valutazione delle relazioni tra pratiche agricole e perdite di suolo per erosione.

La sola riduzione delle dosi di concime azotato influisce positivamente solo su uno dei diversi fattori che regolano le dinamiche dei nutrienti nel deflusso, riducendo i *surplus* di azoto e fosforo, mentre non ha effetti sostanziali sulle perdite di nitrati rilasciati dalla mineralizzazione della sostanza organica e di fosforo associate all'erosione del suolo. Se l'adozione di minori livelli di input di azoto può risultare efficace in sistemi agricoli di pianura, con suoli sabbiosi ed elevata piovosità e che tradizionalmente vengono fertilizzati con elevate dosi di azoto per controbilanciare le perdite come avviene nel nord Europa o in alcune regioni italiane, nella regione Marche è auspicabile promuovere soprattutto la modifica degli avvicendamenti colturali in modo da garantire una maggiore presenza di colture nei periodi di maggiore vulnerabilità alla lisciviazione.

5.3.3. Qualità dell'acqua di falda

La valutazione dell'impatto delle misure agroambientali sulla qualità dell'acqua di falda è stata effettuata mediante il monitoraggio dell'acqua prelevata da otto pozzi nei due bacini di collina

(Figura 4 e Tabella 18) e mediante l'analisi pedologica ed il monitoraggio del contenuto di umidità a diversi orizzonti dei profili studiati nell'area campione di pianura.

Nei bacini collinari le dinamiche della concentrazione dei nutrienti nell'acqua di falda non sono risultate sempre facilmente interpretabili per la difficoltà di attribuire l'acqua di ciascun pozzo al proprio bacino di competenza. La struttura idrogeologica dei due bacini infatti ha messo in evidenza che le falde alle quali attingono i pozzi in collina sono per lo più falde sospese, che si riscontrano in strati a tessitura sabbiosa, più permeabili, nei quali l'acqua defluisce con percorsi non facilmente prevedibili. In queste condizioni, i tempi necessari per le modifiche della concentrazione di nitrati nell'acqua di falda possono essere anche molto lunghi.

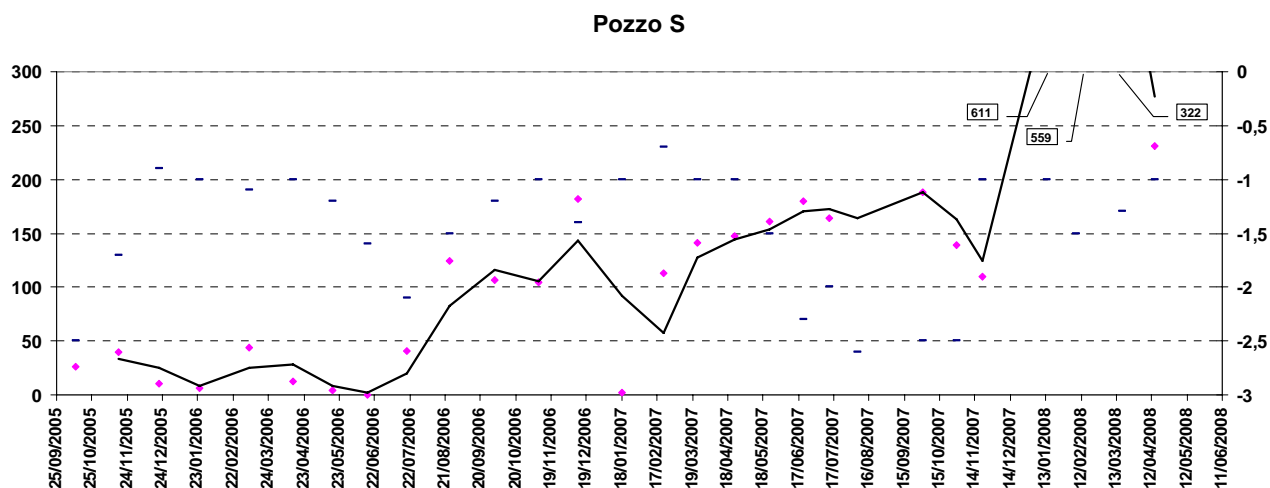
Alla luce di queste considerazioni non è stato possibile giungere a conclusioni scientificamente valide sull'origine e la dinamica del fenomeno di inquinamento delle acque sottosuperficiali, sebbene i risultati osservati abbiano fornito alcune indicazioni importanti.

Durante il periodo di valutazione la concentrazione media di nitrati riscontrata nei pozzi ubicati nel bacino Spescia (S, 4 e 6) è risultata superiore alla soglia di potabilità pari a 50 mg L^{-1} .

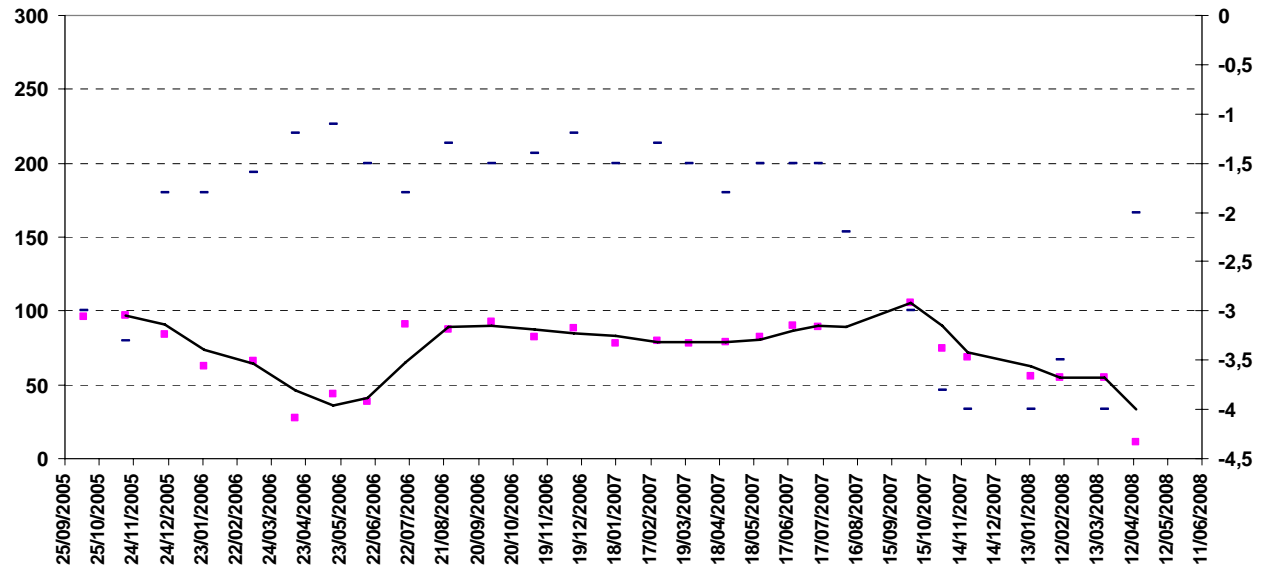
Nel bacino Bottiglie sono state osservate concentrazioni medie di nitrati superiori ai 50 mg L^{-1} solamente nel pozzo 3 utilizzato a scopi irrigui, mentre nei pozzi non utilizzati (B, 1, 2a e 7) la concentrazione media è stata inferiore a 24 mg L^{-1} .

La differenza di concentrazione tra le due tipologie di pozzo può essere attribuita al turnover dell'acqua di falda nei pozzi utilizzati, che risentirebbero quindi maggiormente delle pratiche agricole in superficie.

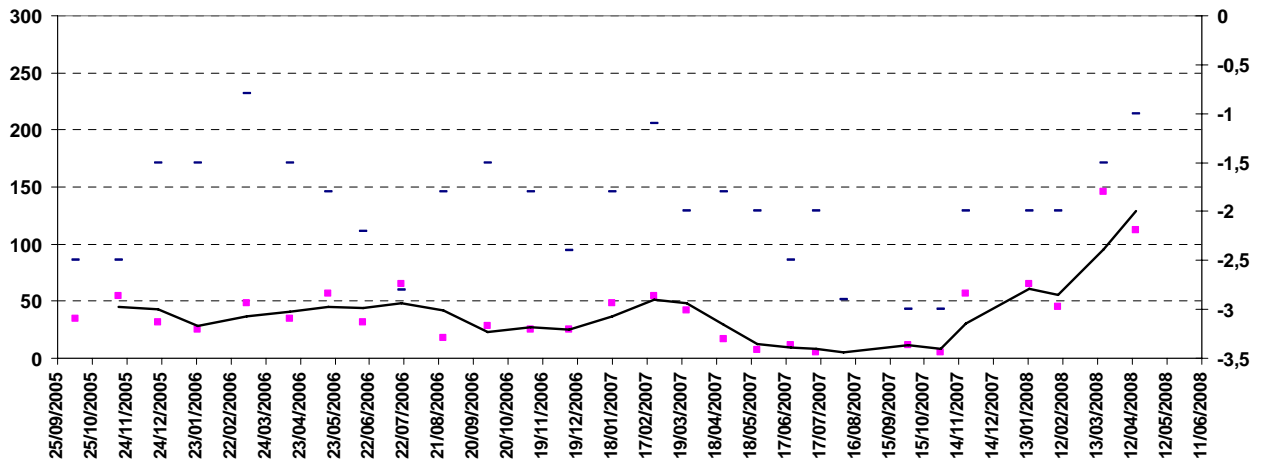
In generale, l'analisi dell'acqua dei pozzi ha confermato, in accordo con quanto osservato in altre sperimentazioni condotte a scala parcellare, l'esistenza di una situazione di degrado della qualità delle acque profonde, che testimonia un eccesso di nitrati nell'acqua che ricarica le falde.



