



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA  
DIPARTIMENTO TERRITORIO E SISTEMI AGROFORESTALI

WORKING PAPER n.6

# VALUTAZIONE MONETARIA DEI BENEFICI ESTERNI DELL'AGRICOLTURA BIOLOGICA

a cura di  
*Vasco Boatto*  
*Angela Menguzzato*  
*Luca Rossetto*

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA  
DIPARTIMENTO TERRITORIO E SISTEMI AGROFORESTALI

WORKING PAPER - SABIO N. 6

**VALUTAZIONE MONETARIA  
DEI BENEFICI ESTERNI  
DELL'AGRICOLTURA BIOLOGICA**

a cura di

*Vasco Boatto*

*Angela Menguzzato*

*Luca Rossetto*

Il presente working paper è stato elaborato in piena autonomia e responsabilità dal Dipartimento Territorio e Sistemi Agroforestali dell'Università degli Studi di Padova. Il working paper fa parte della produzione editoriale del progetto SABIO "La sostenibilità dell'agricoltura biologica: valutazioni economiche, ambientali e sulla salute umana", progetto finanziato dal Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali con D.M. 90801 del 26 maggio 2004.

Al progetto, coordinato dall'INEA, partecipano le seguenti Unità Operative:  
**Istituto Nazionale di Economia Agraria** (responsabile dr.ssa Carla Abitabile)  
**Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agroambientali**, Università degli Studi di Bologna (responsabile Prof. Alberto Vicari)  
**Dipartimento di Neuroscienze**, Università degli Studi di Roma "Tor Vergata" (responsabile Prof. Antonino De Lorenzo)  
**Dipartimento Territorio e Sistemi Agroforestali**, Università degli Studi di Padova (responsabile Prof. Vasco Boatto)  
**AGER srl**, Società di ricerca e consulenza della Coldiretti (responsabile dott. Fabio Ciannavei)

Alla realizzazione del presente working paper hanno collaborato:

*Vasco Boatto*, professore ordinario in Economia e Politica Agraria presso la Facoltà di Agraria dell'Università di Padova.  
*Luca Rossetto*, professore associato in Economia e Marketing delle imprese agroalimentari presso la Facoltà di Agraria dell'Università di Padova.  
*Angela Menguzzato*, dottoranda di ricerca in Economia e Politica Agroalimentare presso il Dipartimento Territorio e Sistemi Agroforestali dell'Università di Padova.  
*Mattia Cai*, dottorando di ricerca in Economia e Politica Agroalimentare presso il Dipartimento Territorio e Sistemi Agroforestali dell'Università di Padova.  
*Samuele Trestini*, ricercatore presso il Dipartimento Territorio e Sistemi Agroforestali dell'Università di Padova.  
*Lara Pizzo*, dottoranda di ricerca in Economia e Politica Agroalimentare presso il Dipartimento Territorio e Sistemi Agroforestali dell'Università di Padova.  
*Roberto Bustaffa*, laureato in Scienze Agrarie ed esperto del settore biologico del Veneto

Ringraziamenti per la collaborazione al lavoro vanno ai dr. Giuliano Vitali e prof. Alberto Vicari dell'Università di Bologna per averci fornito i risultati della sperimentazione agronomica e ambientale necessari alla realizzazione del presente studio.

Progetto grafico: Benedetto Venuto, INEA

# INDICE

<b>Premessa</b>	5
-----------------	---

## **CAPITOLO 1**

### INTRODUZIONE

1.1 Cenni sulla sostenibilità dell'agricoltura biologica	7
1.2 Valutare la sostenibilità ambientale dell'agricoltura biologica: problemi metodologici	10
1.3 Il dibattito in corso	13

## **CAPITOLO 2**

### AGRICOLTURA E AMBIENTE

2.1 Premessa	17
2.2 Approcci metodologici	19
2.3 Le funzioni o servizi ambientali	26
2.4 Le funzioni dell'agricoltura	29
2.5 La produzione congiunta	30
2.6 L'approccio di mercato e l'agricoltura biologica	32

## **CAPITOLO 3**

### ESTERNALITÀ E VALORE ECONOMICO

3.1 Una definizione di esternalità	37
3.2 Le esternalità in agricoltura	39
3.3 I costi ambientali dell'agricoltura tradizionale	44
3.4 Il valore economico dei beni naturali	45
3.5 Critiche alla valutazione ambientale monetaria	49
3.6 La stima del valore economico totale	50
3.7 Metodi di valutazione monetaria	54
3.8 La metodologia del benefit transfer	56
3.8.1 <i>Il metodo del value transfer</i>	60
3.8.2 <i>Il metodo del value function transfer</i>	63
3.8.3 <i>Pooled Model</i>	65
3.8.4 <i>Metanalisi</i>	66

## CAPITOLO 4

### EFFETTI ESTERNI DELL'AGRICOLTURA BIOLOGICA

4.1	Esternalità e agricoltura biologica	69
4.2	La biodiversità	72
4.2.1	<i>Biodiversità e agricoltura biologica</i>	77
4.3	La gestione del suolo	83
4.3.1	<i>La sostanza organica</i>	84
4.3.2	<i>Livello di attività biologica</i>	86
4.3.3	<i>Struttura del suolo</i>	87
4.3.4	<i>Il rischio di erosione</i>	88
4.4	La qualità della risorsa idrica	90
4.5	Le emissioni di gas serra	94

## CAPITOLO 5

### IL CASO DI STUDIO

5.1	Premessa	97
5.2	Il percorso valutativo	101
5.3	Fase I: Gli effetti ambientali dell'agricoltura biologica	104
5.4	Fase II: Caratterizzazione dell'area studio	107
5.5	Fasi III-V: Stima del modello	119
5.5.1	<i>Metodologia</i>	120
5.5.2	<i>Stima della risorsa acqua</i>	122
5.5.3	<i>Stima della risorsa suolo</i>	125
5.5.4	<i>Stima della biodiversità</i>	127
5.5.5	<i>Stima degli effetti sulla salute</i>	131
5.6	Stima dei costi esterni dell'agricoltura convenzionale	134
5.7	Fase VI: Stima delle esternalità dell'agricoltura biologica	139
5.7.1	<i>Acqua</i>	139
5.7.2	<i>Suolo: erosione ed emissioni CO<sub>2</sub></i>	141
5.7.3	<i>Biodiversità</i>	143
5.7.4	<i>Salute degli operatori</i>	144
5.8	<i>Costi e benefici dell'agricoltura biologica</i>	145
	<b>Conclusioni</b>	149
	<b>Bibliografia</b>	157

## PREMESSA

Il presente studio si propone di valutare i benefici ambientali dell'agricoltura biologica. Pur rilevando un crescente interesse verso questa tematica, la letteratura spesso non giunge a dei risultati univoci sia per la complessità delle interazioni sia per le difficoltà di carattere metodologico nonché una scarsa disponibilità di dati a livello aziendale. A tale proposito il progetto di ricerca SABIO (Sostenibilità dell'Agricoltura BIOlogica), di cui fa parte il presente studio, si propone di superare alcune di queste difficoltà grazie al contributo congiunto e coordinato di cinque Unità di ricerca (Uo) che hanno coinvolto l'INEA, l'Ager Coldiretti, l'Università "Tor Vergata", l'Università di Bologna e l'Università di Padova. Queste attività hanno fornito un supporto metodologico alla valutazione della sostenibilità ambientale e hanno permesso di cogliere aspetti della sostenibilità economica e sociale (Uo Inea, Uo Tor Vergata, Ager Coldiretti), che completano il quadro della sostenibilità dell'agricoltura biologica. Tali informazioni sono state determinanti per l'attività dell'Uo di Padova focalizzata sulla valutazione monetaria degli effetti esterni dell'agricoltura biologica sia dal lato della produzione che del consumo.

La monetizzazione degli effetti esterni ambientali costituisce l'argomento del presente working paper. Esso è articolato in un capitolo introduttivo dove si introduce il concetto di sostenibilità dell'agricoltura biologica, le problematiche metodologiche e le principali linee sul dibattito in corso a livello internazionale su questa tematica. Nel secondo capitolo si approfondisce la tematica dei rapporti agricoltura e ambiente e i principali approcci metodologici. Nel terzo capitolo si analizza il concetto di esternalità prodotte dall'agricoltura e si delinea il processo di valutazione. Il quarto capitolo valuta gli effetti ambientali dell'agricoltura biologica riportati nella letteratura con lo scopo di individuare i principali orientamenti su questa tematica. Nel quinto capitolo viene effettuata la stima degli effetti esterni e si riporta il percorso valutativo seguito nonché i risultati ottenuti. Nel sesto capitolo si riportano le conclusioni e riflessioni sui risultati ottenuti e sulla loro utilità anche ai fini di politica agricola.

I benefici ambientali dell'agricoltura biologica sono stati stimati in modo differenziale, ossia valutando il contributo del metodo biologico alla riduzione dell'impatto ambientale dell'agricoltura convenzionale. Lo schema valutativo ha seguito l'approccio per risorsa o per funzione ambientale. I benefici ambientali considerati nel presente studio riguardano le risorse suolo, acqua, biodiversità e

aria. La monetizzazione si è invece focalizzata solo sugli effetti ambientali confermati dalle analisi empiriche riscontrate in letteratura: i) qualità delle acque, ii) erosione ed emissioni di CO<sub>2</sub> dal suolo, iii) biodiversità, iv) salute degli operatori. Nella scelta del metodo di stima è stato privilegiato un criterio prudenziale che ha portato a delle valutazioni intervallari piuttosto che puntuali. Il metodo di valutazione è di tipo diretto basato sulla stima della disponibilità a pagare per la qualità delle risorse ambientali mediante la tecnica di benefit transfer. L'approssimazione dei risultati ottenuti con questa metodologia è stata contenuta non solo dal criterio prudenziale, ma anche dall'impiego della tecnica di metanalisi, che ha migliorato l'efficienza del trasferimento.

# CAPITOLO 1

## INTRODUZIONE\*

### 1.1 Cenni sulla sostenibilità dell'agricoltura biologica

Uno degli aspetti più controversi dell'economia legata alle produzioni dell'agricoltura biologica riguarda la quantificazione del valore creato da questa attività. I benefici derivanti dall'agricoltura biologica sono infatti solo in parte valutati dal mercato. Sono esclusi tutti quegli aspetti connessi alla produzione e alle caratteristiche del prodotto che non sono direttamente rilevabili dal consumatore e che perciò possono non influenzarne le scelte di acquisto. Rientrano in questo ambito sia i benefici ambientali, sia il maggiore valore salutistico del prodotto biologico, sia il miglioramento della qualità della vita per coloro che praticano questa attività. Un modo che può essere utilizzato per colmare le insufficienze del mercato fa riferimento al sistema della certificazione (Van Ravensway e Blend, 1997). Attraverso questa soluzione si possono coniugare gli interessi del consumatore a disporre di un prodotto avente certe caratteristiche intrinseche o che sia stato ottenuto seguendo una certa modalità, con i produttori che sono in grado di soddisfare queste esigenze. Con la certificazione è possibile differenziare i prodotti e pervenire quindi ad una segmentazione del mercato (Nicita e Pagano, 1985). In tal caso il prezzo di mercato riflette la peculiarità del prodotto biologico e può in questo modo incorporare le esternalità non direttamente osservabili contribuendo così al raggiungimento di un'efficiente allocazione del prodotto biologico.

Attraverso il sistema di certificazione i produttori possono, infatti, informare i consumatori sulle caratteristiche dei prodotti che stanno acquistando e sui metodi di produzione adottati. L'informazione fornita dal sistema di certificazione consente la nascita di un nuovo mercato, quello dei prodotti dell'agricoltura biologica, la cui efficienza sarà strettamente legata al flusso d'informazione che potrà stabilirsi tra produttori e consumatori. Il successo della politica della certificazione è quindi collegato alla bontà dell'informazione non potendo infatti escludere problemi di inefficienza come quelli legati alle asimmetrie descritte da

---

\* Vasco Boatto (1.1), Luca Rossetto (1.2), Roberto Bustaffa (1.3).



Akerlof (1970). Al riguardo si possono annoverare i problemi relativi alla cosiddetta “selezione avversa”, ossia al caso in cui, prima dello scambio, una parte dei contraenti abbia una conoscenza del bene maggiore rispetto all’altra, oppure ai problemi del cosiddetto “azzardo morale” che si verificano quando, a scambio avvenuto, le informazioni tra le due parti non sono distribuite in modo uniforme. Entrambe queste situazioni portano inevitabilmente all’insuccesso del mercato come regolatore degli scambi e legittimano un intervento esterno dell’operatore pubblico volto a correggere queste storture.

Per capire se nel caso dei prodotti dell’agricoltura biologica si determinano le condizioni che conducono al fallimento del mercato è necessario valutare la natura dei benefici prodotti ed in particolare se essi appartengono alla categoria dei beni privati o dei cosiddetti beni pubblici, in quanto diverse sono le possibilità di incidere su di esso. Rientrano nella prima categoria quei benefici che il consumatore è in grado di cogliere confrontando il prodotto biologico con quello convenzionale. In questo caso egli potrà fare una scelta fondata che è in grado di per se stessa di internalizzare direttamente le esternalità. In questo caso il sistema di certificazione permette al consumatore di fare direttamente questa scelta in modo esaustivo. La situazione risulta più complessa quando i benefici prodotti dall’agricoltura biologica non sono escludibili in quanto i vantaggi si trasferiscono oltre che al consumatore del prodotto biologico anche all’intera collettività (EPA, 1993). Rientrano in questa fattispecie gli effetti positivi dell’agricoltura biologica sulla qualità delle acque, dell’aria, sulla biodiversità e, più in generale, sulla qualità dell’ambiente. In questo caso i benefici non possono essere internalizzati a vantaggio di un consumatore o di una categoria di consumatori, quella dei prodotti biologici, escludendo il resto della collettività. In questa tipologia vanno distinti i casi in cui il consumatore, in senso lato, ha consapevolezza della natura delle produzioni biologiche perché ne conosce le proprietà e le ricerca, dal caso in cui questa conoscenza è limitata per cui il consumatore dimostra nei confronti del bene biologico un atteggiamento di sostanziale indifferenza. Nel primo caso la politica della certificazione può essere ancora efficace e, quindi, anche i benefici pubblici possono rientrare nello schema di valutazione diretta valida per quelli privati. Nel secondo caso, invece, il sistema di trasferimento delle esternalità è insufficiente. Nell’ambito di questa casistica vi può essere una fattispecie che può ancora ricondursi alla situazione del bene privato ed è la situazione che si determina allorché l’interesse del consumatore, inizialmente ridotto, aumenti nel tempo in seguito ad appropriate campagne informative o attraverso specifici programmi di educazione che illustrino i benefici arrecati dall’agricoltura biologica che fanno presa su di esso. Viceversa, se nonostante gli sforzi informativi la società non

dimostra adeguata consapevolezza dei benefici associati all'agricoltura biologica, la politica della certificazione è destinata al fallimento e il problema della quantificazione dei vantaggi collettivi rimane indeterminata.

L'internalizzazione delle esternalità del prodotto biologico passa - oltre che attraverso il comportamento dei consumatori - anche in relazione all'azione dei produttori. Questi ultimi possono infatti incontrare maggiori costi per l'adozione dei sistemi di produzione biologica che potrebbero non essere trasferibili sul prezzo, soprattutto in presenza di una elevata elasticità della domanda e di un livello elevato dei prezzi dei prodotti alimentari. Lo sviluppo delle produzioni biologiche in questo caso non può realizzarsi in assenza di incentivi tecnico-economici finalizzati a portare il livello di reddito alla soglia di indifferenza rispetto alla produzione ottenuta con metodi convenzionali, come pure la mancata adozione di soluzioni più efficienti nel rispetto degli standard. L'entità di questi incentivi rimane tuttavia un problema aperto, almeno sul piano pratico. Dal punto di vista teorico, infatti, di fronte a prezzi elevati i consumatori possono essere disposti a rinunciare in parte ai benefici pubblici. La penuria relativa dei beni può essere utilizzata dai produttori per modificare anche il livello stesso dei diritti stabiliti. Il divario tra diritti e mercato concorre così a determinare una serie di esternalità la cui ampiezza è commisurata al rapporto che si determina tra i due termini (Coase, 1960) che in larga misura è legata ai costi di transazione, ossia ai costi per il buon funzionamento del mercato.