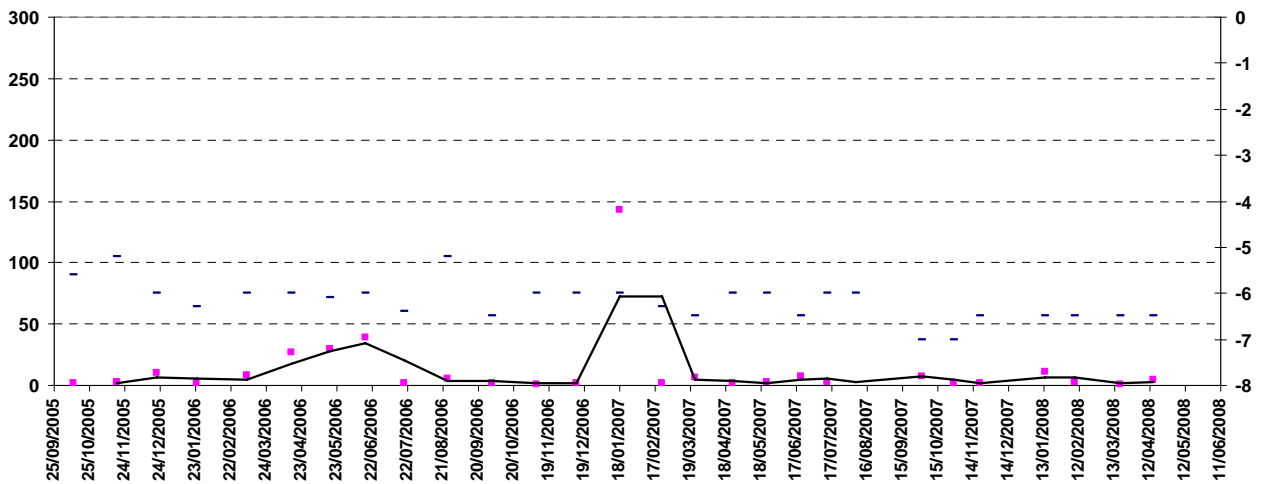
Pozzo 4

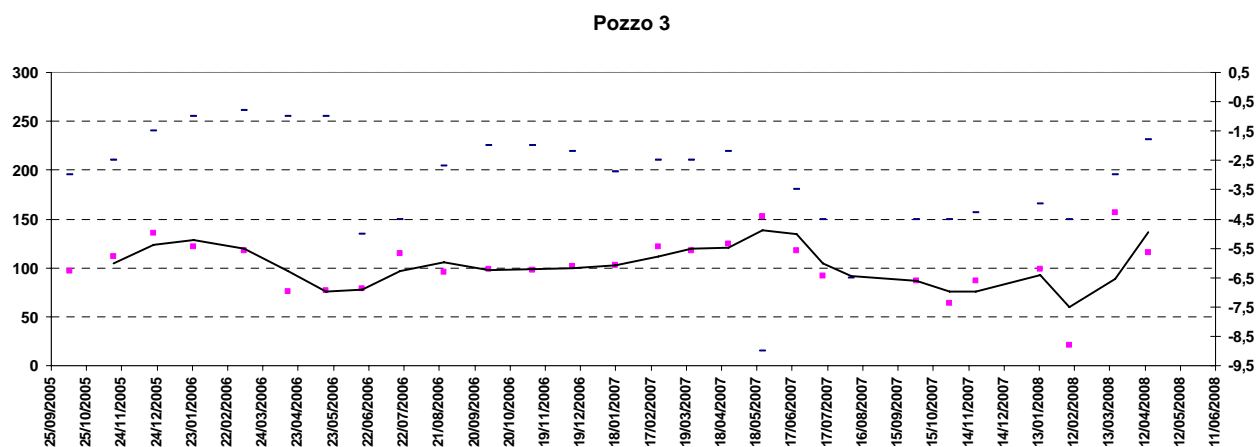
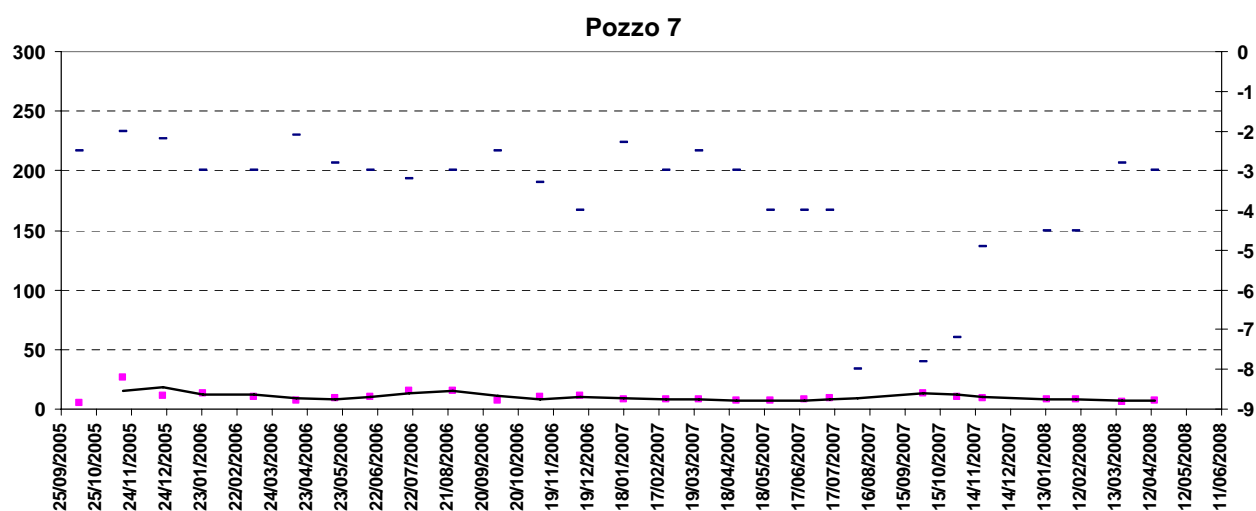
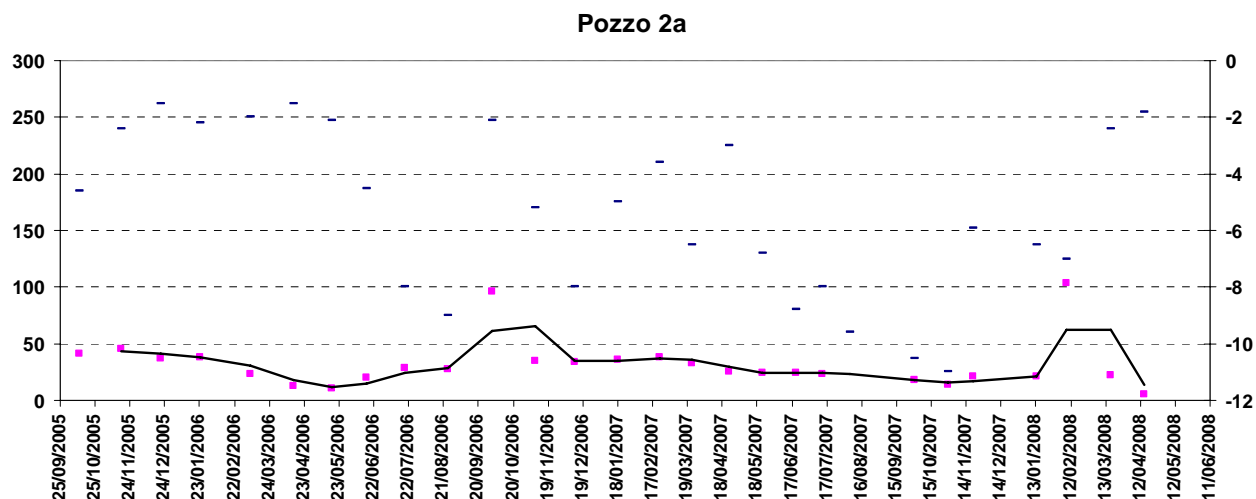


Pozzo 6



Pozzo B





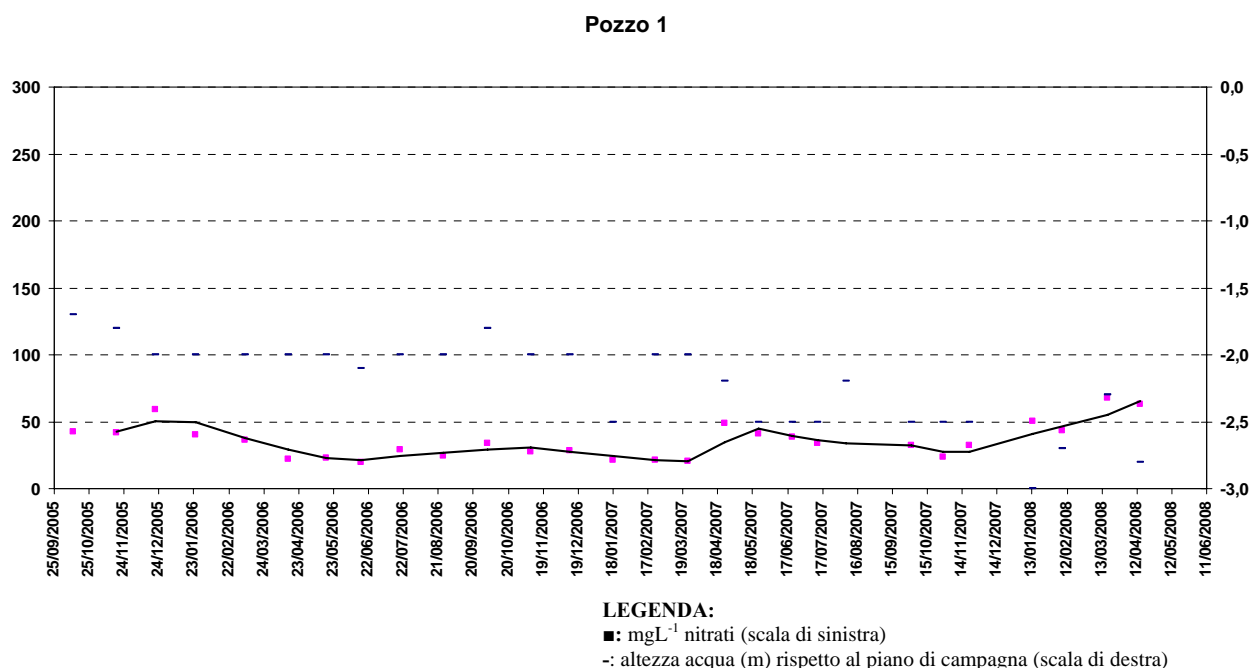


Figura 4 - Dinamica della concentrazione di nitrati (mg L^{-1}) e della piezometrica (m) (dal piano di campagna) dei pozzi ubicati nei due bacini sperimentali (Bottiglie pozzi: 1-2a-3-7-B; Spesica pozzi: 4-6-S).

Tabella 18 – Concentrazione media di nitrati (mgL^{-1}) osservata nei pozzi monitorati nel periodo 1998-2008 (Analisi effettuate dal Laboratorio Agrochimico Regionale dell'ASSAM).

Bacino	Pozzo	$\text{NO}_3^- (\text{mgL}^{-1})$		
		Media (1998-2008)	media periodo Mis. 2078/92 az.D3	media periodo post Mis. 2078/92 az.D3
Spesica	4	100	135	79
	S	70	18	107
	6	68	n.d.	68
Bottiglie	3	112	118	107
	1	43	48	40
	2a	35	n.d.	35
	7	10	n.d.	10
	B	7	3	6
Media		56	64,4	56,5

Nell'area campione di pianura, l'analisi pedologica ha evidenziato la presenza di un orizzonte indurito (*fragipan*) a profondità fra 1 e 2 m. Tale orizzonte, virtualmente impermeabile e impenetrabile da parte delle radici, è distribuito a macchia di leopardo, ma anche dove esso non è presente, a profondità analoghe vi sono orizzonti con elevata densità apparente. Ciò fa supporre che, nei suoli dell'area di pianura, la possibilità che l'acqua del suolo giunga alla falda superficiale non è assolutamente provato. Da un punto di vista pedologico questi orizzonti con elevata densità non sono veri e propri *fragipan* in quanto la densificazione è solo un primo passo che orizzonti sottosuperficiali compiono per diventare *fragipan*. Dal punto di vista del movimento verticale dell'acqua del suolo, però, gli orizzonti a elevata densità si comportano come i *fragipan*, impedendone l'approfondimento oltre i 2 m. Allo stesso modo, è assolutamente improbabile che l'acqua delle falde possa arrivare a interessare il suolo. In pratica, almeno per situazioni analoghe a quelle dell'area di pianura, le acque di falda e la soluzione del suolo probabilmente non sono in contatto fra loro per l'interposizione di un orizzonte di suolo impermeabile. Da ciò si dovrebbe dedurre che la composizione delle acque di falda non dipenda dalla composizione delle acque circolanti nel suolo, le quali, anche con l'attuale sistema di conduzione, solo in certi periodi dell'anno arrivano a profondità superiori a

1 m. In assenza di ulteriori osservazioni sulla distribuzione di orizzonti induriti, sembra più probabile che la composizione delle acque di falda dipenda più dalla conduzione dei sistemi di collina dove, grazie anche alla presenza di fratture vertiche, si può avere un rapido approfondimento delle acque del suolo verso la falda superficiale.

Fra i limiti di queste osservazioni vanno inclusi la esiguità dei profili aperti; ad oggi, sapendo della presenza di orizzonti densificati e dell'importanza che questi hanno sulla circolazione dell'acqua, risulta chiara la necessità di stabilire con maggior precisione la diffusione di *fragipan* e/o orizzonti induriti. Altro limite è il sistema di misura dell'umidità del suolo che, sempre con il senno del poi, doveva essere esteso a profondità maggiori di quelle considerate e andare a interessare gli orizzonti induriti.

5.4. *Impatto dei sistemi colturali sull'erosione del suolo*

La valutazione dell'impatto delle misure agroambientali sull'erosione idrica del suolo è stata effettuata mediante l'applicazione del modello di simulazione EUROSEM, calibrato e successivamente validato sui dati di afflussi, deflussi superficiali ed erosione del suolo derivanti dal monitoraggio dell'acqua di deflusso dei due bacini nell'area campione di collina.

Nell'ambito dei disciplinari previsti nelle misure F1 e F2 del PSR 2000-2006, un adeguato dimensionamento della rete di drenaggio e l'impiego delle *cover crop* rappresentano i principali interventi che possono avere avuto un effetto sulle perdite di suolo per erosione valutabile nel breve periodo. E' noto infatti che la concimazione non ha praticamente effetti rilevabili sull'erosione, se non, in misura limitata, attraverso gli effetti benefici sulla fertilità fisica del suolo a seguito del prolungato impiego di fertilizzanti organici (Bryan, 2000; Bazzoffi, 2007). Nel breve periodo, le fertilizzazioni organiche non riducono significativamente le perdite di suolo, considerati i tempi molto lunghi affinché l'incremento di sostanza organica nel suolo sia apprezzabile, in particolare in suoli arati (Triberti et al. 2008). I risultati di esperimenti pluriennali condotti nella collina interna della regione (Roggero e Toderi 2002) hanno messo in evidenza che l'erosione idrica del suolo in questi contesti dipende principalmente dalla copertura vegetale e da fattori associati alle caratteristiche dei suoli e dalle pendenze dei versanti, più che dalle dosi di fertilizzanti o dalla profondità di aratura.

Per questo motivo, la stima dell'erosione è stata effettuata simulando diversi sistemi colturali scelti tra quelli più rappresentativi dei due microbacini monitorati ed, in generale, del territorio regionale come si evince dall'analisi dei database sulle colture finanziate con la PAC e con il PSR (cfr. paragrafo 5.1 del presente rapporto).

Le simulazioni con EUROSEM hanno quindi previsto la valutazione degli effetti di un incremento di colture potenzialmente più protettive nei confronti del rischio erosivo, quali le colture pratensi e il frumento duro, in sostituzione del girasole, considerata una coltura poco conservativa del suolo.

In Tabella 19 è riportato uno schema riassuntivo dei risultati delle simulazioni con EUROSEM. Per maggiori dettagli si rimanda al capitolo 6 del report 5-IV-RF.

Le perdite di suolo in condizioni di superficie completamente priva di vegetazione rappresentano il potenziale erosivo massimo nelle specifiche condizioni di suolo, di pendenza, di intensità dell'evento meteorico. Le simulazioni hanno messo in evidenza come la coltivazione di colture primaverili-estive su un intero versante collinare sia poco protettiva nei confronti del rischio erosivo, che viene tuttavia abbattuto del 50% circa rispetto al suolo nudo. La sostituzione di una monocoltura di girasole con un sistema caratterizzato da un rapporto 1:1 di frumento e girasole consente la riduzione dell'erosione idrica in un range tra il 10% e il 15% circa, in funzione della disposizione spaziale delle due colture lungo il versante collinare, con minori perdite di suolo ipotizzando la coltura di frumento nella parte superiore del versante.

L'uso del suolo maggiormente conservativo nei confronti del potenziale erosivo è la coltivazione di colture pratensi, cui corrisponde una diminuzione delle perdite di suolo di circa il 90% rispetto ad una condizione di suolo completamente nudo.

L'effetto sull'erosione della disposizione nello spazio delle colture e, in generale, dell'interruzione di interi fronti collinari in monocoltura, non sono stati considerati nel PSR 2000-2006. I risultati della valutazione sull'impatto dei sistemi colturali sull'erosione idrica del suolo dimostrano che eventuali misure a sostegno della diversificazione colturale e di una disposizione conservativa delle colture nello spazio potrebbero condurre a significativi decrementi del fenomeno erosivo.

Tabella 19 – Valutazione dell'impatto di diversi usi del suolo sull'erosione idrica nella collina marchigiana.

Uso del suolo	Indice di erosione (suolo nudo = 100)
Suolo nudo	100
Coltura industriale primaverile-estiva *	53
%50% frumento 50% girasole (girasole nella parte superiore del bacino)	42
%50% frumento 50% girasole (frumento nella parte superiore del bacino)	37
Cereale autunno-vernino **	36
Prato	10

* = girasole; ** = frumento duro

I risultati ottenuti con le simulazioni hanno trovato conferma nelle osservazioni del monitoraggio sul contenuto dei solidi sospesi nelle acque di deflusso superficiale a scala di bacino.

Durante il periodo di monitoraggio nell'ambito del progetto di valutazione quantitativa (2006-2008) le perdite totali di suolo misurate nei due bacini sperimentali sono state pari a 16 t ha⁻¹ nel bacino Spescia e 4 t ha⁻¹ nel bacino Bottiglie (Tabella 20).

L'erosione media annuale è stata pari a 5 t ha⁻¹ e 1 t ha⁻¹ rispettivamente nel bacino Spescia e Bottiglie, in linea ai valori medi annuali registrati nell'arco del decennio di monitoraggio avviato nel 1998 (6 t ha⁻¹ a Spescia e 3 t ha⁻¹ a Bottiglie).

In generale, l'erosione del suolo associata al deflusso superficiale è risultata solo occasionalmente molto elevata e concentrata in pochi eventi associati ad intense precipitazioni ed assenza di copertura vegetale del suolo.

La presenza di colture perenni e la maggiore diversificazione colturale nel bacino Bottiglie sono stati fattori importanti nella minore incidenza degli eventi erosivi rispetto a Spescia, caratterizzato invece dall'assenza di copertura vegetale per circa 10 mesi consecutivi ogni due anni, in particolare tra la raccolta del frumento duro ad inizio luglio e il pieno insediamento della coltura primaverile-estiva nell'anno successivo. Nel bacino Bottiglie, le perdite di suolo per erosione idrica sono state nulle per 2 anni su tre di monitoraggio, mentre nel 2006 sono state registrate 4 t ha⁻¹ di erosione in quanto il 70% della SAU risultava priva di vegetazione in seguito alla rottura di un medicaio di 6 ha.

Tabella 20 - Precipitazioni (altezza ed intensità oraria massima), deflusso superficiale, concentrazione media di solidi sospesi ed erosione idrica del suolo nei bacini Spescia e Bottiglie

Anno	Pioggia (mm)	I ₆₀ max (mmh ⁻¹)	"Spescia"			"Bottiglie"		
			Deflusso superficiale (mm)	Solidi sospesi (g L ⁻¹)	Erosione (t ha ⁻¹)	Deflusso superficiale (mm)	Solidi sospesi (g L ⁻¹)	Erosione (t ha ⁻¹)
2006	951	47	347	3	14	130	2	4
2007	625	5	150	1	2	27	0	0
2008*	218	3	10	5	0	0	0	0
TOT	1794	47	497		16	157		4
MEDIA**	788	26	249	3	5	52	1	1
MEDIA (1998-2007)	803	24	199	3	6	62	4	3
media periodo Mis. 2078/92 az.D3	848	22	105	4	6	47	4	1
media periodo post Mis. 2078/92 az.D3	861	27	272	2	7	84	6	5

*: fino a marzo

**: escluso 2008

Al fine di analizzare in dettaglio l'effetto di diverse gestioni del suolo e della loro interazione con altri fattori che influiscono sull'erosione idrica del suolo, sarebbero state necessarie informazioni sulla ripartizione a scala regionale delle misure F1 e F2 per classi di pendenza, caratteristiche fisico-chimiche dei suoli, lunghezza dei versanti, colture e sistemazioni idraulico agrarie. Alla luce dei risultati della valutazione, ottenuti senza la disponibilità di queste informazioni, è stato possibile mettere in evidenza solo l'importanza dell'ordinamento colturale e della distribuzione spaziale delle colture lungo i versanti. In particolare, si può affermare che le aziende che hanno adottato le misure agroambientali avevano un ordinamento colturale più conservativo rispetto a quelle convenzionali e che ciò può corrispondere ad una riduzione dell'erosione sino all'80% nel caso in cui i seminativi fossero sostituiti con colture prative. Un effetto analogo è prevedibile anche con l'impiego dell'inerbimento permanente dell'interfilare dei vigneti.

5.5. Impatto dei sistemi colturali sulla fertilità del suolo

Uno degli elementi caratterizzanti l'applicazione della misura F2 (agricoltura biologica) del PSR delle Marche 2000-2006 è l'introduzione di metodi di fertilizzazione organica alternativi ai concimi minerali di sintesi. Per questo motivo, gran parte dell'analisi quantitativa sull'impatto delle misure agroambientali è stata concentrata sulla dinamica del contenuto di sostanza organica del suolo in relazione alla tipologia di fertilizzante (organico vs. minerale).

I risultati conseguiti con le simulazioni, illustrati in dettaglio nel cap. 9.2 della relazione 5-IV-RF, indicano che la fertilizzazione organica, nel medio-lungo termine, può portare a significativi incrementi del contenuto di sostanza organica negli orizzonti superficiali (primi 30 cm) di suolo, con differenze dosi-dipendenti che incominciano ad essere appena percettibili (+0,15-0,20% di C organico) dopo 10-15 anni di ripetuti apporti di sostanza organica, nelle situazioni caratterizzate da una discreta fertilità di base (come l'area campione di pianura) e un po' più marcate (0,20-0,25%) nelle situazioni, più ricorrenti nella collina marchigiana, caratterizzate da bassa fertilità di base (come l'area campione di collina). Tuttavia, considerando i livelli di fertilità di partenza (circa 1% di C organico in pianura e 0,75% in collina), detti incrementi non sono trascurabili in termini assoluti e corrispondono ad un significativo "C-sink", che ha benefici effetti sia sulla fertilità chimica e fisica e sulla biodiversità microbica del suolo, sia sulla mitigazione delle emissioni di CO₂ da fonti agricole ed extra-agricole responsabili del riscaldamento globale.