Alla luce di quanto sopra esposto, la politica della certificazione come strumento di internalizzazione delle esternalità e, quindi, di identificazione del loro valore può essere ritenuta esaustiva solo quando il consumatore è disposto a pagare di più per i prodotti biologici in quanto ne riconosce i maggiori benefici e quando i costi di produzione non sono troppo diversi da quelli sostenuti per i prodotti convenzionali.

Allo stato attuale questo risultato è raggiunto solo in parte sia perché la politica della certificazione non è ancora completamente sviluppata, sia perché non si è ancora raggiunta piena consapevolezza sugli effetti positivi associati alle produzioni dell'agricoltura biologica anche per carenza di conoscenze. A tale riguardo, con il progetto Sabio si è cercato di fornire un contributo in questa direzione attraverso l'analisi dell'economia delle produzioni dell'agricoltura biologica in Italia con particolare riferimento agli aspetti dell'offerta e della domanda ed all'efficienza delle imprese e del mercato, in particolare rispetto ai prodotti dell'agricoltura convenzionale. Inoltre, con riferimento alla tipologia della produzioni più rappresentative della cosiddetta dieta mediterranea (cereali, ortaggi,

ecc.) si è proceduto attraverso la proposta di metodi di analisi innovativi alla quantificazione delle esternalità ambientali prodotte dall'agricoltura biologica.

Il principale contributo di questo studio consiste, infatti, nella valutazione del ruolo attivo dell'agricoltura biologica sull'ambiente con particolare attenzione agli effetti pubblici o collettivi, ossia dei benefici prodotti dall'agricoltura biologica rispetto a quella convenzionale. Pur rilevando che la valutazione differenziale dei due metodi sia stata largamente trattata dalla letteratura, restano aperte ancora numerose questioni di carattere metodologico che ostacolano una generalizzazione dei risultati. L'obiettivo di questo capitolo introduttivo è di fornire un quadro della questione metodologica sulla valutazione dei benefici ambientali del metodo biologico rispetto a quello convenzionale. Questa premessa diventa, infatti, una condizione necessaria per inquadrare il percorso valutativo e individuare le tappe metodologiche della stima.

## **1.2 Valutare la sostenibilità ambientale dell'agricoltura biologica: problemi metodologici**

Pur riscontrando una unanimità di pareri riguardo alla sostenibilità ambientale dell'agricoltura biologica, si rilevano delle difficoltà metodologiche di analisi comparata dei metodi di produzione biologica e convenzionale che non consentono di esprimere un parere univoco sulla quantificazione degli effetti ambientali. Tale problematica è sostanzialmente di tipo tecnico ed economico. Il primo aspetto è relativo ai fattori ambientali-territoriali e agronomici che possono condizionare in modo significativo i risultati dei sistemi biologici e convenzionali. Tra questi, la scelta della dimensione territoriale (aziendale, regionale, nazionale) dell'analisi, dell'unità di confronto (superficie, prodotto), la scelta di rilevazione (particellare/aziendale, di processo o sistema) e la scelta del metodo di rilevazione. Tra gli aspetti economici si riscontrano delle oggettive difficoltà nella valutazione degli effetti che sfuggono ai meccanismi di mercato e quindi non sono internalizzati dall'azienda (*off-farm effects*).

La letteratura sulla valutazione dell'impatto ambientale dell'agricoltura biologica rispetto a quella convenzionale è formata da numerosi studi empirici i cui risultati sono tuttavia difficilmente trasferibili a realtà diverse, ovvero scarsamente generalizzabili all'intera agricoltura biologica. Le caratteristiche aziendali - economiche, produttive, organizzative - e le specifiche condizionali ambientali

(clima, suolo, acqua, ecc.) in cui svolgono le attività agricole limitano la validità dei risultati all'area di analisi se non alle singole unità rilevate.

Un punto di partenza dell'analisi comparata è quello di definire cosa si intende per metodo biologico e metodo convenzionale. Esiste, infatti, un ampio spettro di pratiche di tipo convenzionale che spaziano da forme di agricoltura intensiva a quella estensiva, da agricoltura che fa largo ricorso alla chimica a quella integrata con numerose varianti anche in relazione ad una gestione più o meno attenta alla cura dell'ambiente. Analogamente, si possono individuare differenti sistemi di produzione organica che, stante i vincoli posti dalla regolamentazione comunitaria, possono differenziarsi in funzione delle modalità di gestione agronomica del suolo, delle scelte di utilizzo degli input, delle scelte colturali, del tipo e intensità delle lavorazioni, ecc..

Secondo alcuni autori, si potrebbe parlare di metodo biologico e metodo non biologico (Jones, 2003; Liebhart, 2003). Quest'ultimo comprenderebbe tutti i sistemi di produzione che si allontanano dal disciplinare di produzione biologica. Dal lato operativo, questa distinzione si dimostra piuttosto approssimativa dal momento che il disciplinare biologico lamenta numerose lacune di carattere tecnico-agronomico (es. sulle lavorazioni meccaniche o sulle modalità di impiego dei fertilizzanti organici) che portano all'uso di una vasta gamma di pratiche colturali con impatti ambientali spesso rilevanti.

Dabbert (2003) individua nell'ambito sia del metodo convenzionale che di quello biologico tre tipologie, di cui due estreme e una intermedia. Nel convenzionale, ad esempio, si passa dal sistema tipico, ovvero il più diffuso, all'agricoltura integrata fino a forme di agricoltura che si estendono alle pratiche di gestione dell'ambiente. Nell'agricoltura biologica si possono individuare i sistemi di produzione omologati ai vincoli dei regolamenti comunitari, oppure quelli adottati da imprese biologiche leader che utilizzano le tecniche più avanzate di gestione agronomica, fino a quelli che associano il metodo biologico alle pratiche di gestione ambientale.

Anche i fattori tecnologici e temporali vanno considerati con particolare attenzione nei metodi di produzione biologica. Secondo Liebhart (2003), l'agricoltore biologico acquisirebbe nel tempo un'esperienza nella gestione che, seguendo una "curva di esperienza", condurrebbe ad un perfezionamento della tecnica con inevitabili riflessi positivi sulla performance complessiva dell'azienda biologica. Questo concetto è in linea con la filosofia del metodo biologico, ovvero con la sostenibilità dell'azienda biologica nel lungo periodo. Questo implica la

necessità di procedere a sperimentazioni a livello di azienda (*farm gate*) su un orizzonte temporale in grado di cogliere gli effetti legati alla dinamica nei rapporti tra sistema biologico e qualità delle risorse ambientali. La ricerca di un equilibrio tra attività agricola e ambiente diventa, infatti, uno degli elementi chiave del metodo biologico che si propone di raggiungere una sostenibilità di lungo periodo sfruttando le sinergie tra attività agronomiche e risorse ambientali. Da questo stretto rapporto con l'ambiente emergono dei benefici esterni che pur apprezzati dalla collettività non ricevono un'adeguata remunerazione se non mediante i pagamenti erogati dall'Unione Europea (UE) a sostegno del settore.

Il presente studio è focalizzato sulla valutazione dei benefici ambientali esterni (*off-farm benefits*) generati dall'agricoltura biologica rispetto a quella convenzionale. Sono stati invece trascurati gli effetti ambientali catturati, direttamente o indirettamente, dal mercato, ovvero internalizzati dalle aziende biologiche (*in-farm benefits*) o dagli operatori della filiera. La valutazione sarà imperniata sull'azienda, ossia sulla fase della produzione agricola, mentre non verranno stimati gli effetti che diventano significativi a livello di mercato, di filiera (es. *food-miles*); conformemente agli obiettivi del progetto di ricerca, la valutazione sarà altresì circoscritta alle produzioni vegetali mediterranee.

*Tabella 1 - Benefici/costi interni (in farm) ed esterni (off-farm) all'azienda biologica*

	In farm	Off farm
Output		
<i>Rese</i>	X	?
<i>Qualità</i>	X	?
Input		
<i>Fertilizzanti</i>	X	X
<i>Pesticidi</i>	X	X
Pratiche colturali		
<i>Lavorazioni (macchine)</i>	X	X
<i>Lavoro (fabbisogno)</i>	X	?
<i>Acqua (irrigazione)</i>	X	X
Benessere animale	X	X
Salute operatori	X	X
Performance energetica	X	X

Risulta alquanto evidente che gli effetti esterni sono presenti sia a livello di input che di output. In generale, tale situazione interessa tutto il comparto agricolo

ma nel biologico assume una connotazione del tutto particolare in linea con i principi che sono alla base del metodo olistico. A livello di gestione di un'azienda biologica, la quasi totalità delle attività genera effetti che in parte sono tangibili (*in farm*), ovvero modificano i costi e/o i ricavi aziendali, in parte sono intangibili, ovvero sfuggono al controllo aziendale (Tabella 1). Tra i primi rientrano i cosiddetti costi e benefici privati (variazione delle rese, qualità e premio di prezzo, costi di produzione, risparmio/aggravio di input, infortuni), tra i secondi i costi e benefici sociali che interessano la sfera pubblica (inquinamento delle acque, emissioni gas serra, sfruttamento risorse naturali, costi sociali della salute, ecc.). Restano, tuttavia, delle perplessità su alcune componenti pubbliche legate alla minore produttività del metodo biologico o alla sicurezza di talune produzioni (es. latte) o agli effetti sociali sulla richiesta di lavoro.

### **1.3 Il dibattito in corso**

La sostenibilità dell'agricoltura biologica, come pure i vantaggi economici, ambientali e sociali, rappresentano degli argomenti ampiamente dibattuti sia nella stampa quotidiana che nella letteratura specializzata.

Numerosi studi, avvalorati da lunghe sperimentazioni (Mader *et al.*, 2002), confermano i vantaggi del sistema biologico rispetto a quello convenzionale in termini di miglioramento della fertilità dei suoli, di migliore efficienza energetica e di uso degli input, di riduzione delle emissioni e di miglioramento della biodiversità nonché di minori rischi per gli agricoltori (Pimentel *et al.*, 2005). Sotto il profilo economico, invece, nel sistema biologico la riduzione delle rese produttive potrebbe essere compensata da un risparmio più che proporzionale dei costi di produzione (Mader *et al.*, 2002).

Per contro, i sostenitori del metodo convenzionale criticano l'agricoltura biologica sugli aspetti di *food security* e *food safety* nonché sull'incertezza di taluni vantaggi ambientali; in particolare, è tuttora in corso un acceso dibattito sulla capacità del sistema biologico di assicurare un adeguato livello di approvvigionamento agroalimentare, mentre il divieto all'impiego di prodotti chimici di sintesi soprattutto negli allevamenti, è spesso accusato di abbassare il livello di sicurezza igienico sanitaria. Sotto accusa in questo caso è l'estensivizzazione degli allevamenti che, secondo alcuni autori, aumenterebbe anche il livello di emissione di alcuni gas serra. (Stolze *et al.*, 2000).

Un'altra critica è quella relativa al fabbisogno di lavoro che nel sistema biologico sembra essere superiore rispetto al metodo convenzionale. Questo aspetto per taluni autori viene valutato positivamente in quanto migliorerebbe l'efficienza dell'impiego di lavoro, generalmente sottoutilizzato in agricoltura; per altri, invece, sarebbe interpretato come un ulteriore aggravio per l'azienda agricola incapace di reperire manodopera specializzata.

Sotto il profilo ambientale si rilevano ancora pareri controversi in merito alla capacità del sistema biologico nel mitigare talune emissioni e, in particolare, dei nutrienti, ovvero di limitare i fenomeni dell'inquinamento delle acque da fertilizzanti (nitrati, fosfati). Ad esempio, il contenimento dell'inquinamento da nitrati sembra imputabile alla capacità dell'agricoltore di gestire in modo corretto la pratica della fertilizzazione piuttosto che alla natura dei nutrienti apportati (chimica o organica) (Thorup, 2007; Kelm *et al.*, 2008; Loges *et al.*, 2008).

Resta ancora aperta la discussione sugli effetti salutistici degli alimenti biologici legati al contenuto di taluni specifici nutrienti rilevati soprattutto nei prodotti freschi (esempio antiossidanti).

Anche la dimensione raggiunta dal mercato dei prodotti biologici è diventata una questione di particolare interesse scientifico. Nell'ultimo decennio, infatti, il mercato del biologico ha superato la sua dimensione locale o di nicchia, oltrepassando i confini nazionali (Macilwain, 2004). Questo processo è stato accompagnato da un progressivo aumento degli scambi commerciali tra paesi geograficamente lontani e tra paesi con eterogenei standard di produzione biologica. Riguardo a quest'ultimo aspetto, gli organismi internazionali hanno compiuto notevoli sforzi per un avvicinamento degli standard produttivi biologici (accreditamento Ifoam, Codex Alimentarius); tuttavia, si riscontrano marcate differenze nelle modalità di produzione biologica talvolta non supportate da un adeguato sistema di controllo. L'altro elemento di interesse è il rapporto tra prodotti biologici e i cosiddetti *food miles* che aumenterebbero i consumi energetici a scapito della sostenibilità ambientale dell'agricoltura biologica.

Le problematiche del controllo e, quindi, di garanzia sulla certificazione del prodotto biologico rappresentano un'altra tematica di forte interesse. Essa sarebbe associata alle difficoltà logistiche della tracciabilità, in particolare, del prodotto estero e al fatto che il premio di prezzo favorirebbe dei comportamenti di azzardo morale da parte degli operatori della filiera a scapito dei consumatori (Gewin, 2004).

I benefici dell'agricoltura biologica andrebbero, tuttavia, reinterpretati in ottica locale coerentemente ai principi ispiratori di questo metodo tenendo conto degli ordinamenti produttivi, delle pratiche colturali, del contesto territoriale, ovvero di un insieme di fattori produttivi tecnici e ambientali che influenzano i risultati dei due sistemi produttivi. Secondo Altieri (2008) l'internazionalizzazione del mercato dei prodotti biologici, accompagnato dal crescente interesse delle imprese multinazionali, avrebbe allontanato il sistema biologico dalle sue radici ecologiche. In altre parole, l'agricoltura biologica si sarebbe parzialmente slegata dal suo ambiente nella ricerca di obiettivi di convenienza economica e ciò sarebbe alla base delle critiche che hanno avviato il dibattito internazionale.





## CAPITOLO 2

### AGRICOLTURA E AMBIENTE\*

#### 2.1 Premessa

Nel corso degli ultimi decenni lo studio delle relazioni tra agricoltura e ambiente ha ricevuto un grande interesse da parte di molti studiosi dando vita ad un ampio corpo della letteratura sia tecnica che economica.

Storicamente, l'ambiente rappresenta la fonte primaria di risorse da utilizzare e gestire con attenzione al fine di garantire una produzione agricola continuativa e integrata nel territorio. Questa affermazione ha trovato un effettivo riscontro nella realtà agricola fino all'introduzione della tecnologia, che ha radicalmente trasformato le interdipendenze tra agricoltura e ambiente.