I risultati della sperimentazione in corso presso l'Azienda Didattico Sperimentale di Agugliano indicano che dopo 10 anni di somministrazione di fertilizzanti organici al terreno, l'incremento di sostanza organica nel suolo è trascurabile rispetto al trattamento con concimazione minerale, a parità di dose di azoto. La fertilizzazione organica, più che la quantità modifica le caratteristiche della sostanza organica nei suoli, in particolare sembra causare la distruzione degli aggregati di suolo di dimensioni maggiori (di dimensioni paragonabili alla sabbia grossa) a

favore di aggregati strutturali di dimensioni minori (paragonabili alla sabbia fine), ma tendenzialmente più stabili, a causa dell'aumento della decomposizione della sostanza organica presente nel terreno in seguito alla somministrazione di sostanza organica fresca da parte dei microrganismi del suolo (*priming effect*). La formazione di aggregati di piccole dimensioni potrebbe causare un aumento delle perdite di suolo soprattutto in occasione di precipitazioni di intensità relativamente bassa, perché più facilmente trasportabili dall'acqua di ruscellamento superficiale a causa delle ridotte dimensioni.

L'adozione di tecniche di concimazione minerale con dosi compatibili con i disciplinari di produzione in ZVN, sembrano invece causare un decremento della sostanza organica del suolo rispetto a tecniche colturali ordinarie, probabilmente a causa dei minori apporti di azoto e di residui colturali e di un conseguente maggior consumo di sostanza organica già presente nel terreno da parte dei microrganismi. Queste tendenze necessitano comunque di ulteriori approfondimenti e di una ulteriore valutazione di lungo periodo.

I risultati hanno messo in evidenza la complessità degli effetti indotti dalla modificazione di una sola tecnica colturale (in questo caso la fertilizzazione organica) sulla fertilità del suolo e la difficoltà oggettiva di parametrizzazione ed indicizzazione degli effetti a scala territoriale.

Le implicazioni per la programmazione futura riguardano la necessità di investimenti significativi nella ricerca scientifica sullo sviluppo di strumenti quantitativi efficaci per la valutazione delle interazioni tra uso del suolo, tecnica agronomica e dinamica della sostanza organica del suolo negli agroecosistemi della regione, con l'integrazione di diversi strumenti di valutazione (sperimentazione di campo, modelli di simulazione) e competenze specialistiche (in particolare agronomia e coltivazioni, pedologia, chimica agraria, microbiologia del suolo). I risultati finora conseguiti sono tuttavia particolarmente significativi in quanto relativi a colture (mais, frumento e girasole) e sistemi colturali che complessivamente occupano in molte aree della regione ben oltre il 50% della SAU. Tuttavia, è necessario fare ulteriori studi su altre colture che hanno potenziali effetti conservativi sulla fertilità del suolo (es. i prati avvicendati e i vigneti), in quanto la combinazione di tecniche conservative di lavorazione, fertilizzazione con l'impiego di colture conservative che garantiscano il costante ricoprimento del suolo, potrebbe rappresentare una alternativa particolarmente efficace per accelerare il recupero agronomico di suoli degradati in vasti comprensori della regione.

5.6. Bioindicatori

L'analisi del sistema di bioindicatori è stata adottata al fine di valutare il grado di modificazione del paesaggio e del sistema di relazioni biotiche ad essa associate, e per ottenere indicazioni sulle strategie utili alla tutela della biodiversità dell'agroecosistema.

Dallo studio fitosociologico della vegetazione delle aree campione di collina, insieme alle analisi climatiche, geologiche e morfologiche, è stato possibile evidenziare un paesaggio diversificato ed eterogeneo (Rismondo e Taffetani 2005; Taffetani et al., 2006a), in cui la vegetazione spontanea risulta molto frammentata e di scarsa estensione, intercalata a campi coltivati o presente ai margini degli stessi. La maggiore intensificazione colturale dell'area campione di pianura ha determinato un marcato effetto sulla presenza di superfici naturali e semi-naturali, con la sola eccezione dell'alveo dei fiumi, e la vegetazione spontanea è ancora più limitata, relegata a pochi lembi a contatto soprattutto delle infrastrutture viarie e della rete idrografica principale.

Le aree campione differiscono anche in termini di complessità biocenotica, con il sito di pianura che mostra un paesaggio fortemente antropizzato, in cui le cenosi individuate rappresentano gli stadi pionieri e meno strutturati della serie di vegetazione a causa della elevata utilizzazione, anche in termini di superficie, che impedisce alla vegetazione erbacea una evoluzione dinamica verso formazioni più mature.

Tra i due bacini dell'area campione di collina è stato possibile individuare degli elementi di diversificazione, associati prevalentemente alla varietà di substrati litologici (4 tipologie nel

bacino Bottiglie e 3 nel bacino Spescia) e al differente grado di parcellizzazione (elevata frammentazione della proprietà fondiaria a Bottiglie e gestione quasi integralmente unificata dell'area con ordinamento monocolturale a Spescia), che hanno determinato una maggiore variabilità di biocenosi e di specie presenti all'interno del bacino Bottiglie ed una semplificazione del territorio e quindi di banalizzazione della vegetazione semi-naturale a Spescia.

La rappresentazione spaziale dell'indice di maturità (Figura 5) fornisce una chiara indicazione dello stato di conservazione di entrambi i bacini studiati, dando la possibilità di valutare gli effetti di differenti opzioni gestionali sulla qualità dell'agroecosistema da un punto di vista vegetazionale ed ecologico. Dal confronto delle carte relative ai due bacini studiati emerge infatti come la maggiore diversificazione colturale caratterizzante il bacino Bottiglie abbia determinato una complessità strutturale maggiore del sistema espressa da una più ampia scala di valori di maturità. Allo stesso modo, l'adozione della misura F2 su circa il 50% di superficie dell'intero bacino Bottiglie, a partire dal 2001, ha portato ad una situazione di minore disturbo (soprattutto legato al minor uso dei diserbanti e trattamenti fitosanitari) espressa da valori di maturità mediamente più alti sia all'interno dei coltivi, sia nelle fasce di vegetazione ai margini dei campi.

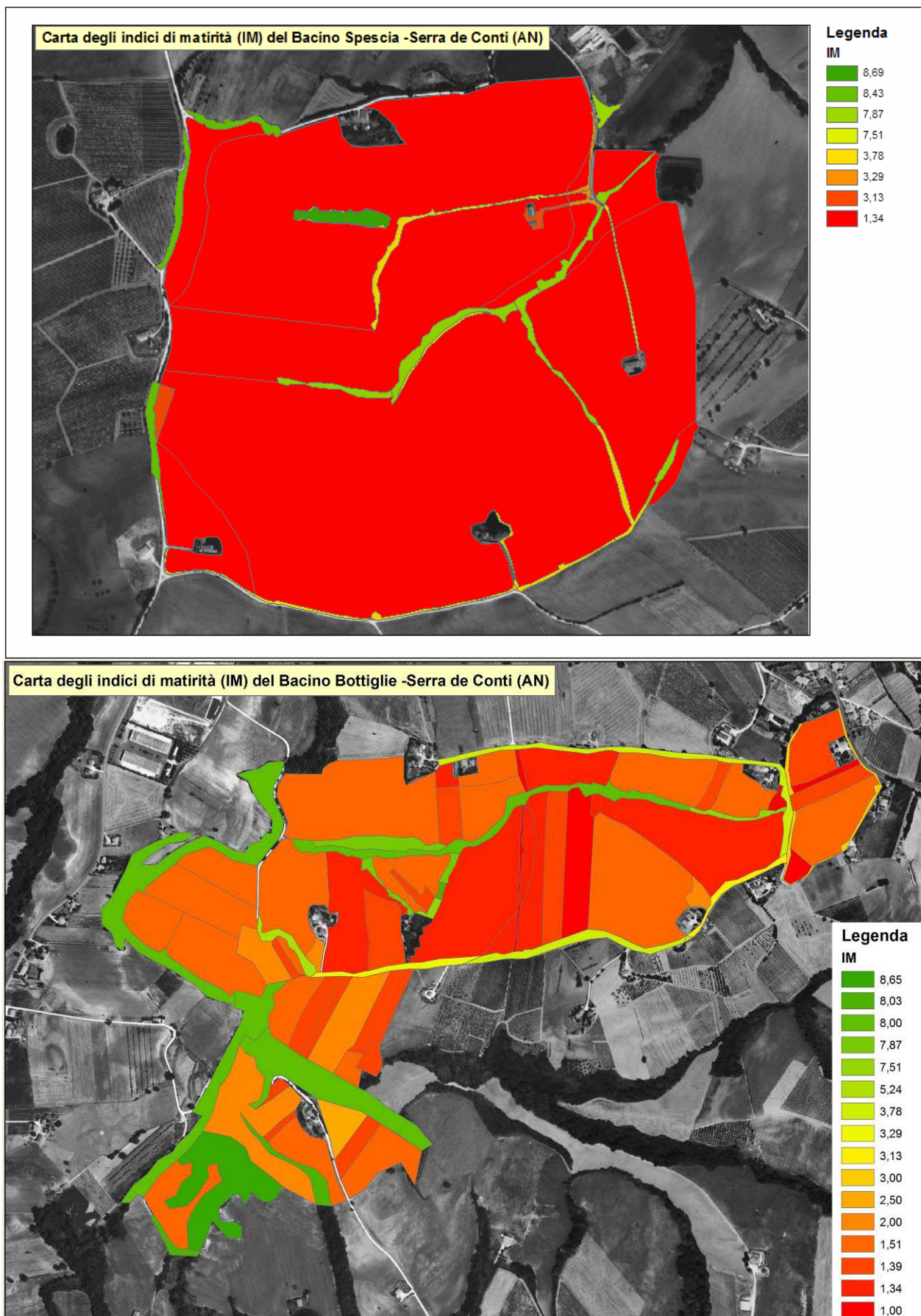


Figura 5. Spazializzazione dell' Indice di Maturità (IM) relativo a tutte le tipologie di vegetazione rilevate

L'analisi degli indici di maturità e di biodiversità (cfr. report 4-III-RF) lungo il transetto rappresentante la serie di vegetazione *Lonicero xylostei-Querceto cerridis* sigmetum, ha mostrato andamenti differenti in relazione alle tipologie di vegetazione alle quali fanno riferimento. In particolare, mentre i valori di maturità mostrano un andamento discendente dal bosco fino alle cenosi commensali dei coltivi, la biodiversità esprime invece i valori più elevati in corrispondenza delle cenosi erbacee dei margini dei campi coltivati, a dimostrazione dell'importanza che queste tipologie di vegetazione rivestono all'interno dell'agroecosistema e della necessità di un orientamento gestionale di tali aree indirizzato alla loro salvaguardia.

Analogamente a quanto osservato nei due bacini campione di collina, anche nell'area di studio di pianura i valori di maturità mostrano un andamento discendente dall'arbusteto fino alle cenosi commensali dei coltivi, mentre la biodiversità esprime ancora una volta i valori più elevati in corrispondenza delle cenosi erbacee dei margini dei campi coltivati.

Dall'analisi della rappresentazione spaziale dell'indice di maturità (Figura 6) nell'area campione di pianura emerge che, nonostante l'applicazione della misura a basso impatto ambientale e la non esecuzione delle pratiche di diserbo al di fuori dei campi coltivati, sostituite dallo sfalcio periodico dei margini erbosi, la limitata superficie occupata da quest'ultimi fa sì che le operazioni eseguite sulle colture agrarie abbiano influenza più o meno diretta anche sulle zone semi-naturali, abbassando il livello medio di maturità del sistema.