La tecnologia ha invertito i tradizionali rapporti tra ambiente e attività agricola. L'agricoltura, che ricorre a mezzi tecnici e capitali in proporzioni sempre maggiori e a sofisticate tecnologie di produzione, è in grado di controllare molti fattori ambientali, ma non senza conseguenze negative su variabili di indubbio interesse collettivo, quali l'occupazione, il paesaggio, la qualità degli habitat naturali e il grado di biodiversità, il livello di inquinamento che finiscono per assumere un ruolo secondario rispetto alla tradizionale massimizzazione del profitto.

Questa evoluzione tende a privilegiare, sul piano tecnico ed economico, il legame quantitativo tra fattori e prodotti isolando la produzione spiccatamente agricola da quella ambientale. Questa affermazione sembra confermata da un progressivo consolidamento di sistemi agricoli dove l'alta intensità di impiego del capitale ha creato nuove ed appetibili opportunità di reddito, standardizzando le attività agricole verso tipologie altamente produttive.

L'agricoltura si potrebbe configurare come un'attività che produce effetti indesiderati come l'inquinamento o la diminuzione della biodiversità ma è, allo stesso tempo, essenziale alla sopravvivenza di ecosistemi ormai fortemente antropizzati dove la presenza dell'uomo diventa altrettanto irrinunciabile per la loro esistenza. In sostanza, questo ruolo si esprime mediante una produzione di effetti

---

\* Luca Rossetto (2.1, 2.2 e 2.3), Angela Menguzzato (2.4), Mattia Cai (2.5, 2.6).

ambientali positivi ma, anche, negativi che si sovrappongono alla tradizionale produzione di derrate con le quali si stabiliscono dei rapporti essenziali al mantenimento dell'attività agricola.

Nell'ambito di tale sistema i corrispondenti metodi produttivi possono essere considerati come la risultante di variabili esogene di tipo strutturale che rappresentano l'insieme delle opportunità ma, anche, dei vincoli entro cui le imprese possono effettuare le scelte di breve e di lungo periodo. Pertanto, queste decisioni coinvolgono la produzione agricola, quella ambientale e una variazione nello stock di risorse naturali generata da processi di conservazione e di degrado delle medesime a seguito dell'attività produttiva.

Pur nella consapevolezza di una generalizzata diffusione del modello di agricoltura intensivo, non si possono trascurare alcune circoscritte realtà dove sopravvivono dei modelli produttivi di carattere estensivo che conservano i connotati di un'agricoltura tradizionale caratterizzata da una bassa intensità di impiego dei mezzi tecnici. Questo tipo di agricoltura (es. l'alpeggio nell'arco alpino) si configura come una scelta imposta da un ambiente fisico particolarmente ostile o come un riorientamento verso pratiche a basso impiego di input; queste scelte si esprimono mediante tecniche di coltivazione e di allevamento ben più compatibili rispetto al modello produttivistico e la cui sopravvivenza dipenderà anche dalla remunerazione dei servizi ambientali resi all'intera collettività piuttosto che dall'andamento del mercato dei prodotti agroforestali.

Sul versante economico, gli approcci allo studio delle interazioni tra agricoltura e ambiente si sono dimostrati insoddisfacenti di fronte alla complessità dei problemi ambientali che coinvolgono aree scientifiche di carattere biologico, naturalistico, ingegneristico e medico-sanitario oltre alle aree tradizionalmente sociali ed economiche. Pertanto il rapporto economia e ambiente diventa in realtà uno studio delle interazioni, talvolta complesse, tra l'aspetto economico e tutte le altre discipline coinvolte. Queste difficoltà appaiono ancora più evidenti nei rapporti tra l'ambiente e l'attività agricola dove l'eterogeneità negli approcci seguiti dalle numerose discipline che concorrono a formare la tecnologia alla base dei processi produttivi impedisce, di fatto, un'analisi di tipo sistemico (De Benedictis, 1996).

Di seguito verranno proposti alcuni approcci metodologici allo studio dei rapporti agricoltura e ambiente che diventano utili nella valutazione degli effetti del metodo biologico rispetto alla sostenibilità ambientale delle attività agricole. L'attenzione verrà focalizzata sull'approccio delle funzioni svolte dagli ecosistemi

e saranno formalizzati i rapporti tra agricoltura e ambiente nel contesto della produzione congiunta. Successivamente, si procederà all'inquadramento della problematica ambientale sotto il profilo economico introducendo il concetto di fallimento del mercato e di esternalità.

## 2.2 Approcci metodologici

Lo studio delle relazione tra agricoltura e ambiente è riconducibile alla vasta e dibattuta tematica dei rapporti tra economia e ambiente (Box 1). Senza entrare nel merito del dibattito, tuttora in corso, tra ecologisti ed economisti, sull'importanza della rispettive posizioni in merito alla questione ambientale, si ritiene opportuno fornire un quadro, seppur generale, degli approcci metodologici esistenti nella letteratura con l'intento di delineare il percorso valutativo che verrà seguito nella valutazione dei benefici dell'agricoltura biologica.

### **Box 1 - La definizione di ambiente**

Esistono numerose definizioni di ambiente. La più generale è riconducibile a Denison (1979), secondo cui l'ambiente comprende tutti gli aspetti umani, politici e fisici di una società. Per contro, secondo Juster *et al.* (1981), l'ambiente assume una connotazione esclusivamente fisica e biologica. Nella normativa comunitaria (Libro Verde della Commissione 1993) viene formulata una definizione di ambiente molto più ampia *“l'ambiente comprende le risorse naturali abiotiche e biotiche, quali l'aria, l'acqua, il suolo, la fauna e la flora, l'interazione tra questi fattori, i beni che formano il patrimonio culturale e gli aspetti caratteristici del paesaggio”*. Secondo l'Organizzazione Mondiale della Sanità l'attenzione va posta sugli effetti sull'uomo, per cui *“l'ambiente è costituito da un insieme di processi e influenze fisiche, chimiche, biologiche e sociali che direttamente o indirettamente hanno un effetto significativo e distinguibile sulla salute e sul benessere dell'individuo o della comunità”*. Nella normativa nazionale emerge il concetto di “unitarietà” dell'ambiente inteso come “bene immateriale”<sup>1</sup> sebbene si possano riconoscere al suo interno delle “componenti” (acqua, atmosfera, suolo e sottosuolo, flora e fauna, ecosistemi, ecc.). Pur con accezioni diverse, queste interpretazioni sembrano convergere verso una definizione di ambiente sempre più inclusivo e pervasivo dove le relazioni tra sistema economico e risorse ambientali diventano sempre più strette e mutualmente condizionanti (Defrancesco *et al.*, 2006).

---

<sup>1</sup> Nella sentenza della Corte Costituzionale n. 641 del 30/12/1987: “L'ambiente è un bene immateriale unitario, sebbene a varie componenti, ciascuna delle quali può anche costituire, isolatamente e separatamente, oggetto di cura e di tutela, pur essendo tutte, nell'insieme, riconducibili ad unità”.

Da un punto di vista metodologico, i paradigmi valutativi sono delineati dalla posizione da cui vengono analizzati i rapporti economia e ambiente: da un profilo antropocentrico imperniato sui benefici percepiti dall'uomo a quello spiccatamente ecologista-ambientalista focalizzato sul ruolo e sull'importanza degli ecosistemi.

Un punto di incontro delle due scuole di pensiero è il concetto di sostenibilità che coinvolge aspetti ambientali, aspetti economici e aspetti sociali dell'interazione tra i sistemi naturali e sociali. Lo studio delle interazioni su una scala sempre più ampia assieme agli sviluppi scientifici delle discipline coinvolte hanno fatto emergere nuovi ambiti di studio<sup>2</sup>.

Storicamente, da un approccio economico neoclassico lo studio dei rapporti tra economia e ambiente si è evoluto nell'economia ambientale fino all'economia ecologica, passando attraverso la graduale affermazione del concetto di sostenibilità (Box 2). Questa evoluzione è stata accompagnata dal progressivo abbandono degli studi monodisciplinari per la multidisciplinarietà e, quindi, la transdisciplinarietà. Questo ultimo concetto implica una convergenza di riflessioni e ricerche di discipline diverse che cercano di analizzare le interazioni dinamiche esistenti tra i sistemi naturali e quelli sociali al fine di giungere ad una gestione ottimale.

#### **Box 2 – Il concetto di sostenibilità**

Il concetto di sostenibilità ha radici che risalgono agli anni sessanta, quando nacquero i primi gruppi ambientalisti. Ai numerosi studi che evidenziavano i rischi connessi all'eccessivo sfruttamento delle risorse ambientali se ne contrapponevano altri che enfatizzavano l'importanza dello sviluppo economico, anche se si intravedeva una crescente preoccupazione verso impieghi poco razionali o inefficienti, verso una capacità di sostegno limitata rispetto alle esigenze della popolazione o verso una distribuzione del benessere troppo iniqua tra paesi ricchi e poveri.

Le ideologie ambientaliste, inizialmente circoscritte alle sole nazioni industrializzate, ricevettero un primo riconoscimento nell'ambito della Conferenza di Stoccolma nel 1972, quando i paesi delle Nazioni Unite ratificarono il primo Programma per l'Ambiente.

Il termine di sostenibilità inizia a comparire solo negli anni ottanta, quando diventa sempre più evidente che lo sviluppo improntato sull'efficienza economica è indipendente dalla sostenibilità ecologica o ambientale.

Nel rapporto Brundtland (1987), si definisce sviluppo sostenibile come: *“Lo sviluppo che è in grado di soddisfare i bisogni della generazione presente, senza compromettere la*

---

<sup>2</sup> Ad esempio, gli studi sui cambiamenti climatici hanno dato origine a nuove discipline come la biologia della conservazione (Conservation Biology), l'economia ecologica (Ecological Economics), l'ecologia del paesaggio (Landscape Ecology), l'ecologia del ripristino (Restoration Ecology) o l'ecologia industriale (Industrial Ecology).

*possibilità che le generazioni future riescano a soddisfare i propri*” (World Commission on the Environment and Development “Our Common Future” Oxford University Press, 1987, Oxford). Nella Conferenza di Rio del 1992 si tenta di individuare un percorso universale per costruire uno sviluppo sostenibile e viene raggiunto un accordo, noto come Agenda 21, in cui i paesi aderenti si impegnavano a seguire uno sviluppo sostenibile. Nella Conferenza di Johannesburg del 2002 che si poneva il problema di definire un nuovo modello di sviluppo in grado di coniugare aspetti economici con quelli ambientali e in grado di assicurare una società più equa e prospera, si giunse alla sottoscrizione di un piano di azione da parte di paesi partecipanti.

Il concetto di sviluppo sostenibile è diventato parte integrante e irrinunciabile sia a livello internazionale (Conferenze sui cambiamenti climatici) sia comunitario (Conferenza di Lisbona).

Un punto fermo di questa ricerca è, infatti, la transdisciplinarietà che migliora la comprensione della realtà e permette di individuare principi, metodologie e strumenti per cercare di gestire le interazioni tra sistemi naturali, economici e sociali. Ed è proprio l’azione congiunta di diverse discipline che ha dato i maggiori contributi allo studio della complessità propria degli ecosistemi (Box 3) e degli impatti delle attività antropiche.

### **Box 3 – Capitale naturale e capitale prodotto dall’uomo o “man-made”**

Il “man-made” è il capitale prodotto attraverso l’attività economica, l’ingegno umano e la tecnologia dei mezzi di produzione. Il capitale prodotto dall’uomo può essere distinto in capitale umano in senso stretto (abilità, know-how, esperienza) e patrimonio costruito e accumulato dall’uomo (es. abitazioni, palazzi, fabbriche, infrastrutture ecc.), patrimonio storico-culturale (es. monumenti storici) nonché capitale sociale (istituzioni locali, sistema di regole, partecipazione).

Il capitale naturale viene inteso come qualsiasi stock di materiale di origine naturale dal quale possa derivare un flusso di beni e servizi per il futuro. Esso si compone di risorse non rinnovabili (petrolio, carbone, minerali), e rinnovabili (flora, fauna, ecc.) che sono prodotte e mantenute nel tempo dai processi e dalle funzioni ecosistemiche; dai servizi ecologici (mantenimento dell’aria e acqua pulita, controllo del clima, paesaggio, ecc.). A differenza del capitale prodotto dall’uomo, il capitale naturale possiede delle proprietà e peculiarità uniche:

- a) l’irreversibilità delle trasformazioni di alcune risorse naturali, le cui caratteristiche di unicità e irriproducibilità impediscono ogni forma di sostituzione con il capitale umano (es. l’estinzione di una specie, la distruzione di paesaggi o di aree paludose o di barriere coralline);
- b) la stabilità e resilienza degli ecosistemi. La stabilità ecologica è la capacità del sistema di mantenere il suo equilibrio (composizione delle specie, biomassa e produttività) di fronte alle fluttuazioni e ai cicli dell’ambiente circostante. La resilienza è la capacità di un sistema di mantenere la propria struttura di fronte a stress esterni, ovvero la sua capacità di adattarsi al cambiamento.

Uno dei filoni metodologici che ha ricevuto un largo consenso scientifico è quello proposto dall'ecologia economica<sup>3</sup>. Rispetto agli approcci di impronta economica fondati sul criterio di efficienza allocativa<sup>4</sup>, l'economia ecologica studia il legame tra equilibrio dell'ecosistema e benessere degli individui. Essa assume che le attività economiche rappresentino un sottosistema dell'ecologia considerando il capitale umano come complementare rispetto al capitale naturale e non intercambiabile poiché esso deriva in un modo o nell'altro dallo stesso capitale naturale.

L'economia ecologica si propone come obiettivo finale quello di giungere ad una misurazione più completa ed esauriente del benessere e della ricchezza mediante indici più complessi rispetto al PIL tradizionale e in grado di temperare criteri di ricchezza economica con principi etico-sociali, di equità e di sostenibilità<sup>5</sup> (Box 4).

#### **Box 4 – Indicatori macroeconomici di benessere e sostenibilità**

Indici basati sul PIL.

a) Indice di sviluppo umano (*Human Development Index*): aggrega con peso identico, reddito procapite, la speranza di vita alla nascita e il tasso combinato di alfabetismo e scolarizzazione; ispirato da Amartya Sen, introduce altri elementi che influiscono sul benessere dell'uomo, tenendo conto del ruolo svolto dalla libertà.

b) *Genuine Progress Indicator* (GPI): indice ottenuto attraverso alcune correzioni del PIL; sottrae i costi sociali legati alla criminalità, ai divorzi, all'inquinamento e al deterioramento delle risorse naturali e aggiunge al prodotto interno lordo il valore del lavoro svolto all'interno della famiglia e del volontariato; prende in considerazione la distribuzione del reddito (equità), i servizi e i costi dei beni durevoli e delle infrastrutture, il capitale preso in prestito dall'estero, la disponibilità di tempo libero.

Con riferimento al principio di sostenibilità ambientale si ricorda l'impronta ecologica (ecological footprint), l'indice di Sostenibilità Ambientale (*Environmental Sustainability Index*, ESI 2005):

c) Impronta ecologica: permette di stimare il consumo delle risorse e la richiesta di assimilazione dei rifiuti da parte di una determinata popolazione umana e di esprimere

---

<sup>3</sup> L'economia ecologia affonda le sue radici negli anni sessanta grazie all'opera pionieristica di alcuni economisti come Nicholas Georgescu-Roegen e Kenneth Boulding. Tra i principali rappresentanti contemporanei di questa disciplina si ricorda Herman Daly (allievo di Georgescu-Roegen) considerato il vero padre fondatore, Wolfgang Sachs e il gruppo di ricercatori di Robert Costanza.