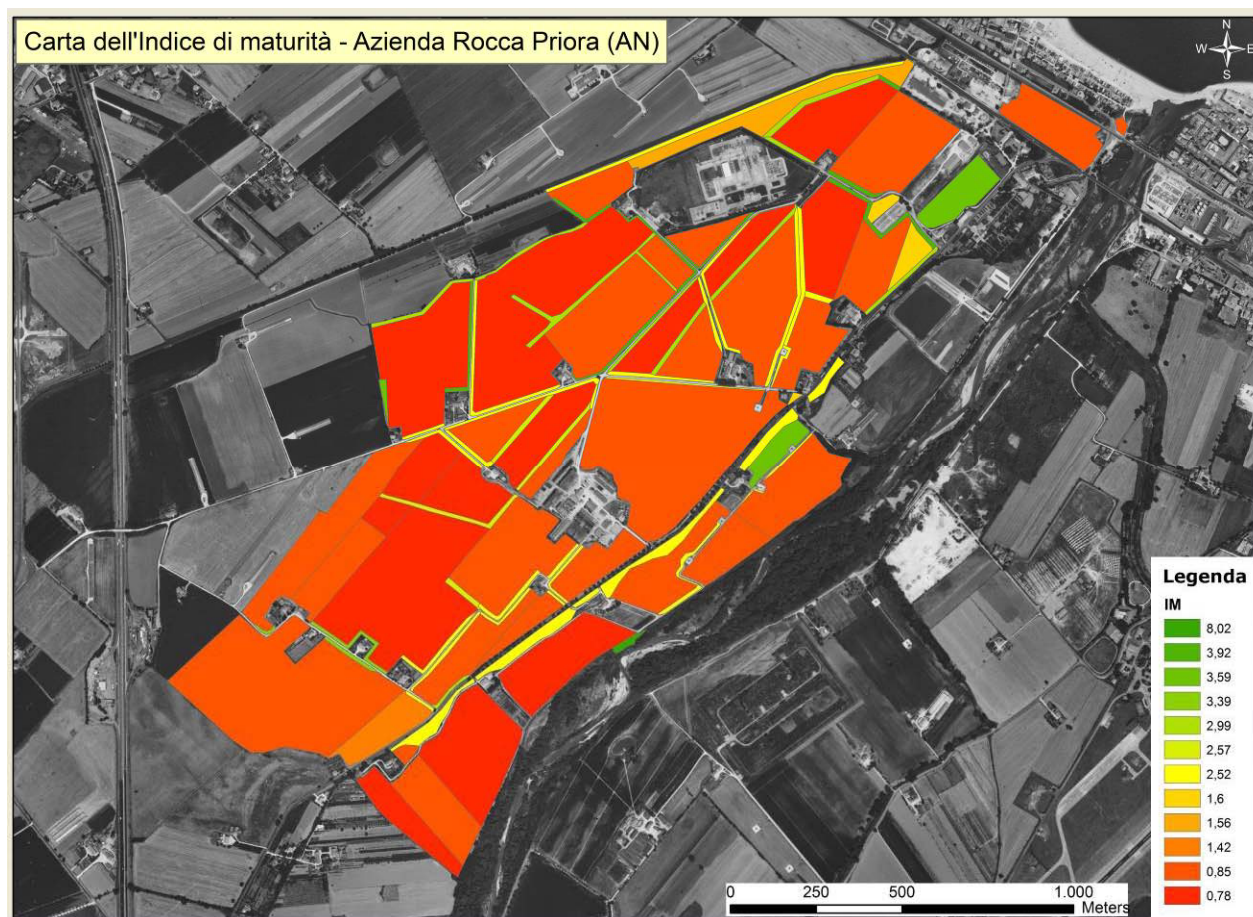


Figura 6. Spazializzazione dell' Indice di Maturità (IM) relativo a tutte le tipologie di vegetazione rilevate nell'area campione di pianura

Lo studio dei coleotteri carabidi ha confermato l'importanza dei margini non coltivati, di siepi e di boschetti, per il mantenimento della biodiversità dell'agroecosistema, in quanto la diversità specifica maggiore si è osservata prevalentemente in questi ambienti.

Gli indici di diversità (Shannon, Evenness e Simpson), essendo principalmente basati sui dati quantitativi di cattura, possono fornire un'indicazione riguardo la composizione della carabidofauna in relazione alle tipologie vegetazionali ospitanti in una determinata area, ma non sono adeguati al confronto tra aree diverse, in quanto le zone di cattura sono difficilmente uniformi. L'analisi delle caratteristiche ecologiche dei diversi individui campionati può essere invece efficace per confrontare lo stato di conservazione di ambienti diversi. Nello specifico, prendendo come riferimento la conformazione alare, nel bacino Bottiglie il numero di specie brachittere catturate è risultato circa doppio rispetto al bacino Spescia, indicando un minore disturbo antropico. E' noto infatti che le popolazioni di brachitteri predominano in ambienti più stabili e meno soggetti a cambiamenti nel tempo, mentre gli individui più adatti al volo sono quelli che migrano con maggiore facilità e tendono a prevalere negli habitat maggiormente alterati. Nonostante una diversa incidenza di specie brachittere nei due bacini, le specie macrottere sono risultate comunque dominanti, dimostrando che entrambe le aree hanno caratteristiche di elevata instabilità e risultano sottoposte a trasformazioni ed a forte impatto antropico. Per quanto riguarda i cicli riproduttivi, le specie con riproduzione primaverile (con svernamento sostenuto allo stadio adulto) prevalgono in ambienti poco complessi e disturbati dalle pratiche agricole (campi coltivati, prati falciati), mentre i riproduttori autunnali predominano nei siti più naturali o poco alterati che corrispondono soprattutto ai boschi e in seconda misura alle praterie stabili. Nel bacino Bottiglie, la maggior parte delle specie catturate era costituita da riproduttori autunnali, mentre a Spescia hanno predominato i riproduttori primaverili.

Complessivamente, le aree studiate si presentano con una carabidocenosi ben strutturata e le formazioni erbacee ed arbustive di margine hanno confermato un ruolo fondamentale per assicurare protezione e nutrimento a numerose specie, ancor più tali formazioni sono collegate tra loro e inserite in un ambiente particolarmente complesso.

6. Considerazioni conclusive

6.1. Metodologie di valutazione delle misure agroambientali

L'analisi delle questioni agroambientali delle Marche trattate in questa valutazione ha messo in evidenza la complessità dei processi biofisici che controllano l'impatto ambientale dei sistemi colturali, e la conseguente difficoltà ad effettuare una valutazione quantitativa degli impatti delle misure agroambientali attraverso una precisa corrispondenza delle relazioni causa-effetto delle pratiche agricole su inquinamento delle acque, fertilità dei suoli ed erosione.

La scelta di effettuare la valutazione quantitativa delle misure agroambientali con approccio interdisciplinare e attraverso l'integrazione di diversi approcci metodologici, si è dimostrata valida ed efficace al fine di ottenere indicazioni scientificamente valide sull'impatto dell'applicazione dei disciplinari delle misure F1 e F2 del PSR 2000-06 in alcuni dei principali agroecosistemi delle Marche. Per affrontare queste problematiche è necessario lavorare a diversa scala di indagine nello spazio e nel tempo: la conduzione di sperimentazioni e monitoraggi di lunga durata, che richiedono elevati costi di manutenzione e di gestione delle attrezzature per il campionamento e necessitano pertanto di un supporto finanziario continuo, rappresentano uno strumento di valutazione insostituibile per dare credibilità ai risultati conseguiti con i modelli di simulazione. La disponibilità di un sistema di monitoraggio dei sistemi colturali nelle aree campione scelte per la valutazione quantitativa, ha permesso di calibrare strumenti di simulazione capaci di valutare diversi scenari controfattuali nello specifico contesto ambientale, climatico e delle politiche agricole, che possono essere in larga misura generalizzate a situazioni assimilabili di altre aree della regione.

Dalla valutazione dell'effetto delle misure sulla qualità dell'acqua è emersa l'importanza della rigorosa scelta delle aree campione, al fine di poter interpretare le relazioni tra pratiche agricole e perdite di nutrienti nell'acqua superficiale a scala di bacino. I bacini collinari oggetto di monitoraggio sono infatti caratterizzati da condizioni idrogeologiche tali che la quasi totalità del surplus idrico, ricorrente soprattutto nel periodo autunno-primaverile, viene smaltito attraverso il deflusso superficiale ed ipodermico e che la percolazione profonda a monte del punto di campionamento sia da considerarsi trascurabile (Roggero Toderi, 2002a e 2002b, Orsini et al., 2007, Orsini et al., 2008). Queste caratteristiche sono risultate particolarmente rilevanti dal punto di vista metodologico, poiché hanno permesso di fare un bilancio pressoché esauriente dell'acqua e dei nutrienti a scala di bacino.

La valutazione della qualità dell'acqua di falda mediante l'analisi delle dinamiche dei nutrienti nell'acqua dei pozzi è risultata poco affidabile, in quanto difficilmente associabile ad uno specifico bacino di competenza dei pozzi oggetto di monitoraggio. Alcune indicazioni sulle relazioni tra pratiche agricole e qualità dell'acqua potrebbero derivare anche dall'analisi delle acque che scorrono in scoline, acquidocci e capezzagne, approntando un sistema di raccolta opportunamente realizzato in alternativa al monitoraggio dell'acqua dei pozzi.

L'approccio scelto per lo studio dell'erosione idrica del suolo, fondato sull'analisi di serie storiche di dati su terreni, deflussi, sistemi colturali e clima di due bacini campione della collina marchigiana, ha consentito di ottenere indicazioni quantitative, attraverso l'applicazione di modelli matematici ben calibrati sui siti di indagine, sugli effetti di diversi sistemi colturali sulle perdite di suolo per erosione idrica. La quantificazione dell'erosione del suolo a scala territoriale è tuttavia complessa, in quanto il fenomeno ha un marcato carattere di occasionalità e i modelli di simulazione più affidabili attualmente disponibili operano su scale temporali relativamente brevi o per singolo evento erosivo. Ciò costituisce un limite per la quantificazione di effetti assoluti di medio e lungo termine, ma non necessariamente per la valutazione quantitativa delle differenze relative tra diverse modalità di gestione.

L'analisi delle dinamiche e dei fattori che regolano la conservazione della fertilità dei terreni ha evidenziato i limiti di metodologie sperimentali di valutazione basate su sperimentazioni di breve durata, a causa della scala temporale ultradecennale delle dinamiche di fertilità del suolo. In particolare, i risultati hanno indicato che cambiamenti significativi della fertilità agronomica dei terreni sono molto difficilmente misurabili in un arco temporale limitato, ponendo in evidenza l'esigenza di progettare sistemi di monitoraggio di lunga durata, che superano i limiti temporali normalmente associati ai progetti di valutazione delle misure. Per questo motivo, è stato necessario impiegare strumenti di analisi quantitativa di tipo deterministico capaci di simulare i processi fisici, chimici e biologici che controllano la dinamica della sostanza organica nel terreno. Questi strumenti presentano importanti limiti di applicazione e richiedono alcuni elementi chiave per poter conseguire risultati scientificamente validi: elevato professionalità di alta specializzazione per la corretta impostazione e conduzione delle simulazioni e per la corretta interpretazione dei risultati, dati di base sulle caratteristiche climatiche, delle colture e del suolo dell'area oggetto di analisi. Tuttavia, presentano il grande vantaggio di poter valutare gli effetti potenziali a medio e lungo termine di diverse pratiche agricole e quindi di supportare importanti decisioni nella programmazione di misure finalizzate al miglioramento della fertilità dei suoli e della qualità delle acque.

6.2. Progettazione futura di misure agroambientali

Alla luce dei risultati ottenuti nella valutazione quantitativa delle misure agroambientali e delle indicazioni derivanti da altre sperimentazioni condotte nella regione (Rivoira et al., 1997, Orsini et al., 2004, Orsini et al., 2006, Orsini et al., 2007), la progettazione futura delle misure agroambientali dovrebbe essere indirizzata ai seguenti interventi:

- **Diversificazione dei sistemi colturali nel tempo**, rivelatosi un fattore importante per tutte le problematiche ambientali considerate, ovvero la qualità delle acque di deflusso superficiale, le perdite di suolo per erosione idrica, la conservazione della fertilità del terreno e della biodiversità vegetale e animale. Nel caso dell'inquinamento da nitrati, una delle principali fonti di vulnerabilità è risultata infatti legata alla diffusione nella regione Marche di sistemi colturali basati sull'avvicendamento di colture annuali a ciclo primaverile-estivo con colture a ciclo autunno-vernino, che determina lunghi periodi in cui il terreno rimane nudo o la copertura vegetale non si trova ancora in fase di attivo accrescimento. Ciò si verifica soprattutto nel periodo di fine autunno - inizio inverno e immediatamente dopo le concimazioni di copertura a inizio primavera, ovvero in concomitanza di abbondanti precipitazioni, arricchimento del suolo di nitrati derivanti da mineralizzazione della sostanza organica e/o concimazioni effettuate in periodi non corrispondenti con il massimo fabbisogno delle colture e assenza di copertura vegetale e/o incapacità delle colture di assorbire i nitrati attivamente. La conversione dei sistemi colturali convenzionali verso sistemi basati su disciplinari biologici, se mantiene gli stessi avvicendamenti colturali non produce sostanziali vantaggi in termini di perdite di nitrati, che sono relativamente elevate anche nei sistemi a basso input, come evidenziato in sperimentazioni a scala macroparcellare (Orsini et al., 2007). Per migliorare la qualità delle acque sarebbe necessaria una drastica riconversione dei sistemi colturali verso avvicendamenti basati maggiormente su colture più conservative (es. erba medica e vigneti inerbiti). Le misure agroambientali del PSR, ponendo dei vincoli all'intensificazione colturale e specificatamente all'adozione del ristoppio, sono state indirizzate a questo scopo promuovendo sistemi colturali ad alta incidenza di colture prative ed inerbimento delle colture arboree.
- **Diversificazione dei sistemi colturali nello spazio**. I dati raccolti sui sistemi colturali e la qualità delle acque di ruscellamento a scala di bacino e i risultati delle simulazioni delle perdite di suolo per erosione idrica hanno messo in evidenza l'importanza della diversificazione spaziale delle colture nel ridurre la lisciviazione dei nitrati e dei processi erosivi. La maggiore frammentazione della proprietà fondiaria nel bacino Bottiglie ha determinato la suddivisione del

territorio rurale in piccoli appezzamenti coltivati con colture differenti e intramezzati da vegetazione naturale permettendo l'adozione di pratiche di concimazione meglio distribuite nello spazio e nel tempo con effetti benefici sulla riduzione dell'inquinamento da nitrati. La disposizione delle colture lungo i versanti collinari suscettibili al rischio erosivo si è dimostrata una strategia fondamentale per ridurre le perdite di suolo che dovrebbe essere quindi promossa insieme alla diversificazione colturale non a scala di singola unità colturale o aziendale, bensì di sistema territoriale.

- Regimazione idraulica a scala territoriale. La prevenzione dei fenomeni erosivi e dei danni dovuti a frane e smottamenti, spesso ben più gravi di quelli legati all'erosione superficiale, potrebbe essere affrontata attraverso il ripristino o la realizzazione ex novo di opere di regimazione idrica basate anche sul drenaggio superficiale o tubolare profondo, soprattutto in situazioni particolarmente soggette a dissesto idrogeologico e comunque interessando interi territori.
- Conservazione e mantenimento della copertura vegetale dei fossi naturali, delle scoline e degli acquidocci, al fine di mantenere la vegetazione erbacea con una struttura stabile in grado di garantire un effetto tampone nei confronti della perdita dei nutrienti per lisciviazione. Per di più, la presenza di vegetazione nelle vie di deflusso superficiale dell'acqua (fossi, scoline, acquidocci, ecc.) consente anche un aumento del tempo di corrivazione medio del bacino, contribuendo alla riduzione dei fenomeni erosivi.
- Mantenimento del reticolo idrografico minore, evitando in particolare di alterare e lavorare i fossi naturali disposti lungo le linee di massima pendenza e nelle principali zone di impluvio e di convogliamento delle acque di scorrimento superficiale. Per il raggiungimento di tale obiettivo normativo potrebbe essere prevista l'implementazione del censimento dei fossi su base cartografica come strumento di controllo sul territorio e la possibilità di includere tali aree all'interno delle superfici poste a contributo, considerandole non come tare (che verrebbero sottratte alla superficie coltivata) ma come praterie permanenti. Negli ultimi anni si è invece assistito ad una sempre più diffusa pratica di sostituire, ovunque possibile, il reticolo idrografico minore con una sistema di solchi acquai temporanei, anche su versanti argillosi e con accentuata pendenza, cancellando fossi importanti disposti lungo la linea di massima pendenza che, durante gli eventi piovosi di elevata intensità, si ricreano tanto improvvisamente quanto rovinosamente.
- Gestione della vegetazione delle aree non coltivate mediante lo sfalcio in alternativa al diserbo. Lo sfalcio permetterebbe il mantenimento della vegetazione erbacea ed arbustiva sviluppata secondo un processo evolutivo che porta alla formazione di cenosi vegetali stabili e strutturate e favorirebbe l'adattamento ecologico delle cenosi erbacee alle condizioni pedoclimatiche locali. Le varie forme di diserbo chimico diminuiscono invece la complessità del sistema cancellando queste tipologie di vegetazione e riportando i margini erbosi all'inizio della propria maturazione dinamica, con una dominanza di specie ruderali ed invasive la cui presenza è contemporaneamente controproducente per i processi produttivi agricoli, e dannosa in termini di esposizione al rischio di erosione dei suoli e smottamento del terreno, ma anche in termini di perdita della biodiversità (floristica e faunistica) locale e della capacità di ripristino delle cenosi erbacee e di riequilibrio delle catene alimentari, con esposizione alla proliferazione di zoocenosi dannose.
- Promozione del settore zootecnico nelle aree collinari, in particolare favorendo la creazione di piccoli allevamenti con pascolamento allo stato brado, in modo tale da incrementare le superfici a pascolo e contribuire all'aumento della complessità strutturale e funzionale degli agro-ecosistemi. Ciò favorirebbe anche il mantenimento delle aree non produttive riaffidando a queste un ruolo produttivo (come avveniva nel paesaggio mezzadrile fino agli anni '50), attraverso la raccolta di fieno per l'alimentazione animale e per un recupero delle tradizioni popolari (oggi in forte riscoperta) sull'uso delle piante spontanee per l'alimentazione umana, l'uso officinale, aromatico, cosmetico, tintorio, ecc.

6.3. *Priorità per la ricerca scientifica*

La valutazione quantitativa delle misure agroambientali ha messo in evidenza una serie di aspetti che meriterebbero un approfondimento da un punto di vista scientifico:

- Valutazione delle perdite di fosforo associate al particolato in sospensione nel deflusso superficiale, al fine di comprendere meglio, nelle specifiche condizioni della collina marchigiana, le relazioni tra pratiche agricole, erosione del suolo, concimazione fosforica e potenziale di eutrofizzazione nelle acque.
- Analisi del ruolo, collocazione geografica e modalità di gestione delle superfici non coltivate (siepi, fossi, boschi ecc.) a scala territoriale, sulle quali gli studi agronomici hanno spesso trascurato i potenziali benefici in termini di regimazione idraulica e di interazioni biotiche positive con le colture, in quanto per esempio habitat ideale per la fauna utile.
- Sviluppo di strumenti quantitativi efficaci per la valutazione delle interazioni tra uso del suolo, tecnica agronomica e dinamica della sostanza organica del suolo negli agroecosistemi della regione, che si basino sull'integrazione di diversi strumenti di valutazione (sperimentazione di campo, modelli di simulazione) e di ricerche scientifiche interdisciplinari.
- Sviluppo di sistemi di analisi interdisciplinari basati su modelli matematici integrati con sistemi informativi geografici al fine di ottenere previsioni di medio-lungo termine dell'impatto delle misure su indicatori ambientali ed individuare strategie per rendere efficace ed efficiente la loro adozione.
- Sviluppo di programmi di raccolta di dati "di campo" sui sistemi colturali e indicatori ambientali ad essi associati secondo scale temporali di lungo periodo. Un utilizzo dei modelli finalizzati alle valutazioni agroambientali non può ad esempio prescindere dalla disponibilità di dati raccolti nell'ambiente oggetto di valutazione. Ciononostante, la ricerca scientifica si sta sempre più spostando verso l'utilizzo e lo studio di modelli matematici a discapito della raccolta di dati reali. Tale scostamento causa una maggiore difficoltà nella calibrazione dei modelli stessi e nella successiva valutazione dei risultati (Bouma et al., 2008).
- Sviluppo di strumenti innovativi utili all'integrazione delle conoscenze di diverse discipline scientifiche nei processi sociali di relazione tra ricercatori, amministratori, agricoltori e altri portatori di interesse a scala locale.

7. Raccomandazioni

7.1. *Progettazione e attuazione di un SIT integrato per lo sviluppo rurale regionale*

L'estensione a scala regionale dei risultati della valutazione quantitativa delle misure agroambientali implicherebbe investimenti sulla progettazione e la realizzazione di un sistema informativo territoriale (SIT) finalizzato al monitoraggio e alla valutazione delle misure agroambientali, che contenga strati informativi di sufficiente dettaglio sulla evoluzione dei sistemi colturali almeno in diverse aree campione della regione, oltre che l'accesso a dati già disponibili ma spesso difficilmente reperibili da parte di enti diversi dalle istituzioni proprietarie (es.: database AGEA relativo alle colture associate annualmente a ciascuna particella catastale per la quale è stato richiesto un premio). Questi strati informativi, se opportunamente georeferenziati e associati ad altre informazioni già disponibili, come quelle riportate nella carta pedologica e delle risorse idriche, costituirebbero la base per efficaci valutazioni a scala regionale con strumenti di analisi quantitativa.

La disponibilità di modelli matematici capaci di simulare i sistemi colturali e la dinamica dei flussi idrici e di nutrienti a scala di bacino, consentirebbe di utilizzare il SIT sia in fase di definizione delle misure agroambientali e di valutazione dei risultati del PSR, almeno per i principali parametri ambientali.