<sup>4</sup> La gestione delle risorse naturali (rinnovabili e non), la gestione dell'inquinamento sono discipline di chiara matrice economica che si propongono il raggiungimento di un livello ottimale di sfruttamento delle risorse o la determinazione del livello di inquinamento socialmente accettabile. Anche i fondamenti teorici dell'economia del benessere, dove i prezzi dovrebbero assicurare il raggiungimento del cosiddetto ottimo sociale, fanno sempre riferimento a criteri di carattere economico che rischiano di sottovalutare elementi di equilibrio del sistema naturale.

<sup>5</sup> Sotto l'aspetto macroeconomico, le attività economiche sono assimilate a un sottosistema aperto di un ecosistema naturale non illimitato (l'ambiente), vincolato da equilibri di massa, entropia ed esauribilità e la cui dimensione fisica deve essere inferiore alla carrying capacity (capacità portante) della Terra.

queste grandezze in termini di superficie di territorio produttivo corrispondente (Ress e Wackernagel, 1996). L'obiettivo è giungere ad un'economia realmente "sostenibile" rispetto alle capacità rigenerative e assimilative dei sistemi naturali e basata su di un principio di equità.

d) Indice di Sostenibilità Ambientale (ESI, *Environmental Sustainability Index*): valuta la capacità delle nazioni di proteggere il proprio ambiente nei prossimi decenni, tenendo conto di una serie di variabili di tipo socio-economico, ambientale ed istituzionale. L'obiettivo di questo indice è di giungere ad un equilibrio tra la posizione ecologista e quella economica.

Una questione di primaria importanza di questi indici di sostenibilità ambientale è la capacità di carico del sistema Terra rispetto al mantenimento della popolazione umana nota come capacità di carico (*carrying capacity*). Sotto questo profilo sono stati sviluppati una serie di indicatori di sostenibilità tra cui l'equazione di impatto, nota con l'acronimo di PAT (Ehrlich e Holdren, 1971) che enfatizza la dimensione di una popolazione che le risorse di un dato habitat è in grado di sostenere.

Uno degli aspetti chiave o limiti degli approcci sia neoclassici che ecologici sta nel processo di valutazione delle risorse naturali che viene ostacolato o reso difficoltoso dal fatto che il mercato è spesso incapace di coglierne l'effettivo valore. In sostanza, il meccanismo del mercato non funziona o funziona male nel caso di beni e servizi del capitale naturale perché non sono oggetto di scambio. Qualora il prezzo esista, esso non è comunque in grado di fornire dei segnali corretti perché:

- il prezzo, se esiste, riflette solo il costo di prelievo (es. di estrazione) e può anche crescere al crescere della domanda senza che ciò possa comportare un aumento della disponibilità delle risorse utilizzate.
- Un aumento del prezzo può comportare una diminuzione nell'impiego di risorse naturali o può stimolare la ricerca di beni sostitutivi, ma ciò non impedisce l'esaurimento totale o parziale delle risorse stesse.
- I beni e servizi del capitale naturale non hanno un mercato e quindi manca un prezzo di riferimento. È quindi indispensabile arrivare alla loro stima per poter disporre di una valutazione economica dell'impatto che i ritmi di sviluppo hanno sull'ambiente.

Da un punto di vista economico, l'assenza di prezzo o la sua inadeguatezza rispetto al valore del capitale naturale va sotto il nome di fallimento del mercato. Nell'economia ambientale questo fallimento è associato all'elevato grado di non rivalità e non escludibilità del consumo di beni e servizi generati dal capitale naturale. Questi due concetti, che verranno ripresi nel capitolo successivo, sono in realtà la conseguenza di una serie di problemi di tipo pratico che caratterizzano i



beni e servizi ambientali. Di seguito, si riportano le principali problematiche di ordine tecnico ed economico:

- la relazione causa-effetto è di difficile misurazione e ciò per la complessità degli ecosistemi nonché degli impatti derivanti dalle attività economiche, specialmente quelle agricole pervasive e diffuse sul territorio;
- i beni e servizi ambientali e, più in generale, il capitale naturale sono caratterizzati da processi non lineari a causa di soglie critiche, irreversibilità, irriproducibilità;
- gli effetti possono modificarsi nel tempo in conseguenza di dinamiche evolutive;
- vi sono forti legami o interdipendenze tra attività economiche e i loro impatti sull'ambiente;
- si riscontra una forte incertezza nella comprensione dei processi ecologici, pertanto tutte le azioni che potrebbero avere effetti irreversibili andrebbero preferibilmente valutate seguendo un criterio prudenziale;
- la stima di un bene o servizio ambientale è fortemente condizionata dall'approccio e metodo di valutazione;
- è difficile fare delle previsioni attendibili sui costi e benefici futuri di beni e servizi ambientali anche perché l'orizzonte temporale è intergenerazionale<sup>6</sup>;
- in ogni caso la valutazione va intesa come strumento a supporto delle decisioni di politiche economiche e di investimento e non ha un valore assoluto.

Nonostante le difficoltà di misurazione nonché di valutazione del capitale naturale, la letteratura riporta diversi approcci metodologici per misurare i beni e servizi ambientali:

- 1) Modello DPSIR<sup>7</sup>, che analizza le relazioni di causalità tra gli elementi che influiscono sull'ambiente per effetto delle attività antropiche al fine di

---

<sup>6</sup> Questa incertezza è associata alla problematica dell'attualizzazione. Il tasso di interesse utilizzato per scontare valori lontani nel tempo dovrebbe riflettere, infatti, le preferenze delle generazioni future purtroppo lontane dal valutatore. Nella letteratura si sta affermando l'impiego di tassi di interessi decrescenti nel tempo proprio con l'intento di preservare i benefici futuri (Defrancesco et al., 2006).

<sup>7</sup> Il modello DPSIR, sviluppato nel 1995 dall'Agenzia Europea per l'Ambiente (EEA) è una variazione del modello Pressione Stato Risposta (PSR) messo a punto dall'OCSE. In Italia, le classi di indicatori impiegati dall'Agenzia per l'ambiente sono:

- i) *Determinanti (Driving forces): attività e processi antropici che causano le pressioni: agricoltura, industria, trasporti, consumi ecc..*
- ii) *Pressioni (Pressures): sollecitazioni dirette del sistema antropico sull'ambientale naturale: rilascio sostanze inquinanti (emissioni in atmosfera, in acqua, rifiuti), emissione di radiazioni, prelievo di risorse naturali, uso del suolo e altre modificazioni dell'ambiente naturale.*

individuare le classi di indicatori utili alla misurazione degli impatti sul capitale naturale.

- 2) Indicatori basati sui flussi di materia<sup>8</sup>, mirano a fornire informazioni sui flussi di materiali indotti dalle attività umane, sulla circolazione di materia all'interno del sistema antropico, nonché sulla destinazione degli output materiali prodotti da tale sistema e sulle implicazioni ambientali dell'utilizzo della materia (OCSE, 2004).
- 3) Indicatori sui flussi di energia<sup>9</sup>. Questi indicatori si propongono di valutare i beni e i servizi ambientali ed economici in termini di un'unità energetica comune come l'energia solare equivalente, nota come "solar emergy" (o eMergia). Questo approccio rientra nella più ampia categoria della contabilità ambientale<sup>10</sup>.
- 4) Indicatori basati sulla produzione. Si tratta, ad esempio, degli indicatori della produzione primaria netta (Vitousek, 1986) o l'HANPP (Human Appropriation of Net Primary Production) (Imhoff *et al.*, 2004)<sup>11</sup>.
- 5) Indicatori area/volume. Questi indicatori cercano di misurare l'impatto delle attività antropiche in termini di uso di risorse naturali e/o danni agli ecosistemi. Tra questi, l'impronta ecologica (Ress e Wackernagel, 1996) e lo spazio ambientale (Opschoor, 1995)<sup>12</sup>.

---

iii) *Stato (State): condizioni e tendenze evolutive dell'ambiente naturale: qualità dell'aria, delle acque, del suolo, ecc.; andamento delle temperature globali, ecc.*

iv) *Impatti (Impacts): effetti dei cambiamenti dello stato dell'ambiente naturale: effetti nocivi sulla salute umana, danni economici per le attività produttive, alluvioni, ecc..*

v) *Risposte (Responses): contromisure del sistema antropico per risolvere i problemi ambientali: attività di prevenzione e riduzione dell'inquinamento, di prevenzione e riparazione del danno ambientale, di gestione sostenibile delle risorse naturali, ecc..*

<sup>8</sup> Nella contabilità dei flussi di materia (Economy-Wide Material Flow Accounting, EW-MFA), ad esempio, l'analisi macroeconomica segue un approccio olistico dove il sistema economico è considerato come un organismo le cui attività sono alimentate da flussi di materia prelevati dall'ambiente, comportano la produzione di materiali che vengono accumulati in stock o restituiti al sistema naturale in forme modificate (Istat, 2001).

<sup>9</sup> Il termine Emergeia (EMergy), sviluppato originariamente da Odum (1996), si riferisce alla quantità di energia solare che è necessaria (direttamente o indirettamente) per ottenere un prodotto o un flusso di energia in un dato processo.

<sup>10</sup> La contabilità ambientale è un sistema organizzato che mette in relazione l'informazione economica e quella ambientale mediante una struttura dei conti, capaci di legare lo stato del sistema economico e quello dell'ambiente naturale su cui esso influisce in termini di prelievi, emissioni e altre alterazioni (Defrancesco et al., 2006).

<sup>11</sup> Secondo Vitousek (1986) "La produzione primaria netta (NPP) è la quantità di energia che le piante verdi assorbono dalla luce del sole e fissano nei tessuti viventi". L'indicatore HANPP misura la sottrazione da parte delle attività antropiche della produttività primaria netta, ovvero quanta energia incorporata nella materia organica dovrebbe restare a disposizione degli ecosistemi.

<sup>12</sup> L'impronta ecologica è l'area biologicamente produttiva necessaria per fornire le risorse richieste dal sistema economico e assorbitarne gli impatti, mentre lo spazio ambientale individua i limiti alla pressione esercitata dalle attività antropiche, ovvero l'impatto che gli ecosistemi terrestri possono gestire, senza subire danni irreversibili.

- 6) Valutazioni monetarie. Si propongono di giungere alla monetizzazione dei beni e servizi ambientali, ossia delle funzioni svolte dagli ecosistemi (Costanza *et al.*, 1997).

Nei primi cinque approcci metodologici si rileva un tentativo di superare le problematiche di valutazione economica dei beni e servizi ambientali procedendo ad una quantificazione fisica dei rapporti economia e ambiente anziché monetaria. Se da una parte gli indicatori fisici rappresentano l'unica alternativa possibile per quantificare la complessità e l'entità delle interazioni tra attività economiche e capitale naturale, dall'altra essi forniscono delle misure la cui comprensione potrebbe risultare meno immediata rispetto ai valori monetari, ovvero delle misure che sfuggono ai più razionali metodi di contabilità nazionale e il decisore politico non riesce a coglierle o utilizzarle nel processo di scelta di politiche economiche.

Un'alternativa interessante è rappresentata dall'approccio di valutazione dei servizi ambientali il cui obiettivo è quello di attribuire un valore economico alle funzioni svolte dagli ecosistemi. Questo approccio potrebbe, infatti, rivelarsi particolarmente utile nella valutazione degli effetti ambientali dell'agricoltura biologica rispetto a quella convenzionale, ovvero al fine di ripristinare e/o tutelare maggiormente le funzioni ambientali svolte dagli agroecosistemi.

Questa interpretazione del rapporto tra economia e ambiente appare in linea con l'analisi degli effetti ambientali sull'agricoltura biologica, ossia con l'impatto delle pratiche biologiche sulle funzioni svolte dal capitale naturale. Questo sembra cogliere tutte le componenti del valore del bene/servizio ambientale; tuttavia, pone dei rischi maggiori sul lato dei doppi conteggi a causa della sovrapposizione di talune funzioni ambientali.

Di seguito verrà brevemente illustrato questo approccio per poi passare all'analisi della produzione congiunta. Entrambi gli aspetti sono infatti rilevanti nello studio degli effetti esterni dell'agricoltura biologica.

### **2.3 Le funzioni o servizi ambientali**

Lo studio delle funzioni o servizi ambientali ha ricevuto una crescente attenzione da parte della letteratura (Pearce, 1993; Pearce *et al.*, 2006; Costanza *et al.*, 1997; De Groot *et al.*, 2002, De Groot, 2006; Daily *et al.*, 2000). Questo approccio si propone di attribuire un valore alle funzioni svolte dagli ecosistemi, ovvero ai benefici che i medesimi possono generare per l'intera collettività (Turner

*et al.*, 2003; Turner *et al.*, 1994, De Groot *et al.*, 2002, Costanza *et al.* 1997; Pimentel *et al.* 1997, Limburg e Folke, 1999; Daily *et al.*, 2000)<sup>13</sup>.

Il principale obiettivo di questo approccio è di identificare, misurare e valutare le funzioni degli ecosistemi al fine di fornire un valido supporto al decisore pubblico ed eventualmente responsabilizzare la collettività sui rischi ambientali e quindi sui costi sociali dello sviluppo. I benefici delle funzioni ambientali assieme alle risorse naturali (rinnovabili e non) costituiscono il capitale naturale la cui valutazione sfugge al mercato e, quindi, non è contabilizzato dai tradizionali metodi di contabilità nazionale.

In pratica, la complessità delle interazioni tra componenti biotiche e abiotiche degli ecosistemi viene scomposta in sottoinsiemi di funzioni o servizi che corrispondono ad altrettanti processi. Questa disaggregazione si propone il duplice obiettivo: i) facilitare il processo di valutazione; ii) individuare i benefici per l'uomo. A tale proposito, l'orientamento necessariamente antropocentrico della valutazione implica una focalizzazione sulle funzioni che generano dei benefici, diretti o indiretti, sul benessere degli individui. Più propriamente, le funzioni apprezzate dagli individui sono indicate con il termine di beni o servizi ambientali (De Groot, 2002).

Secondo lo schema proposto dall'equipe di Robert Costanza (Costanza *et al.*, 1997; De Groot *et al.*, 2006) e ripreso dall'OCSE (Pearce *et al.*, 2006), i beni e servizi ambientali possono essere classificati in 4 gruppi di funzioni.

- Funzioni di regolazione, relative ai processi vitali necessari al normale funzionamento degli ecosistemi (es. regolazione clima, cicli biogeochimici, ecc.) I servizi ambientali si riferiscono ad una vasta categoria che va dalla qualità dell'aria e del clima o delle acque, alla difesa dall'erosione, al controllo malattie, al riciclo di rifiuti organici, fino all'impollinazione e controllo dei rischi naturali.
- Funzioni di habitat, relative alla creazione di ambienti adatti alla vita e riproduzione di piante e animali. I servizi ambientali sono riconducibili per lo più alla conservazione della biodiversità (diversità genetica).
- Funzioni di produzione, relative alla produzione di biomassa, di risorse genetiche, di piante medicinali e ornamentali. I servizi ambientali sono collegati alla produzione agricola (alimenti e fibre), energetica (biocarburanti), alle risorse genetiche e piante medicinali.

---

<sup>13</sup> I primi studi sul riconoscimento delle funzioni svolte dagli ecosistemi naturali risalgono agli anni sessanta (Odum E. e Odum H, 1972).

- Funzioni culturali, relative alla creazione di conoscenza e diffusione di informazioni sul capitale naturale. I servizi culturali includono i valori estetici (paesaggio) e ricreativi (es. ecoturismo), i valori spirituali e religiosi, i valori educativi nonché i sistemi di conoscenza, ispirazione, senso di appartenenza.

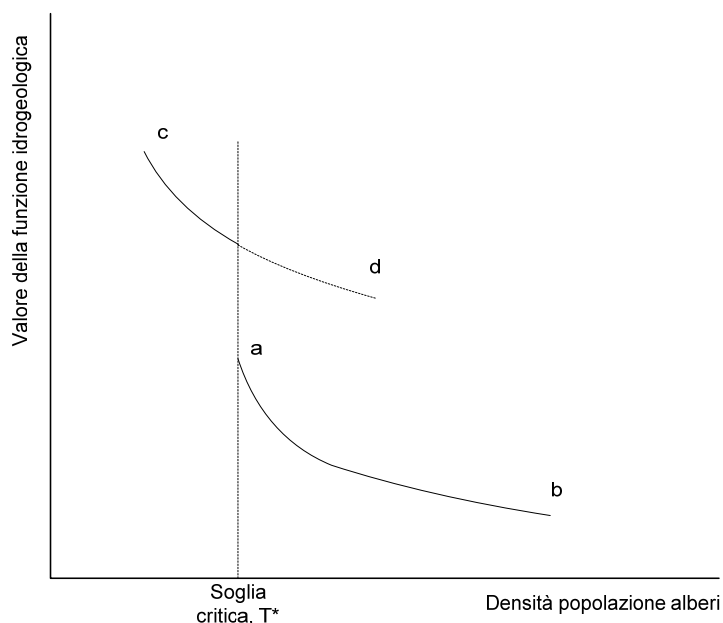
L'importanza o valore dei servizi ambientali può essere misurata sotto tre aspetti: a) ecologico, volto a quantificare l'importanza in termini di contributo all'integrità, resilienza e resistenza degli ecosistemi; ii) socio-culturale, che enfatizza il ruolo dei gruppi di pressione (stakeholders) la cui eterogeneità di interessi si traduce in una variegata scala di valori attribuiti ai servizi ambientali; iii) economico, che si propone una monetizzazione dei benefici dei servizi ambientali.

Le principali critiche a questo approccio sono sia di carattere metodologico che concettuale. In primo luogo, secondo alcuni autori l'approccio per funzioni non è in grado di catturare il cosiddetto valore economico totale, concetto che verrà approfondito nel capitolo successivo. È infatti, probabile che il valore economico totale dell'ecosistema nel suo complesso sia maggiore della sommatoria delle singole componenti. In secondo luogo, a differenza del capitale artificiale, quello naturale si caratterizza da soglie critiche e irreversibilità che creano delle discontinuità nei benefici percepiti. Ad esempio (Figura 1), in un'ipotetica relazione tra valore del rischio idrogeologico e densità degli alberi, se il numero di piante si mantiene al di sotto della soglia critica ( $T^*$ ), se la relazione è  $a-b$ ; per contro, al di sotto di tale soglia la relazione diventa  $c-d$  a causa di irreversibilità, ovvero il fenomeno è reversibile finché la densità di alberi resta al di sopra della soglia critica.

Il terzo problema è rappresentato dall'incertezza sull'evoluzione delle interazioni e quindi sulla possibilità di erogare servizi ambientali in modo continuativo e stabile nel tempo.

Va infine segnalato il problema metodologico legato sia alla scelta del più appropriato metodo di stima o monetizzazione dei servizi ambientali sia della disponibilità di dati, spesso inadeguata o assente.

*Figura 1 – Prevenzione del rischio idrogeologico da parte degli alberi e irreversibilità*



Fonte: Farber et al., 2002 modificato.

## 2.4 Le funzioni dell'agricoltura

La diffusione territoriale e la connotazione biologica dei processi produttivi conferiscono all'agricoltura un ruolo chiave nella gestione dell'ambiente che fornisce le risorse primarie (radiazione, terra, acqua, ecc.) e che può soffrire un degrado delle risorse (sfruttamento, contaminazione). Per contro, le attività produttive possono subire le conseguenze di un peggioramento nella qualità ambientale prodotto da altre attività economiche (produttive, insediative).

Seguendo l'approccio per funzioni le interazioni tra agricoltura e ambiente possono essere analizzate con riferimento ai beni e ai servizi prodotti: a quelli tradizionali, legati agli alimenti e fibre, si affiancano quelli ambientali (protezione delle risorse naturali, salvaguardia della biodiversità e del paesaggio, ecc.), energetici (biocarburanti) fino a quelli di tipo etico e sociale (benessere animale, occupazione, sicurezza alimentare, ecc.).

Le funzioni ambientali possono essere classificate in tre categorie (Gargano e Sardone, 2004):

- i) qualità delle risorse naturali (acqua, aria, suolo);
- ii) biodiversità e habitat;

iii) paesaggio e amenità.

Riguardo al primo punto, la qualità delle risorse naturali tiene conto sia della risorsa in quanto tale (es. acqua per uso agricolo o potabile) sia come componente dell'ecosistema (interazioni tra componenti biotiche e abiotiche). Questa classificazione è stata seguita per valutare gli effetti dell'agricoltura biologica sui beni e servizi ambientali.

Uno degli elementi chiave per comprendere i rapporti tra agricoltura e ambiente e, quindi, le funzioni svolte dagli agroecosistemi è rappresentato dalla produzione congiunta di beni e servizi primari (alimenti, fibre) e beni secondari (funzioni ambientali). Lo studio delle interrelazioni tra produzioni agricole tradizionali (commodities) e di beni e servizi ambientali assume un particolare significato in questo studio. Esso, infatti, consente di definire l'entità degli eventuali sforzi necessari o delle relative conseguenze per passare a sistema biologico e viceversa a sistema convenzionale.

## **2.5 La produzione congiunta**

La produzione congiunta rappresenta uno degli aspetti ampiamente studiati e su cui convergono le discipline economiche, ambientali nonché ecologiste. Essa parte dal presupposto, peraltro confermato dalla realtà, che la produzione di beni utili alla collettività (*goods*) sia accompagnata anche da emissioni e, più in generale, dalla produzione di beni dannosi (*bads*) per l'ambiente. Questo concetto può essere analizzato sotto l'aspetto termodinamico, economico nonché etico-sociale (Baumgärtner *et al.*, 2003). L'aspetto termodinamico mette in evidenza una produzione congiunta di beni utili a bassa entropia e rifiuti che aumentano l'entropia della Terra; l'aspetto economico si focalizza sui rapporti input/output enfatizzando l'impatto degli output indesiderati il cui costo è scaricato sull'ambiente; l'aspetto etico-sociale fa emergere invece elementi di responsabilità sociale da parte degli inquinatori e di conoscenza sugli effetti delle emissioni sull'ambiente.

Nel caso dell'agricoltura la situazione appare più complessa anche sotto un profilo economico. Le attività agricole generano infatti effetti negativi e positivi sull'ambiente la cui natura congiunta rende, in alcuni casi, la loro distinzione piuttosto problematica (Gargano e Sardone, 2004). Le interdipendenze dipendono

dalla congiunzione tecnica tra produzione primaria e prodotti secondari esterni<sup>14</sup> o dalla condivisione di fattori produttivi<sup>15</sup>. Il grado di congiunzione può essere debole o forte e può manifestarsi secondo rapporti di complementarità o di sostituibilità. Il primo caso è quello in cui l'intensificazione delle pratiche agricole, mirate alla produzione primaria, determina un aumento della produzione dell'effetto esterno congiunto (positivo o negativo). Viceversa, nel secondo caso i prodotti primari sono in competizione con quelli secondari esterni per l'impiego delle risorse; l'intensificazione produttiva conduce dunque a ridurre l'effetto esterno (positivo).

Complementarità e sostituibilità possono riscontrarsi in ambiti territoriali diversi per condizioni ambientali e socioeconomiche, oppure possono manifestarsi sullo stesso territorio in relazione a livelli di intensità produttiva differenti. Prendendo in considerazione la qualità del paesaggio, ad esempio, in certi ambienti montani e collinari, dove non vi è competizione per l'uso degli input produttivi, l'agricoltura estensiva produce "bel paesaggio" e può essere ricondotta al modello di complementarità: in questo caso l'abbandono delle attività produttive pregiudica l'esistenza stessa dei paesaggi tradizionali. Per contro, il rapporto di sostituibilità è osservabile in molte zone di pianura, dove l'utilizzo di tecniche colturali intensive genera maggiori forzature sull'ambiente e sul paesaggio, come nel caso della produzione intensiva e dell'eliminazione di elementi o pratiche ritenuti non necessari.

Numerosi autori hanno tentato di giungere ad una rappresentazione analitica delle relazioni tra agricoltura e ambiente, ovvero di individuare una funzione in grado di misurare la congiunzione (*jointness*) tra produzione agricola e ambientale (Bowes e Krutilla, 1989; Merlo e Gatto, 1999). In particolare, Merlo e Gatto (1999) dettagliano ulteriormente i rapporti di complementarità e sostituibilità tra attività produttiva ed effetti ambientali positivi, individuando due comportamenti contrapposti: i) il primo relativo a sistemi agricoli intensivi poco sostenibili e con impatti sull'ambiente (es. inquinamento); ii) il secondo, fa invece riferimento a sistemi produttivi che producono anche azioni positive sull'ambiente. Questa ultima tipologia viene a sua volta contraddistinta da tre situazioni teoriche che corrisponderebbero ad altrettante funzioni di produzione:

---

<sup>14</sup> La congiunzione può essere legata alle pratiche agricole (tecnica) o alla condivisione degli input produttivi (risorse).

<sup>15</sup> Si tratta dei fattori fissi come la terra o i mezzi di produzione non specifici come il lavoro.



- 1) complementarità non intenzionale, dove i beni e servizi ambientali prodotti sono di importanza secondaria rispetto ai prodotti primari e hanno un costo marginale nullo. È questo il caso del paesaggio rurale e della biodiversità.
- 2) Complementarità che vede l'effetto ambientale positivo come prodotto principale, mentre la produzione di alimenti diventa secondaria e incidentale, come nel caso dell'agriturismo.
- 3) Complementarità in cui l'effetto ambientale positivo diviene principale e unico prodotto, mentre la produzione di alimenti è secondaria (e input per la produzione di esternalità negative), come nelle aree protette e di ricreazione.

Vale tuttavia la pena sottolineare che queste soluzioni rappresentano un'esemplificazione di una realtà produttiva molto più complessa, difficilmente quantificabile <sup>16</sup>, ovvero difficilmente riconducibile ad un unico schema analitico.

## **2.6 L'approccio di mercato e l'agricoltura biologica**

L'analisi dell'efficienza economica nell'impiego di risorse scarse tra usi alternativi ha come riferimento metodologico il modello di mercato. Esso spiega come avvengono le scelte dei soggetti economici rispetto ai beni ambientali e come queste scelte si raccordano tra loro in maniera che ciascuno realizzi il proprio tornaconto (benessere) individuale. Sotto certe condizioni il modello di mercato dice quale combinazione, di prezzi e quantità, realizza il massimo tornaconto individuale ed al contempo il massimo benessere per la collettività nel suo complesso, ossia la situazione di equilibrio ottimo per l'intera economia. Il mercato, rispettando determinate regole, raggiunge da solo una posizione di ottimo sociale ed in questo contesto il ruolo dello Stato deve essere marginale.

Tuttavia, esistono diversi motivi per cui il mercato in senso neoclassico può "fallire" nel suo compito ideale rendendo necessario l'intervento pubblico per correggere il mercato. Il modello di mercato funziona quando i beni presentano alcune specifiche caratteristiche come la divisibilità, l'escludibilità, la rivalità e l'assenza di esternalità, ovvero un sistema di diritti di proprietà sulle risorse affidabile.

---

<sup>16</sup> *Sul piano analitico, si riscontrano le seguenti complicazioni: i) una pluralità di processi produttivi e, quindi, di funzioni di danno ambientale all'interno di ogni azienda agraria; ii) la ricerca tecnica sulle singole funzioni di danno ambientale appare piuttosto limitata; iii) lo studio delle interazioni tra queste funzioni nei vari contesti ambientali e la produzione agricola viene ostacolato dalle difficoltà di interpretare meccanismi molto complessi, che coinvolgono fenomeni biologici, ecologici, tossicologici, ecc.*

La presenza di beni pubblici puri costituisce una causa di fallimento del mercato in quanto tali beni:

- i) implicano per loro natura il godimento in comune;
- ii) il consumo da parte di un soggetto non impedisce il consumo contemporaneo da parte di altri soggetti, ovvero non rivali;
- iii) sono di norma non escludibili, la natura del bene<sup>17</sup> è tale per cui non è possibile escludere dal godimento del bene tutti gli altri soggetti.

Il mercato non può fornire beni o servizi che presentano caratteristiche di godimento comune e non escludibilità, in quanto nessuno potrebbe venderli, ovvero non avrebbe convenienza a produrli, anche se il bene fosse effettivamente utile a tutti. Quindi il mercato fallisce, perché non raggiunge un equilibrio efficiente.

La condizione di equilibrio che caratterizza i beni collettivi è quella impostata da Samuelson, secondo la quale i beni a consumo collettivo entrano come argomenti nelle funzioni di utilità individuali per la stessa quantità, che è pari alla disponibilità totale del bene, allo stesso modo in cui vi entrano i beni a consumo individuale (Brosio, 2003; Cozzi e Zamagni, 2004). A differenza dei beni privati, le condizioni di equilibrio dei beni pubblici sono profondamente diverse.

Per i beni privati ciascun soggetto raggiunge l'equilibrio assumendo come costanti i prezzi e aggiustando le quantità da acquistare; i prezzi dei beni sono quindi uguali per tutti i soggetti, mentre la quantità acquistata varia per ciascuno in modo da raggiungere il massimo di utilità. Per i beni a consumo collettivo, invece, il soggetto considera data la quantità di bene e individua il prezzo individuale. In questo caso la quantità di bene è uguale per tutti i soggetti, mentre la somma dei prezzi individuali deve aggiustare il prezzo, o costo marginale del bene collettivo. Si deve tener presente che le caratteristiche della non rivalità e della non escludibilità, escludono la possibilità e la convenienza di ricorrere, come per i beni privati, ad un prezzo di razionamento del consumo del bene pubblico, in quanto ogni individuo deve consumarlo per il suo intero ammontare. Di conseguenza, per i beni a consumo collettivo non esiste alcun meccanismo di mercato che permetta l'automatico formarsi di prezzi individuali. Quindi l'efficienza allocativa viene

---

<sup>17</sup> L'escludibilità può essere di natura tecnica, economica oppure legata a motivi etici. La rivalità del consumo significa che l'uso o la fruizione da parte di un individuo è incompatibile con quella di altri soggetti. Per contro, la fruizione di un bene non rivale non ne diminuisce la disponibilità e ciò non esclude la fruizione da parte di altri consumatori (Hanley, 1991).

raggiunta solo se il bene pubblico è fornito gratuitamente a tutti gli individui, coprendo i costi di produzione mediante un qualche sistema di trasferimenti.

Anche le risorse, i beni e servizi ambientali presentano alcuni elementi di utilità collettiva e alcune similitudini con i beni a consumo collettivo. Ne sono un esempio l'aria o l'acqua, che sono tecnicamente beni non rivali e presentano caratteristiche di indivisibilità. Altri beni ambientali come i parchi pubblici presentano caratteristiche di beni pubblici impuri, nel senso che sono parzialmente escludibili e parzialmente rivali. L'utilizzo di questi beni o i fenomeni di inquinamento ad essi associati, quindi, risultano in eccesso rispetto a quanto sarebbe ottimo, perché il mercato ne sottovaluta i costi. Al contempo il mercato tende a produrre un livello di "qualità" ambientale insufficiente perché ne sottovaluta i benefici (sociali).

Focalizzando l'attenzione sull'agricoltura biologica, è possibile affermare che, oltre al prodotto finale, ad essa sono attribuibili degli effetti positivi sull'ambiente dei quali beneficia l'intera collettività, ma per i quali gli agricoltori non sono in grado di esigere un pagamento. Data la loro natura, infatti, non sarebbe possibile escludere dalla loro fruizione chi non ha pagato. Gli agricoltori, non ricevendo alcunché per questi benefici collaterali, non hanno incentivo a produrli – specialmente nel caso in cui per farlo debbano sostenere dei costi – cosicché il livello di fornitura di questi beni è solitamente inferiore rispetto a quello socialmente desiderabile.