L'utilizzo di database quali CORINE, se da un lato può fornire importanti indicazioni sull'uso del suolo ad una scala più ampia scala rispetto a quanto fatto nella valutazione quantitativa, non contiene informazioni sufficienti per l'analisi dell'impatto delle misure agroambientali sull'erosione del suolo in quanto, ad esempio, la classe unica "seminativi" non distingue colture con livelli di protezione del suolo molto differenti tra loro (es. girasole ed erba medica) in funzione delle tecniche colturali adottate per le singole specie.

Analogamente, il sistema di monitoraggio delle aziende agricole attualmente disponibile, associato alla banca dati RICA, oltre a limiti e incertezze sulla rappresentatività delle aziende campione, non consente di fare valutazioni di carattere agronomico o ambientale, né di conoscere anche il solo avvicendamento colturale seguito dagli agricoltori. Queste informazioni sarebbero invece di supporto fondamentale per la pianificazione e valutazione del PSR, come evidenziano i risultati del monitoraggio condotto a scala di bacino nell'area campione di collina, dove è stato possibile trarre alcune considerazioni attraverso una approfondita conoscenza della storia colturale degli appezzamenti.

La mancanza di dati georeferenziati del catasto terreni, necessari per poter classificare ciascuna particella in relazione alle caratteristiche ambientali (orografia, caratteristiche del suolo, disponibilità di irrigazione ecc.) e di informazioni dettagliate sulla dinamica degli avvicendamenti colturali della singola particella catastale, rappresenta uno dei principali limiti per la interpretazione dell'analisi dell'impatto delle misure agroambientali. La disponibilità di questi dati avrebbe permesso, per esempio, di valutare scientificamente se l'adozione delle misure F1 e F2 abbia effettivamente determinato una variazione delle scelte colturali, che potrebbe essere molto più rilevante, in termini di impatto ambientale, del cambiamento di alcune tecniche agronomiche.

L'allestimento di un SIT dell'intero territorio regionale rappresenterebbe una importante piattaforma conoscitiva per la valutazione, anche in tempi relativamente brevi, dell'efficacia e della valenza ambientale delle misure contenute nel PSR, e dell'efficienza di applicazione delle stesse da parte dei destinatari dei contributi. Il censimento delle pratiche agricole, delle colture e degli usi del suolo, almeno in aree campione, potrebbe essere integrato da informazioni sul paesaggio vegetale e sul sistema di bioindicatori, oltre che da rilevamenti su indicatori ambientali, che potrebbero far capo a servizi regionali già presenti, come i Servizi Decentrati, il Servizio Agrometeo e il Laboratorio Agrochimico Regionale, che andrebbero ulteriormente potenziati, investendo sulle potenzialità delle professionalità già esistenti.

7.2. Strumenti innovativi a supporto della progettazione, monitoraggio e valutazione delle misure

L'analisi quantitativa dei processi biofisici che controllano le relazioni tra pratiche agricole ed inquinamento delle acque, fertilità dei suoli ed erosione, attraverso studi in aree campione e simulazioni con modelli matematici e mediante la realizzazione di un sistema di monitoraggio di indicatori ambientali a scala regionale, si è rivelata utile per le valutazioni dell'impatto delle misure, ma non sufficiente ai fini di un riscontro puntuale del conseguimento degli obiettivi del PSR con efficienza ed efficacia.

Il cambiamento delle pratiche agricole verso sistemi colturali sostenibili e la creazione di un processo virtuoso che garantisca il mantenimento di tali pratiche anche in assenza di incentivi specifici, implicano un deciso investimento in strumenti che facilitino la concertazione delle azioni a scala territoriale, che si fonda sul coinvolgimento dei diversi attori del sistema con metodi partecipativi, mirati a sviluppare consapevolezza nelle fasi di programmazione, attuazione e valutazione delle misure. La complessità e l'interesse generale delle questioni ambientali affrontate nella valutazione quantitativa, è tale da rendere indispensabile ma non sufficiente il contributo di "specialisti" con competenze in diversi ambiti disciplinari e su una loro interazione sistematica. L'esperienza maturata dal gruppo di lavoro interdisciplinare che ha

svolto la valutazione, suggerisce di investire ulteriormente su una maggiore interazione per la condivisione delle priorità tra ricercatori, funzionari, tecnici e altri portatori di interesse, identificati di volta in volta in relazione al tema considerato, al fine di supportare le decisioni anche in base alle conoscenze maturate con l'esperienza diretta dagli attori locali (Roggero et al., 2006; Toderi et al., 2007). Sotto questa prospettiva, le questioni ambientali trattate nella valutazione quantitativa si possono considerare come una proprietà emergente dall'interazione tra un complesso di fattori ecologici, tecnici e socio-economici che condizionano la continua evoluzione delle pratiche agricole. L'impennata dei prezzi dei cereali degli ultimi due anni è una chiara dimostrazione della impossibilità di tenere sotto controllo tutti questi fattori. Pertanto, un cambiamento delle pratiche verso sistemi colturali più sostenibili non può essere affidato a rigide imposizioni o ad un regime di incentivi e sanzioni che potrebbe risultare inadeguato già pochi mesi dopo la sua progettazione. È necessario un investimento nella capacità di adattamento continuo al mutevole contesto, che si basi sostanzialmente sulla condivisione degli obiettivi generali, dei problemi e delle soluzioni da adottare negli specifici contesti in cui le misure devono essere applicate. Il processo che potrebbe supportare questo tipo di comportamento virtuoso dei diversi attori coinvolti è stato definito "apprendimento sociale", che Ison et al. (2007), nell'ambito di un progetto finanziato dalla Unione Europea (V programma quadro) denominato "SLIM", hanno definito come processo di riflessione collettiva finalizzato alla concertazione di azioni tra diversi "attori sociali" per la gestione di questioni caratterizzate da complessità, incertezza, interdipendenze, e molteplici, e a volte contrastanti, interessi da parte dei portatori di interesse (*stakeholders*), come, nel caso del progetto SLIM, la gestione integrata e sostenibile dell'acqua a scala di bacino imbrifero. L'apprendimento sociale, secondo la definizione individuata nell'ambito del progetto SLIM, è considerato uno strumento alternativo o complementare al ricorso a strumenti coercitivi e/o incentivi al fine di raggiungere gli obiettivi prefissati nell'ambito delle politiche europee e nazionali. La scelta di lavorare "sul campo" a scala di bacino ed il coinvolgimento in attività partecipative dei portatori di interesse, pur non essendo stato oggetto di approfondimento nell'ambito di questa valutazione, ha offerto, nell'ambito di progetti di ricerca ad essa complementari, importanti elementi di riflessione al fine di individuare le strategie più efficaci per gestire ed adattare le pratiche agricole conservative al mutevole contesto ambientale e socio-economico nel quale sta evolvendo l'agricoltura regionale. In questo contesto, i modelli di simulazione possono essere considerati non solo come strumenti di supporto decisionale dei pianificatori, ma anche come strumenti di facilitazione del dialogo tra i diretti interessati, per la identificazione di strategie concertate di miglioramento di una situazione (Toderi et al., 2007).

8. Bibliografia

- Acosta, A., Blasi, C., Carranza, M.L., Ricotta, C., Svanisci, A., 2003. Quantifying ecological mosaics connectivity and hemeroby with a new topoecological index. *Phytocoenologia* 33(4), 623-631.
- Aru, A., Barbieri, G., Baroccu, G., Chiarini, E., Pani, G., Sanna, R.M., Uras, G., Vernier, A., 1990. Applicazioni di cartografia automatica per la valutazione della vulnerabilità degli acquiferi di Oristano. Proc. I Conv. Nat. "Protezione e Gestione delle Acque Sotterranee: Metodologie, Tecnologie e Obiettivi". Marano sul Panaro, 1, 41-60.
- Ascough, J.C., Baffaut, C., Nearing, M.A. and Liu, B.Y., 1997. The WEPP watershed model. 1. Hydrology and erosion. *Trans. ASAE* 40, 921-933.
- Bassanino, M., Grignani, C., Sacco, D., Allisiardi, E., 2007. Nitrogen balances at the crop and farm-gate scale in livestock farms in Italy, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 122, 282-294.
- Bazzoffi, P., 2007. Erosione del suolo e sviluppo rurale sostenibile. Fondamenti e manualistica per la valutazione agroambientale. Edagricole, Bologna 2007, pp. 240.
- Bechini, L., 2006. Dinamiche del carbonio e dell'azoto nel suolo. In: *Modelli per Sistemi Produttivi in Agricoltura*, Progetto SIPEAA, CRA-ISCI Bologna, 131-155.
- Bellon, B. e Gardi, C. 1991. Utilizzazione di un sistema informativo per la realizzazione di carte della vulnerabilità ambientale, *Boll.Ass. Italiana Cartografia* n.83, Todi.
- Bhattacharya, A., Mudgal, R., Taneja, A., 2003. Acid deposition and critical load analysis in Agra, India. *Journal of Hazardous Materials*, 106, 157-160.
- Biondi, E., 1996. La geobotanica nello studio ecologico del paesaggio. *Annali dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali*, Vol.XIV.
- Biondi, E., Taffetani, F., 1999. Controllo e gestione dei processi di rinaturazione. In: *Agroecosistema ed ecosistema. Aspetti ambientali, produttivi e socio economici*. Ancona, 11-34.
- Boardman, J., 2006. Soil erosion science: reflections on the limitations of current approaches. *Catena*, 68, 73-86.
- Bouma, J., de Vos, J.A., Sonneveld, M.P.W., Heuvelink G.B.M., Stoorvogel, J.J., 2008. The Role of Scientists in Multiscale Land Use Analysis: Lessons Learned from Dutch Communities of Practice. *Advances in Agronomy*, 97, 175-237.
- Bryan, R.B., 2000. Soil erodibility and processes of water erosion on hillslope. *Geomorphology*, 32, 385-415.
- Buck, O., Niyogi, D.K., Townsend, C.R., 2004. Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environmental Pollution*, 130, 287-299.

Corti, G., Agnelli, A., Coniglio, R., Cocco, S., Orsini, R., 2006. Studio pedologico di dettaglio di due bacini della collina interna marchigiana. In: Esposito S., Epifani C., Serra M. C. (a cura di), Climagri - cambiamenti climatici e agricoltura. Risultati conclusivi. CRA - UCEA, Roma, 129-141.

EUROPEAN COMMISSION DG Environment, 2003. Interpretation manual of European Union Habitats. EUR 25.

Evans, R. e Brazier, R., 2005. Evaluation of modelled spatially distributed predictions of soil erosion by water versus field-based assessments. *Environmental Science & Policy*, 8, 493-501.

Evans, R., 2002. An alternative way to assess water erosion of cultivated land-field –base measurements: an analysis of some results. *Applied geography*, 22, 187-209.

Favis-Mortlock, D.T., 1998. Validation of field-scale soil erosion models using common datasets. In: Boardman, J., Favis-Mortlock, D.T., (Eds.), *Modelling Soil Erosion by Water*, NATO ASI SeriesSpringer, Berlin, 89-127.

Francaviglia, R., Donatelli, M., Stöckle, C.O. e Marchetti A., 2001. Applicazione del sistema arcview-cropsyst nella valutazione della percolazione di acqua e della lisciviazione di nitrati. *Bollet. Soc. Ital. Scienza Suolo*, 50, 157-164.