In presenza di un fallimento del mercato di questo genere, dunque, al settore pubblico spetterebbe il compito di erogare, agli agricoltori che applicano il metodo biologico, dei pagamenti che svolgano la funzione cui, in un mercato funzionante, assolverebbe il prezzo.

In realtà, proprio perché i consumatori riconoscono le positive ricadute ambientali del sistema biologico, gli agricoltori che lo adottano riescono a spuntare sul mercato un prezzo più elevato per i propri prodotti, ma è probabile che questo premio rispecchi solo in parte la disponibilità dei consumatori a pagare per il miglioramento ambientale di cui beneficiano (Dabbert *et al.*, 2000). In questo scenario, gli aiuti erogati all'agricoltura biologica (oltre la fase di conversione) possono essere interpretati come una compensazione dei benefici ambientali apprezzati dalla collettività ma che il mercato non è in grado di remunerare o valorizzare in modo adeguato (Pretty *et al.*, 2001).

Alcuni ritengono che si potrebbero ottenere degli effetti decisamente più positivi sull'ambiente se si adottassero delle misure agroambientali più specifiche,

mirate a risolvere singoli problemi e non a raggiungere un generico miglioramento. La formulazione, l'implementazione e il monitoraggio di politiche più specifiche, tuttavia, comportano costi amministrativi molto più elevati di quelli, relativamente modesti, imposti da un sistema di pagamenti agli agricoltori biologici (House of Commons, 2001; Alvensleben, 1998).

L'approccio basato su specifiche politiche agroambientali è preferibile nei casi in cui si desideri intervenire su particolari problemi, mentre può essere più opportuno ricorrere a misure di sostegno all'agricoltura biologica qualora si desiderino dei benefici generici (Dabbert, 2003).



## CAPITOLO 3

### ESTERNALITÀ E VALORE ECONOMICO\*

#### 3.1 Una definizione di esternalità

Sebbene il concetto di esternalità (o diseconomie esterne) occupi un ruolo centrale nella teoria microeconomica neoclassica e nell'economia del benessere e sia stato discusso da molti autori, rimane sempre piuttosto vago ed ambiguo (Demsetz, 1967). Di esso esistono diverse formulazioni in relazione anche alle diverse scuole di pensiero (Nicita, 2003).

Gli “effetti esterni” delle attività produttive e di consumo sono stati studiati dagli economisti sin dall'inizio del secolo scorso; i primi contributi sono attribuiti a Marshall e Pigou. Se Marshall (1959) parla di esternalità positive come gli effetti favorevoli (o benefici) non remunerati dal mercato e che avvantaggiano altri soggetti, in Pigou (1920), le esternalità assumono una connotazione negativa o di effetti negativi. Secondo Pigou, la presenza di esternalità implica una divergenza tra costi privati, internalizzati dall'attività di produzione o di consumo, e costi sociali che includono i costi privati e i costi esterni. Questi ultimi gravano sull'intera collettività senza nessuna compensazione da parte dei soggetti che le hanno generate.

Secondo la definizione ormai largamente accettata di Buchanan *et al.* (1962), l'esternalità viene definita non tanto nel significato implicito quanto per gli effetti da essa generati. Seguendo questo approccio, il concetto di esternalità sarebbe esteso ai fallimenti di mercato (Bator, 1958) dove il comportamento di uno o più attori allontana il mercato dalle condizioni di efficienza paretiana<sup>18</sup> (es. la gestione di prati e pascoli in proprietà comune). In sostanza, si parla di esternalità quando gli effetti della produzione o del consumo di un individuo influenzano anche la produzione o il consumo di altri soggetti senza pagare (o ricevere) una compensazione almeno uguale, in valore, al costo (o beneficio) arrecato agli altri (Buchanan *et al.*, 1962). La presenza di un'esternalità rende inefficiente il meccanismo di mercato, nel senso che le scelte degli individui sono effettuate sulla

---

\* Angela Meguzzato (3.1, 3.2, 3.4, 3.5 3.6 e 3.8), Lara Pizzo (3.3), Samuele Trestini (3.7).

<sup>18</sup> Assenza di mercati perfettamente concorrenziali, informazione asimmetrica, rendimenti crescenti causati da costi fissi di transazione, ecc.

base di prezzi e di costi che non riflettono il valore effettivo dei beni prodotti e consumati (Defrancesco *et al.*, 2006).

Secondo Coase (1960) le conseguenze delle esternalità possono essere corrette nell'ambito dei meccanismi di mercato grazie all'assegnazione dei diritti di proprietà sulle risorse ai soggetti interessati<sup>19</sup>. Nonostante la soluzione proposta da Coase abbia limitate possibilità di applicazione<sup>20</sup>, essa ha dato un contributo rilevante allo studio del problema delle esternalità, ovvero alle situazioni in cui non è ben chiaro a chi spetti il diritto di godere di una certa risorsa (Defrancesco *et al.*, 2006).

Integrando i contributi di Baumol e Oats (1994) con quello di Mishan (1971), si giunge ad una definizione di esternalità più ampia e riconducibile alla manifestazione congiunta delle seguenti condizioni:

- le decisioni di consumo o di produzione prese da un singolo agente influenzano il benessere di altri agenti;
- non vi è compensazione monetaria tra agenti vantaggiati e svantaggiati;
- l'effetto esterno non è deliberatamente cercato, ma si configura come il prodotto incidentale (o non voluto) delle decisioni di consumo o di produzione prese.

In relazione alla prima condizione le esternalità si caratterizzano come positive o negative, a seconda che il benessere dei soggetti terzi risulti rispettivamente aumentato o diminuito.

La seconda condizione è propria di quelle che nella terminologia di Viner (1961), Scitovsky (1954) e successivamente di Laffront (1987), vengono definite esternalità tecnologiche. In campo agricolo questo tipo di esternalità può avere effetti positivi o negativi su altri settori produttivi o sulla funzione di utilità dei consumatori, ossia sul loro soddisfacimento legato al consumo di determinati beni o fruizione di servizi (ad esempio il mantenimento/alterazione degli equilibri idrogeologici o la protezione/inquinamento delle acque sotterranee).

---

<sup>19</sup> Se gli attori coinvolti sono in grado di contrattare liberamente l'abolizione degli effetti esterni, si può raggiungere l'allocazione ottimale delle risorse senza l'intervento dello Stato (tasse, sussidi, ecc.) e indipendentemente dalla distribuzione iniziale dei diritti di proprietà (teorema di Coase).

<sup>20</sup> Il teorema di Coase assume che in assenza di costi di transazione, la contrattazione tra le parti dovrebbe portare ad un'allocazione ottimale delle risorse. In realtà, i costi di transazione esistono e crescono all'aumentare del numero di soggetti coinvolti nella contrattazione e spesso sono tali da scoraggiare qualsiasi tentativo di negoziazione. Inoltre, affinché il sistema funzioni è necessario che le parti siano in grado di far rispettare i diritti loro attribuiti, il che è spesso difficile e costoso. D'altra parte, l'attribuzione di diritti di proprietà su alcune risorse può apparire inaccettabile da un punto di vista etico (Brosio, 2003).

In ambito agricolo, le esternalità che producono cambiamenti nelle relazioni che legano la quantità di risorse al benessere della collettività sono numerose ed eterogenee. Inoltre, tali effetti variano nello spazio e nel tempo, in relazione a trasformazioni nel contesto tecnologico, istituzionale, socioeconomico e politico. Oltre alle esternalità tecnologiche, esistono quelle monetarie (pecuniarie) che, a differenza delle precedenti, si manifestano attraverso variazioni di prezzi, costi o profitti (Grasso, 2001), come la diminuzione/aumento dei prezzi dei fattori produttivi o la presenza/assenza di economie di scala. In ambito agricolo, le esternalità monetarie sono in grado di condizionare gran parte di quelle tecnologiche, che rispetto alle prime possono configurarsi come co-prodotti (Vermersh, 1996). Basti pensare alle correlazioni fra intensificazione dei processi produttivi e inquinamento, fra ampliamento delle strutture aziendali e degrado del paesaggio, ecc.. Tuttavia, le esternalità monetarie, concretizzandosi in cambiamenti nei prezzi di alcuni input e output del sistema economico, sono catturate dal mercato e risultano irrilevanti rispetto al problema dell'ottimizzazione dell'equilibrio dello stesso in un sistema competitivo (Grasso, 2001).

### **3.2 Le esternalità in agricoltura**

La valutazione delle esternalità del settore agricolo si dimostra un'operazione estremamente difficile a causa della complessità delle relazioni fra le varie componenti ambientali e delle diverse possibili chiavi di lettura (economica, politica, sociale, ambientale, ecc.) in relazione alle svariate funzioni svolte dal settore primario nell'ambito del sistema economico.

Sul piano analitico, gli effetti di miglioramento o di degrado dei beni ambientali, definibili sotto il profilo tecnico ed economico come esternalità, possono essere distinti in unidirezionali e reciproci. Tra i primi, rientrano i fenomeni di impatto ambientale, positivi o negativi, i cui costi o benefici superano i confini dell'azienda agricola e interessano l'intera collettività. Si tratta di esternalità tecnologiche per le quali il meccanismo dei prezzi non funziona, perché agiscono direttamente sul benessere della collettività generando una divergenza tra costi (o benefici) privati e costi (o benefici) sociali e quindi anche tra ottimo privato e ottimo sociale. La seconda categoria di esternalità è riconducibile alla presenza di beni a libero accesso o di proprietà collettive (*commons*) (es. i prati o pascoli di uso comune). Per questi beni, la conflittualità tra ottimo sociale e ottimo privato è riconducibile alla non escludibilità dal consumo: ogni fruitore prende le proprie decisioni con riferimento ai soli benefici e/o costi privati senza tener conto



del valore di scarsità, ossia del costo sociale; questo processo incoraggia uno sfruttamento e un rapido deterioramento delle risorse a libero accesso.

La produzione di esternalità da parte dell'attività primaria dipende da molteplici fattori come lo sviluppo raggiunto dall'agricoltura, il contesto sociale, economico, tecnologico, istituzionale, culturale e territoriale; di conseguenza risulta estremamente variabile e mutevole sia nel tempo che nello spazio. In particolare, lo sviluppo agricolo del ventesimo secolo, sotto la spinta del progresso tecnologico, delle politiche di sviluppo e dell'intensivazione delle colture, ha comportato un aumento delle conflittualità fra la qualità ambientale dei cosiddetti agrosistemi e quella degli agroecosistemi. Di conseguenza, nel passaggio da un'agricoltura tradizionale ad una più intensiva, vengono a scemare molte esternalità positive, tanto da trasformarsi a volte in esternalità negative (Hanley, 1991, Merlo e Gatto, 1999; De Benedictis, 1996). Il fenomeno inverso si può verificare, invece, quando viene attuata una riconversione dell'attività primaria verso tecniche più rispettose dell'ambiente o che recuperino certe forme paesaggistiche.

#### **Box 5 – L'inquinamento fisico ed economico**

L'inquinamento è un fenomeno la cui interpretazione dipende dal profilo di misurazione o valutazione. Sotto un profilo fisico, l'inquinamento si riferisce a emissioni di vario genere (gas, radiazioni, emissioni acustiche) la cui natura, localizzazione o quantità produce effetti indesiderati sugli ecosistemi e sulla salute dell'uomo, ovvero si genera inquinamento quando l'intensità delle emissioni supera la capacità di assimilazione degli ecosistemi, oppure quando la loro natura è incompatibile con l'ambiente naturale.

Sul piano economico, invece, l'inquinamento diventa significativo solo quando danneggia il benessere di qualche individuo. La valutazione economica, pertanto, dipende sia da un effetto di inquinamento chimico-fisico sia da una reazione degli individui ad esso. Sotto questo profilo, l'inquinamento economico, e quindi la sua valutazione, assumono una dimensione sostanzialmente antropocentrica. A parità di inquinamento fisico e chimico, il livello di inquinamento economico può variare nel tempo, con il mutare del contesto sociale, economico e tecnologico.

Per contro, i limiti all'efficienza sia delle trasformazioni produttive e/o di consumo, sia delle attività di riciclaggio imposti dai principi della termodinamica fanno sì che l'inquinamento ambientale sia un fenomeno che può essere attenuato, ma non azzerato.

Le esternalità agroambientali, quindi, mutano e vengono diversamente apprezzate in funzione dell'evoluzione dei bisogni della collettività, dei cambiamenti che si verificano nei processi di produzione, nelle modalità di consumo, nelle tecnologie e nelle fonti energetiche utilizzate. Gli effetti esterni possono anche interagire o essere tra loro direttamente o inversamente correlati;

spesso nel settore agricolo un'esternalità prodotta da una determinata azione influisce sull'incidenza di un'altra esternalità. Le esternalità generate dal settore agricolo e, tra queste, l'inquinamento (Box 5) presentano delle peculiarità sia di ordine tecnico (natura della fonte, trasferibilità, tempi e modalità di manifestazione e scala degli effetti) sia di ordine economico (rivalità/escludibilità) (Zilberman *et al.*, 1993). In particolare, si rilevano i seguenti aspetti sulle esternalità in agricoltura:

- hanno spesso un'origine diffusa (*non-point source pollution*) e ciò si traduce nella difficoltà o impossibilità di identificare l'intensità o addirittura la fonte delle emissioni. Ad esempio, nel caso della contaminazione di origine agricola, la diffusione capillare sull'intero territorio di un numero elevato di aziende agricole, l'eterogeneità nella struttura produttiva e negli ordinamenti colturali realizzati in ambienti estremamente differenti, conferiscono all'inquinamento agricolo una natura diffusa.
- Sono trasferibili nello spazio (tra località) e nel tempo (tra generazioni). La trasferibilità viene attribuita non tanto ad effetti accidentali o residuali dell'attività di produzione o di consumo, bensì ad un comportamento intenzionale dell'operatore economico che, scaricando il rischio su altri, crea conflitti e induce dei comportamenti strategici tra gli stessi operatori, aziende o nazioni<sup>21</sup>. Il fenomeno della trasferibilità è strettamente associato alla presenza di risorse in proprietà comune o di beni pubblici (es. aria, acqua).
- Si manifestano in tempi lunghi sia per la natura diffusa sia per la complessità degli effetti generati. Gli inquinanti agricoli, ad esempio, vengono immessi nel suolo, nell'aria e, soprattutto, nelle acque, sono trasportati anche a grandi distanze rispetto all'area di origine, vanno incontro a delle trasformazioni e/o degradazioni e, in molti casi, a fenomeni di accumulo. In pratica, l'apporto del singolo si aggiunge o si mescola a quello di molti altri (anche di origine non agricola), producendo un effetto finale che non può essere facilmente quantificato.
- Si manifestano in modo eterogeneo sul territorio in relazione alle dimensioni dell'unità di rilevazione, alle caratteristiche ambientali del sito, agli usi o destinazione produttiva. Ad esempio, la singola azienda agricola perde in suo significato di unità elementare di osservazione che invece andrebbe

---

<sup>21</sup> Ad esempio, l'efficacia dei fitofarmaci impiegati su terreni limitrofi gestiti da altrettanti agricoltori, viene amplificata nella situazione che prevede un coordinamento degli interventi. In caso contrario, ossia nel caso di interventi indipendenti o gestiti in modo individuale, l'efficacia dei trattamenti potrebbe essere attenuata da effetti deriva provenienti da altri appezzamenti o migliorata a causa di una riduzione della popolazione di fitofagi o malerbe.

reinterpretata in funzione dell'omogeneità sia delle caratteristiche ambientali che della tecnologia e quindi della destinazione produttiva.

- La natura e intensità degli effetti su vasta scala o territoriali è difficilmente riconducibile a una semplice combinazione di effetti individuali o locali. Tornando all'inquinamento agricolo, le singole emissioni potrebbero generare effetti a cascata che si estendono all'intero ecosistema compromettendone in modo irreversibile l'integrità con inevitabili conseguenze sulle attività economiche e produttive in vaste aree<sup>22</sup>.
- Gli effetti esterni possono anche interagire o essere tra loro direttamente o inversamente correlati; spesso nel settore agricolo un'esternalità prodotta da una determinata azione influisce sull'incidenza di un'altra esternalità.

Da questi aspetti appare evidente l'enorme complessità nell'elencare tutte le esternalità connesse all'attività primaria. Aimone e Biagini (1999) hanno tentato di classificare le esternalità agricole negli ambiti in cui ricadono (Tabella 2): ambiente, territorio e quadro socio-economico. Lo schema ha il merito di evidenziare le possibili relazioni di causa-effetto tra le esternalità (effetti) e gli aspetti essenziali dell'attività agro-silvo-pastorale (cause).

---

<sup>22</sup> Un caso emblematico è il bacino scolante della Laguna di Venezia. Si tratta di un'area a ridosso della laguna veneta che si estende su un territorio di 2.038 km<sup>2</sup> dove si pratica agricoltura intensiva e sono presenti allevamenti zootecnici di grandi dimensioni. Questa situazione determina un carico inquinante che rischia di danneggiare l'ecosistema lagunare con gravi ripercussioni sull'economia e comunità locale.

Tabella 2 – Beni e servizi dell'attività agricola e possibili esternalità connesse

BENI E SERVIZI DELL'AGRICOLTURA						
	Produzione primaria	Infrastrutture	Organizzazione	Mantenimento o abbandono	Diversificazione	
	Ordinamento produttivo pratiche agronomiche e zootecniche	Azioni di bonifica e miglioramento fondiario, utilizzo risorse idriche	Aspetti organizzativi e modalità di integrazione di filiera	Effetti legati al mantenimento o abbandono dell'attività agricola	Servizi turistici e ricreativi (presenza e modalità)	
Ambiente	Difesa dall'erosione del suolo					
	Mantenimento dell'equilibrio idrogeologico					
	Prevenzione dagli incendi boschivi					
	Rispetto di biotipi particolari					
	Mantenimento della biodiversità					
	Riciclo residui attività di produzione e consumo					
	Mantenimento dell'equilibrio organico e minerale del suolo					
	Mantenimento dell'equilibrio biotico delle colture e delle aree limitrofe					
	Mantenimento del bilancio di gas atmosferici					
	Mantenimento dell'equilibrio climatico					
Territorio	Accumulo dell'energia sotto forma di biomassa					
	Manutenzione del paesaggio rurale e del suo valore visivo e culturale					
	Contributo positivo ai meccanismi di sviluppo rurale sostenibile					
	Sorveglianza territorio					
	Mantenimento della viabilità minore					
	Mantenimento di sistemazioni idraulico-agrarie					
	Stimolo e accoglienza della domanda turistico-ricreativa					
	Contributo al mantenimento del tessuto economico locale e dell'identità culturale					
Economia e Società						

Fonte: Aimone e Biagini, 1999.

### 3.3 I costi ambientali dell'agricoltura tradizionale

Come già accennato in precedenza, l'attività agricola produce effetti negativi e positivi sull'ambiente la cui natura congiunta rende, in alcuni casi, la loro distinzione piuttosto problematica. Nonostante la complessità della valutazione, l'individuazione e la quantificazione delle esternalità diventa un elemento irrinunciabile per il decisore pubblico, soprattutto a causa del ruolo che questo settore svolge nell'economia di un paese.

La letteratura sulla valutazione delle esternalità dell'agricoltura si è arricchita di numerosi contributi, sia a livello internazionale che nazionale, spesso focalizzati sugli effetti del degrado delle risorse ambientali. A livello europeo, valutazioni nazionali sono state effettuate in Danimarca (Shou, 1996) Francia (Bonnieux *et al.*, 1998; Piot-Lepetit *et al.*, 1997; Le Goffe, 2000), Italia (Tiezzi, 1999; Travisi e Nijkamp, 2004; Travisi *et al.*, 2004; Bontempi *et al.*, 2007), Germania (Pretty, *et al.*, 2001, Fleischer and Waibel, 2001) e a livello comunitario (Hanley e Oglethorpe, 1999). In Gran Bretagna la letteratura sugli effetti esterni dell'agricoltura è molto vasta e va dalla *countryside stewardship*, all'agricoltura ecocompatibile fino a stime puntuali sulle esternalità (Adger e Whitby 1993; Pretty *et al.* 2000, 2001, 2003). Negli Stati Uniti, studi sulle esternalità agricole si trovano in Pimentel *et al.* (1992, 1995), Steiner *et al.* (1995), Hrubovcak *et al.* (2000) e più recentemente in Tegtmeier e Duffy (2004). La maggior parte degli studi valutano esternalità specifiche o componenti del capitale naturale (per esempio inquinamento da nitrati o antiparassitari, riduzione della biodiversità, ecc.).

Pretty *et al.* (2001) e Tegtmeier e Duffy (2004) hanno esteso la valutazione all'insieme delle esternalità negative utilizzando come criterio di stima i danni prodotti alle risorse naturali (suolo, acqua, aria, fauna e flora e biodiversità) e alla salute umana (tossicità dei prodotti chimici, agenti patogeni, ecc.). Nel Regno Unito, il costo esterno medio nel 1996 è risultato di 208 sterline per ettaro di seminativo e pascolo (343 \$/ha), con una variazione nel periodo 1990/96 che oscilla tra 108 e 346 sterline per ettaro (178,1 - 570,6 \$/ha) (Pretty *et al.*, 2000). In Germania, nel 1996 il costo esterno dell'agricoltura convenzionale era invece pari a 81-117 dollari per ettaro di seminativo e pascolo (Pretty *et al.*, 2001). Negli Stati Uniti, nel 2002 il costo esterno variano da 29,4 a 95,7 dollari per ettaro di SAU (Tegtmeier e Duffy, 2004)<sup>23</sup>. Vale la pena sottolineare che i risultati sopracitati non

---

<sup>23</sup>L'elevato valore delle esternalità in Gran Bretagna rispetto agli Stati Uniti, è parzialmente giustificato dai costi sostenuti per superare la crisi di BSE, dalle spese di controllo e gestione dei programmi ambientali e interventi sulla sicurezza alimentare.

tengono conto delle esternalità positive e pertanto, dovrebbero essere limitati all'agricoltura specializzata e intensiva delle aree di pianura, dove i benefici esterni potrebbero essere marginali o poco significativi.

### **3.4 Il valore economico dei beni naturali**

Pur non avendo ancora raggiunto un accordo generale sulla terminologia, gli studiosi di economia dell'ambiente hanno fatto grandi passi in avanti nella classificazione del valore economico dei beni naturali. L'approccio si fonda sulla spiegazione tradizionale della generazione del valore, basata sull'interazione fra l'individuo, che è colui che attribuisce un valore, e i beni da valutare. Gli individui, quindi, sono caratterizzati da un certo numero di valori predeterminati, che a loro volta inducono ad assegnare un certo valore agli oggetti (Turner *et al.*, 1994).

È da sottolineare che l'attribuzione di un valore monetario ad una risorsa ambientale costituisce una questione prettamente antropocentrica. Non attiene alla sfera dell'indagine scientifica, ma al fatto che il genere umano interagisce con tale risorsa e ne attribuisce un valore monetario dato dall'utilità che ne ricava (Howe, 1990; Defrancesco *et al.*, 2006). La moneta, quindi, come espressione delle preferenze degli individui, è un'unità di misura che esprime l'aumento o la perdita di benessere (utilità) che questi soggetti attribuiscono ad un bene.

Il valore economico totale associato ad un bene ambientale o naturale (VET), è dato dalla "somma" di varie componenti. Come accennato precedentemente, sebbene la letteratura a riguardo sia molto ampia, non vi è unanimità di vedute né sulla terminologia, né tanto meno sulle componenti del VET (Pearce *et al.*, 1989). Tali contrasti scaturiscono in parte dalla novità dell'approccio e in parte dalla soggettività della scala di valori e dall'antropocentrismo culturale. In particolare, alcuni autori dubitano che vi sia la possibilità empirica di quantificare economicamente le singole componenti del VET, inoltre, l'importanza relativa attribuibile a ciascuna componente dipende da fattori di ordine psicologico, dal contesto sociale e dal tipo di bene oggetto di valutazione (McConnell, 1993; Chen, 2003; Defrancesco *et al.*, 2006).

Ancora, il termine "totale" attribuito al VET, non deve indurre nella presunzione che sia possibile una "vera" o globale valutazione ambientale. "L'esistenza di un ecosistema è una condizione necessaria, antecedente ai servizi, alle funzioni da valutare", su tale affermazione i sostenitori dell'approccio ecologista ribadiscono che il contributo totale delle singole specie e dei processi

individuali al servizio complessivo di sostegno alla vita fornito dagli ecosistemi non sia compreso per intero dalla valutazione economica. Questa critica scientifica della natura parziale della valutazione economica sembra essere valida non in relazione a specie e processi individuali, ma in termini di valore prioritario della struttura aggregata dell'ecosistema e della sua capacità di sostegno alla vita. Si potrebbe dunque affermare che l'ecosistema aggregato possieda un valore primario. L'esistenza prioritaria di un ecosistema "salubre", infatti, è necessaria ben prima che l'intera gamma di valori d'uso e non uso, collegati alla struttura e alle funzioni dell'ecosistema, possa essere utilizzata dagli esseri umani.

La resilienza, la stabilità, la persistenza di un sistema ecologico, sono elementi che vanno a formare il valore primario totale (VPT), o collante (*glue value*) dell'ecosistema. La gamma dei servizi "esportati" verso la società umana e verso gli altri ecosistemi, che confluiscono nella funzione generale di sostegno alla vita sono, invece, valori secondari (VS), condizionali allo stato d'equilibrio e al grado di resilienza del sistema. Il VET è quindi la risultante dei diversi valori secondari. In pratica, una valutazione del valore secondario totale (VST) è spesso incompleta perché alcune funzioni sono difficili da misurare in senso fisico e ancora meno sotto il profilo monetario. In aggiunta a tale limitazione, vi è quella che connota la natura parziale del concetto di VET: il VPT dell'ecosistema è un valore non basato sulle preferenze e perciò una sua valutazione in termini diretti è molto difficile. Seguendo l'idea di Bateman e Turner (1993) si riscontra che:

- i) ogni ecosistema fornisce una sorgente e uno stock di valori primari VP, tale che  $VPT = \sum VP$ ;
- ii) l'esistenza di un ecosistema salubre garantisce una serie di funzioni e servizi uguale a VST, tale che  $VST = \sum VS$  e quindi il valore totale (VT) = VPT + VST
- iii) Dato che  $VT > VST$  allora  $VST \geq VET$ , dove  $VET = \text{Valore d'Uso (VU)} + \text{Valore di Non Uso (VNU)}$ .

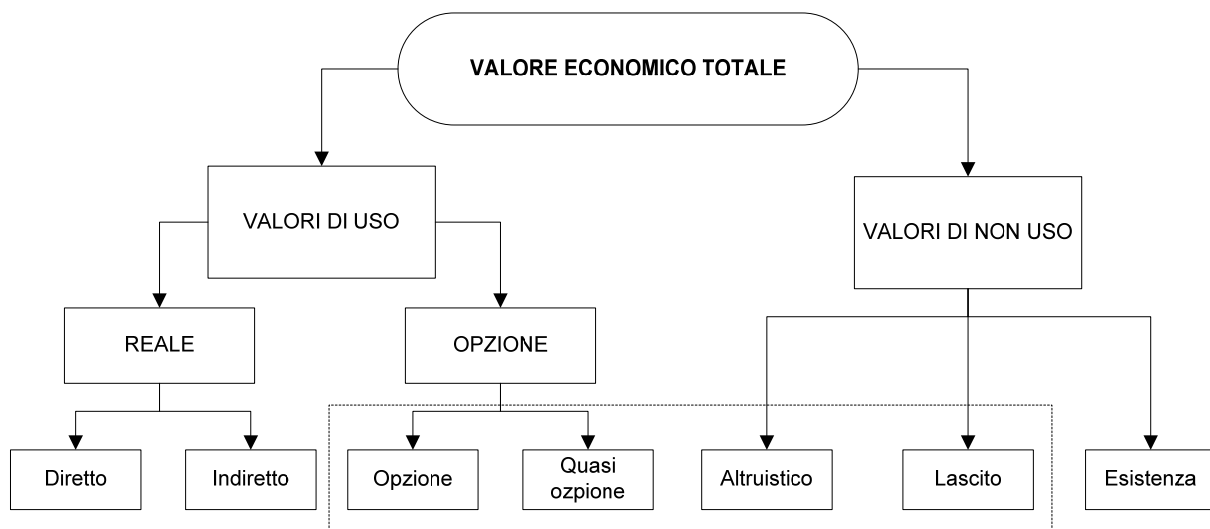
Il concetto di VET si rende utile sia in una prospettiva di "sostenibilità forte" (misura comune cardinale) sia in una di "sostenibilità debole" (misura basata su scala ordinale) (O'Neill, 1993).

Le nozioni di VP e VS, elementi caratterizzanti la prospettiva di sostenibilità forte, possono controbilanciare le critiche riferite all'approccio convenzionale delle valutazioni economiche (Ehrlich R. e Ehrlich G., 1992). Inoltre, pongono l'accento sul fatto che oltre al VET c'è una sorta di plusvalore sistemico difficile da valutare,

e quindi, come afferma Pearce (1993), “*il VET alla fine non può essere totale*”. Disponendo di un’informazione perfetta sulle proprietà dell’ecosistema, potrebbe verificarsi una coincidenza tra VP e valore di non uso (VNU), da una parte e VS e valore d’uso (VU) dall’altra. Nell’attuale condizione di conoscenza imperfetta e d’incertezza riguardo a dinamiche ecologiche c’è un’incommensurabilità tra VP e VNU. Questi ultimi, accettati, almeno in principio, dagli economisti, paradossalmente perderebbero la loro funzione teorica e pratica in una condizione di perfetta informazione. Gli esseri umani sarebbero così pienamente consapevoli del loro uso indiretto dell’ecosistema (Ing-Marie Gren *et al.*, 1994). La nozione di VET si pone così a metà strada tra una pratica di sostenibilità debole e forte.

Esistono diverse possibili schematizzazioni dei valori d’uso e non uso con varianti nell’interpretazione del valore di opzione e di non uso o passivi (Figura 2).

Figura 2 – Componenti del valore economico totale



Il valore di uso è il più importante motivo di apprezzamento economico delle risorse ambientali; esso è legato all’utilità percepita dagli individui con la loro fruizione. Nell’ambito del valore di uso sono operate ulteriori differenziazioni. Ovviamente, più si entra nel dettaglio di tale classificazione più i confini tra una categoria e l’altra vanno considerati in termini sfuocati. Alcuni autori distinguono,



ad esempio, tra valore di uso diretto ed indiretto<sup>24</sup> (Perman *et al.*, 2003; Gios e Notaro, 2001).