Gardi, C. e Vianello, G. 1993. Valutazione del grado di vulnerabilità ambientale in funzione dei diversi impatti agricoli ed extragricoli. In: "L'impatto delle agrotecnologie nel bacino del Po", Franco Angeli, Milano.

Gehu, J.M., Rivas-Martinez, S., 1981. Notions fondamentales de phytosociologie. *Ber. Intern. Symposium. Syntaxonomie in Rinteln*, 1-33.

Germer, S., Neill, C., Krusche, A.V., Gouveia-Neto, S.C., Elsenbeer H., 2007. Seasonal and within-event dynamics of rainfall and throughfall chemistry in an open tropical rainforest in Rondonia, Brazil. *Biogeochemistry*, 86, 155–174.

Hoffman, T. e Ashwell, A., 2001. *Nature divided: land degradation in South Africa*. University of Cape Town Press.

Iezzi, G., Roggero, P.P., Santilocchi, R., Seddaiu, G., 2002. Effects of repeated sod seeding or minimum tillage and nitrogen fertilisation on durum wheat grain yield in the clay hills of Central Italy. *Atti VII Congress of the European Society for Agronomy*, 15-18 July 2002, Cordoba, Spagna, 499-500.

Ison, R., Röling, N., Watson, D., 2007. Challenges to science and society in the sustainable management and use of water: investigating the role of social learning. *Environmental Science and Policy*, 10, 499-511.

Jetten, V. e Favis-Mortlock, D.T., 2006. Modelling soil erosion in Europe. In: Boardman, J. and Poesen, J. (eds). *Soil Erosion in Europe*, Wiley, Chichester, 696-716.

Jetten, V., de Roo, A., Favis-Mortlock, D., 1999. Evaluation of field-scale and catchment-scale erosion models. *Catena*, 37, 521-541.

Jones, J.W., Hoogenboom, G., Porter, C.H., Boote, K.J., Batchelor, W.D., Hunt, L.A., Wilkens, P.W., Singh, U., Gijsman, A.J. and Ritchie, J.T., 2003. DSSAT Cropping System Model, *European Journal of Agronomy* 18, 235–265.

Morgan, R.P.C., Quinton, J.N., Smith, R.E., Govers, G., Poesen, J.W.A., Auerswald, K., Chisci, G., Torri, D. and Styczen, M.E., 1998. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms* 23, 527–544.

Nearing, M.A., Govers, G., Norton, L.D., 1999. Variability in soil erosion data from replicated plots. *Soil Science Society of America Journal*, 63 (6), 1829-1835.

OECD, 2001. Environmental Indicators for Agriculture, Methods and results. Paris, France.

Oldeman, L.R., Hakkeling, R.T.A., Sombroek, W.G., 1991. World map of the status of human-induced soil degradation: an explanatory note. Wageningen: International Soil Reference and Information Centre; Nairobi: United Nations Environment Programme.

Orsini, R., De Sanctis, G., Toderi, M., Roggero, P.P., 2008. Erosione idrica del suolo in sistemi colturali a basso impatto ambientale nella collina centro italiana: risultati di 9 anni di sperimentazione, ATTI Convegno Nazionale della Società Italiana della Scienza del Suolo "L'uomo e l'Ambiente: il Suolo da Naturale ad Antropico", Ancona, 24-27 giugno 2008, 49.

Orsini, R., Toderi, M., De Sanctis, G., Perugini, M., Trebbiani, P., Roggero, P.P., 2007. Perdite di nutrienti ed erosione idrica del suolo: risultati di otto anni di monitoraggio a scala di bacino nella collina marchigiana. Atti del XXXVII Convegno Nazionale della Società Italiana di Agronomia - Il contributo della ricerca agronomica all'innovazione dei sistemi colturali mediterranei, Catania, 13-14 Settembre 2007, pp. 34-35.

Orsini, R., Toderi, M., De Sanctis, G., Roggero, P.P., 2006. Lisciviazione di nitrati nei sistemi colturali della collina centro italiana, Atti del IV Convegno Annuale AISSA, Qualità e sostenibilità delle produzioni agrarie, alimentari e forestali, 5-6/12/2006 Mosciano Sant'Angelo (TE), Università degli Studi di Teramo, Facoltà di Agraria, pp. 149-150.

Orsini, R., Toderi, M., De Sanctis, G., Roggero, P.P., 2007. Nitrate leaching in sub-surface water from low-input clay-hill cropping systems, Book of Proceedings of Farming Systems Design 2007 - Methodologies for Integrated Analysis of Farm Production Systems , 10-12 September 2007 - Catania, Sicily, Italy, pp. 115-116.

Orsini, R., Toderi, M., Roggero, P.P., 2004. Nitrate leaching of low-input hill cropping systems. Book of Proceedings of VIII ESA Congress: European Agriculture in a Global Context, KVL-Copenhagen-Denmark, 11-15 July 2004, pp 781-782.

Osborne, L.L., Wiley, M.J., 1988. Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed. *The Journal of Environmental Management*, 26, 9-27.

Parton, W.J., D.S. Schimel, C.V. Cole, and D.S. Ojima. 1987. Analysis of factors controlling organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51,1173-1179.

- Rainio, J. e Niemela, J., 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, 12, 487-506.
- Ramos, C. e Kücke, M., 2001. A review of methods for nitrate leaching measurement. *Acta Hort.*, 563, 259-266.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K., Yoder, D.C., 1997. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE).” USDA Agr. Handb. No 703, 1997.
- Ricotta, C., Carranza, M.L., Avena, G., Blasi, C., 2000. Quantitative comparison of the diversity of landscape with actual vs. potential natural vegetation. *Appl Veg Sci* 3(2); 157-162.
- Rispondo, M., Taffetani, F., 2005. Ecologia delle fasce di vegetazione e studio delle reti ecologiche negli agroecosistemi. *Informatore Botanico Italiano*, 37 (1): 530-531.
- Rivas-Martinez, S., Sanchez-Mata, D. Costa, M., 1999. North American boreal and western temperate forest vegetation.(Syntaxonomical synopsis of the potential natural plant communities of North America, II). *Itinera Geobotanica* 12:5-316.
- Rivoira, G., Balestra, L., Roggero, P.P., Santilocchi, R., 1997. Impatto ambientale dei sistemi culturali nella fascia costiera adriatica: primi risultati sull’erosione e sulla qualità del deflusso superficiale e sottosuperficiale. *Agricoltura Ricerca*, 38, 170, 33-42.
- Roggero, P.P., Pistelli, E., Toderi, M., 1997a. Perdite di fosforo per erosione idrica: stima della frazione biodisponibile con il "Pi test", *Rivista di Agronomia*, 3 suppl., 799-807.
- Roggero, P.P., Santilocchi, R., Toderi, M., 1997b. Erosione del suolo nella collina marchigiana. *L'Informatore Agrario*, 45, 44-46.
- Roggero, P.P., Seddaiu, G., Toderi, M., 2006. Stakeholder analysis for sharing agro-environment issues towards concerted action: a case study on diffuse nitrate pollution. *Italian Journal of Agronomy*, 4, 4, 727-740.
- Roggero, P.P. e Toderi, M., 2002a. Le misure agroambientali: applicazione nelle Marche e analisi di un caso di studio sull’inquinamento da nitrati di origine agricola. *Quaderni 5B*, Assam, Ancona.
- Roggero, P.P e Toderi, M., 2002b. Impact of cropping systems on soil erosion in the clay hills of central Italy. In: Pagliai M. and Jones R. (eds.), *Sustainable land management – environmental protection. A soil physical approach. Advances in geocology*, 35, Reiskirchen: Catena Verlag, 471-480.
- Sacco, D., Bassanino, M., Grignani, C., 2003. Developing a regional agronomic information system for estimating nutrient balances at a larger scale. *European Journal of Agronomy* 20 (1–2), 199–210.
- Seddaiu, G., Iezzi, G., Roggero, P.P., 2003. Riduzione delle lavorazioni e della concimazione azotata nell’avvicendamento biennale frumento duro-girasole nella collina marchigiana. *Atti XXXV Convegno della S.I.A. “Obiettivo qualità integrale: il ruolo della ricerca agronomica”*, Napoli, 16-18 settembre 2003, 23-24.

Stockle, C.O, Donatelli, M. Nelson, R., 2003. CropSyst, a cropping systems simulation model. *Europ. J. Agronomy*, 18, 289-307.

Sumiran Satsangi, G., Lawrencea, A. J., Lakhanib, A., Taneja, A. 2003. Assessment of the potential for soil acidification in North India using the critical load approach and locally derived data for acidic and basic inputs. *Chemosphere*, 53, 1011-1021.

Taffetani, F., Calandra, R., Santolini, R., Marzi, D., 1998. Studio della vegetazione ed ecologia del paesaggio nella valutazione delle potenzialità naturali in ambiente agricolo. In: Sistemi culturali di collina: tradizione e innovazione per un'agricoltura sostenibile. 32° Convegno SIA, Ancona: 11-34.

Taffetani, F., Facchi, J., Giannangeli, A., Micheletti, A., Rismondo, M., Zitti, S. 2006a. Conoscenza e gestione dei boschi residui della fascia sub costiera adriatica centrale italiana. "Le foreste d'Italia: dalla conoscenza alla gestione" 42° Congresso Società Italiana di Fitosociologia (SIFs). Potenza & Matera 20-23 Giugno 2006.

Taffetani, F., Caputo, V., Fabbri, R., Rispondo, M., 2006b. Reti ecologiche in agricoltura: struttura, funzionamento e modellizzazione del paesaggio vegetale e dell'agroecosistema. *Agribusiness Paesaggio & Ambiente -- Vol. IX (2005) n. 3*: 186-197.

Taffetani, F., Santolini, R., 1997. Un metodo per la valutazione della biodiversità su base fitosociologica e faunistica applicata allo studio di un'area collinare del Montefeltro (Provincia di Pesaro-Urbino, Italia centrale). *Fitosociologia*, 32: 245-271.

Toderi, M., Powell, M., Seddaiu, G., Roggero, P.P., Gibbon, D., 2007. Combining social learning with agro-ecological research practice for more effective management of nitrate pollution. *Environmental Science and Policy*, 10, 551-563.

Townsend, C.R., 1996. Concepts in river ecology: patterns and process in the catchment hierarchy. *Archiv Hydrobiology Supplement 113 Large Rivers* 10 1-4, pp. 3-21.

Townsend, C.R., Dole´dec, S., Norris, R., Peacock, K., Arbuckle, C.J., 2003. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biology* 48, 768-785.

Triberti, L., Nastri, A., Giordani, G., Comellini, F., Baldoni, G., Toderi, G., 2008. Can mineral and organic fertilization help sequester carbon dioxide in cropland? *European Journal of Agronomy*, 29, 13-20.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses-A guide to conservation planning. *Agricultural Handbook no. 537*, Sci. and Educ. Admin., U.S. Dept. Agr., Washington, D.C.

Zavatti, A., Grana, P., Castagnetti, M., e Annovi, A. 1992. Carta delle aree di possibile alimentazione delle sorgenti censite nell'Appennino modenese. Scala 1:50000. GNDICI-CNR pubbl.4415, Litofototecnica Barbieri, Parma.