Il valore di opzione è determinato dal desiderio di assicurarsi la disponibilità del bene per poterne fruire in futuro. Questo valore assume rilevanza quando vi sono situazioni di incertezza sulla disponibilità futura della risorsa ambientale; riguarda, dunque, beni irriproducibili o beni la cui offerta non è in grado di adeguarsi alle variazioni della domanda (esempio, i parchi). Solitamente, il valore di opzione cresce con l'incertezza sulla disponibilità futura della risorsa (ovvero la difficoltà di adattamento dell'offerta) e l'avversione al rischio (è una sorta di premio assicurativo) e può essere suddiviso in opzione e quasi opzione, a seconda che il valore di opzione sia legato ad un uso futuro (*in fieri*) o, nel caso del valore di quasi-opzione, ad un uso potenziale che potrebbe intervenire per lo sviluppo delle tecnologie e delle conoscenze<sup>25</sup>.

Esistono anche i valori di uso indiretto degli ecosistemi, sono valori spesso avvolti nell'incertezza e la distinzione fra questi e i valori di non uso appare tutt'altro che netta. Tale aspetto ha di recente spinto alcuni economisti a coniare un nuovo termine, sostituendo i valori di non uso con i valori di uso passivo. Questi ultimi, infatti, sembrano riflettere meglio la nebulosità e l'incertezza che avvolgono la distinzione fra valori d'uso e non d'uso (Turner *et al.*, 1994). In pratica si tratta di un progressivo distacco dal valore d'uso, a partire dal valore altruistico e dal valore di lascito. Il primo è il valore che si manifesta nei casi in cui si ritenga che determinate risorse possano essere utili per altri soggetti della propria generazione, il secondo, invece, quando determinate risorse possono essere utili per le future generazioni. I valori di non uso sono considerati come un riflesso delle preferenze individuali, ossia includono la preoccupazione, l'attenzione e il rispetto per il benessere e i diritti delle specie non umane. Questi valori, sebbene ancora antropocentrici, possono includere il riconoscimento del valore dell'esistenza di determinate specie o di interi ecosistemi (Bresso, 1993).

Infine, un ulteriore addendo del valore di non uso è il valore d'esistenza o intrinseco. È il valore attribuito al bene in sé, del tutto svincolato da legami con l'uso (reale, futuro o potenziale; proprio o di terzi); una sorta di riconoscimento del valore della natura del bene (ad esempio il mantenimento delle specie rare). Il

---

<sup>24</sup> L'uso diretto riguarda le risorse direttamente impiegate dall'uomo a fini economici, con consumo (prelievo d'acqua, uso di suolo) o senza consumo (visite, escursioni) delle stesse. L'uso indiretto si ha quando le risorse non sono impiegate direttamente dall'uomo, ma determinano comunque effetti economici (esempio la fotosintesi o la fissazione del carbonio).

<sup>25</sup> Si pensi, ad esempio, ad una specie vegetale dotata di importanti proprietà farmacologiche, oggi sconosciute.

valore di esistenza è legato alla sola volontà di garantire l'esistenza del bene, preservandolo da una possibile distruzione, cresce con la rarità del bene e con il livello di informazione e di reddito del consumatore. Le motivazioni del valore di esistenza possono essere ideologiche, etiche, morali oppure di compassione verso persone, animali o piante per le condizioni ambientali in cui vivono o sopravvivono. Per alcuni rappresenta un legame ideale in cui il soggetto non è coinvolto nel fenomeno, ma teme che si verifichi negli ambienti che frequenta; per altri è una versione sbiadita del valore altruistico e del valore di lascito. In definitiva, il valore intrinseco di un bene si connatura come un elemento di valore che non ha alcun rapporto con la fruizione da parte degli esseri umani (Pearce *et al.*, 1989), né in termini di uso né in termini di opzione di uso (Defrancesco *et al.*, 2006). Per questo, il suo inserimento tra le voci che compongono il VET è, per alcuni autori, controverso (Cummings e Harrison, 1995; Common *et al.*, 1997; Defrancesco *et al.*, 2006).

### **3.5 Critiche alla valutazione ambientale monetaria**

Le critiche alla valutazione monetaria dei beni ambientali vertono su tre problematiche principali: la conoscenza, l'incongruità e la scomposizione del VET (Vatn e Bromley, 1994).

Il problema della conoscenza si collega a quanto detto precedentemente riguardo al valore primario e valore secondario. A tale proposito, alcuni autori definiscono "trasparenza funzionale" la gamma di servizi erogati da un ecosistema, termine che sottolinea le difficoltà nell'individuare e valutare alcune funzioni ecosistemiche che rimangono irricognoscibili fino a quando, paradossalmente, cessano di essere attive e si profilano così i danni all'ambiente. Con i beni ambientali, la cui trasparenza funzionale non è un elemento basilare, il compito della valutazione sembrerebbe più agevole ma incorre nel problema relativo sempre alla conoscenza della comparazione tra scale differenti. La difficoltà, quindi, è quella di tradurre in termini monetari gli attributi dei beni ambientali, con il rischio che le preferenze relative a questi beni siano influenzate dal format o dal contesto della rilevazione (Bateman e Turner, 1993; Gregory *et al.*, 1993).

Il problema dell'incongruità, invece, si riferisce alla situazione dove sussiste un trade-off tra il calcolo economico e l'aspetto morale della scelta. Ad esempio, i lavori di Stevens *et al.* (1993) e di Kohn (1993) evidenziano come gli individui, in merito a determinati problemi ambientali, agiscono più nel ruolo di "cittadini" che

in quello di “consumatori”. Affermazioni come “*tutte le specie selvatiche hanno il diritto di esistere indipendentemente da ogni beneficio che danno alle persone*” registrate durante un’applicazione del metodo della valutazione contingente, esprimono il rifiuto o l’indisponibilità da parte della persona di considerare come transazioni di mercato scelte riguardanti risorse ritenute pubbliche. Sagoff (1988; 1994) sostiene che l’economia, nell’approccio alla valutazione ambientale, compie un “errore di categoria” (filosofica) confrontando gli interessi, che sono decisi dal mercato e dai prezzi, con i valori, decisi invece con i metodi classici della democrazia (voto, rappresentanza politica). Di conseguenza, nel valore attribuito alle risorse coesistono due dimensioni: l’utilità individuale e l’utilità sociale, che riflette le motivazioni altruistiche sottostanti a molte scelte. Questo concetto viene formalizzato dalla cosiddetta “*bioutilità*” (Etzioni, 1988), una doppia utilità riferita all’Io (utilità individuale) e al Noi (utilità sociale). Nella psicologia umanistica, un’idea affine è la piramide dei bisogni di Maslow<sup>26</sup>.

Infine, vi è una critica che riguarda direttamente il VET e precisamente gli elementi che lo compongono. Vatn e Bromley (1994) sostengono che distinguere tra VU e VNU comporta una sorta di mercificazione dei beni e servizi ambientali, nonostante essi non esistano in unità discrete come un qualsiasi bene di mercato. Perciò servirebbe un approccio olistico che mettesse in risalto l’unicità o meno del bene ambientale da valutare in relazione non agli esseri umani ma all’intero sistema di cui è parte.

### **3.6 La stima del valore economico totale**

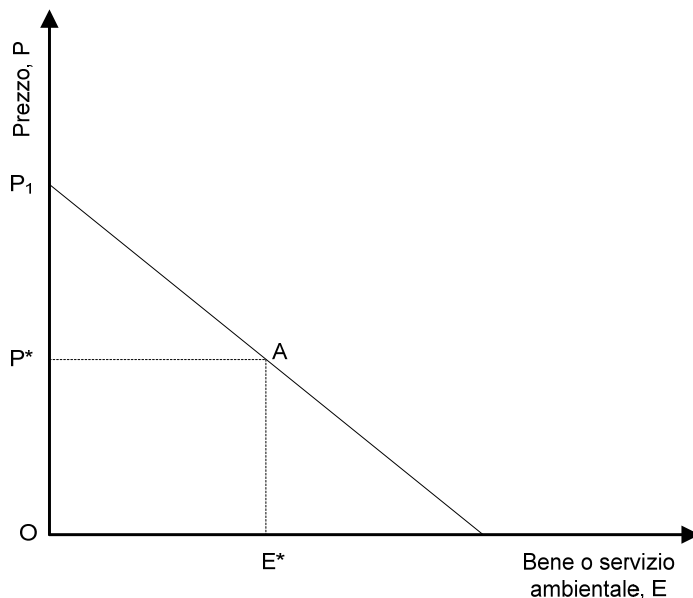
Il principio generale su cui si basa la valutazione del VET è la ricerca di un’espressione delle preferenze degli individui sui beni ambientali (nell’insieme dei possibili valori) ossia il benessere o utilità che ne ricavano. Tali preferenze si traducono nella ricostruzione della domanda del bene ambientale da cui ricavare il valore; tuttavia, la relazione tra domanda e valore non risulta essere scontata. Volendo esprimere il valore economico di un bene in termini di preferenze degli individui, il modo più immediato è quello di esprimere la domanda aggregata di quello stesso bene in funzione della disponibilità a pagare (DAP) o *willingness to*

---

<sup>26</sup> Questa scala, internazionalmente conosciuta come Piramide di Maslow (1954), suddivide i bisogni in cinque differenti livelli, dai più elementari (necessari alla sopravvivenza dell’individuo) ai più complessi (di carattere sociale).

pay (WTP). Formalmente, la domanda inversa,  $P = f(E)$ , esprime il prezzo ( $P$ ) in funzione del bene o servizio ambientale ( $E$ ) (Figura 3).

Figura 3 – Funzione di domanda di un bene ambientale



Ad esempio, nell'ipotesi che esista un mercato e che la quantità disponibile del bene sia  $E^*$ , il prezzo di mercato risulterebbe  $P^*$ , mentre la corrispondente WTP sarebbe pari alla spesa sostenuta per acquisire bene ( $OP^*AE^*$ ) più il surplus del consumatore ( $P^*P_1A$ ). Il surplus del consumatore viene definito come la differenza tra la quantità di denaro che i consumatori sono disposti a pagare per un bene (valore lordo) e la quantità di denaro che effettivamente spendono per il bene stesso (valore finanziario). Si può quindi affermare che il valore monetario lordo riflette l'utilità totale di un bene, mentre il valore finanziario rappresenta il sacrificio, o la disutilità percepita, per ottenerlo. Sottraendo pertanto alla misura dell'utilità quella della disutilità, si ottiene un'indicazione dell'utilità netta ritraibile dal consumo del bene (Bergstrom, 1990).

Il concetto di surplus appena definito per beni scambiati sul mercato può essere esteso ai beni aventi connotazione pubblica, dove l'utilità percepita con l'uso (lorda) viene confrontata con i sacrifici necessari per acquisirla. In questo caso il prezzo del bene viene espresso con la fatica, con la spesa indiretta e con il tempo perduto (Defrancesco *et al.*, 2006). Dalla definizione di surplus del consumatore possono essere ricavate indicazioni sul valore dei beni e servizi

ambientali: gli effetti delle attività agricole sull'ambiente sono quindi configurabili come una variazione del flusso di utilità proveniente da un bene o servizio ambientale e la sua misura monetaria è pari alla somma capace di fornire un flusso di utilità equivalente. Tale somma corrisponde alla diminuzione (aumento) di surplus sofferto (percepito) dai fruitori del bene. Ovviamente, l'utilità proveniente da un bene ambientale spesso travalica il mero valore di uso per interessare anche aspetti di tipo passivo.

Un primo approccio teorico organico alla misura di tale surplus si deve a Marshall (1959) che lo misura a livelli di reddito costante<sup>27</sup>. Tale quantificazione è ragionevole se l'effetto delle variazioni nella disponibilità di beni ambientali sul benessere della collettività è modesto. Un importante perfezionamento della nozione di surplus del consumatore si deve a Hicks, che ha incorporato nelle sue misure anche gli effetti di reddito dovuti ad una variazione nel prezzo e/o nella disponibilità dei beni economici (Defrancesco *et al.*, 2006). Il suo approccio, infatti, tiene conto del fatto che un aumento del prezzo di un bene non riduce il benessere del consumatore solo per effetto del minor consumo, ma anche perché ne diminuisce il reddito, riducendo il potere di acquisto nei confronti di altri beni. Analogamente, la diminuzione nella disponibilità di un bene ambientale pubblico non diminuisce il benessere del consumatore solo per il suo effetto diretto (minore disponibilità di quel bene ambientale), ma induce anche degli effetti di reddito. Le misure hicksiane del surplus sono quindi da preferire quando si prendono in considerazione fenomeni che influiscono significativamente sull'equilibrio economico (funzioni di domanda e di offerta dei beni).

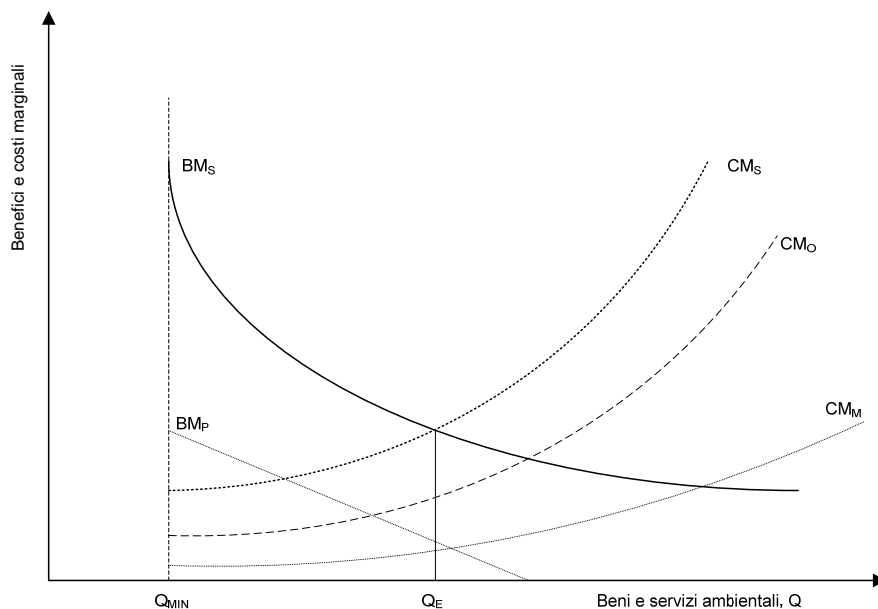
Una delle questioni dibattute in letteratura sulla valutazione dei beni e servizi ambientali riguarda il concetto di valore "totale" o "marginale" (Costanza *et al.*, 1997; Pearce *et al.*, 2003). A tale proposito, si ipotizzi che la domanda di beni e servizi ambientali, ovvero dei benefici marginali sociali, sia rappresentata da  $BM_S$  mentre i costi marginali sociali siano individuati da  $CM_S$  (Figura 4). Per contro, le curve  $BM$  e  $CM$  individuano rispettivamente i benefici e costi marginali privati relativi alla produzione di beni apprezzati dal mercato e costi diretti di mantenimento. I costi marginali della conservazione comprendono invece le spese di mantenimento dei beni e servizi ambientali nonché i costi opportunità, ovvero i costi che si sostengono per conservare il capitale naturale contro l'alternativa del suo sfruttamento economico.

---

<sup>27</sup> In realtà il concetto era stato formulato già nel 1844 da Dupuit nel suo *De la mesure de l'utilité des travaux publics* (Dupuit, 1844).

In accordo alla legge della domanda, il prezzo è inversamente correlato al flusso dei servizi ambientali con un andamento decrescente che rivela un apprezzamento via via maggiore man mano che si riduce la disponibilità del bene ambientale fino ad una soglia critica ( $Q_{min}$ ), al di sotto della quale la WTP tende ad essere infinita. In pratica, i vincoli di reddito come pure la necessità di assicurare condizioni minime di sostegno alla vita, lascerebbero intuire che la domanda diventi infinitamente elastica in corrispondenza della soglia critica (Turner *et al.*, 2003). Tecnicamente, il valore economico totale può essere determinante solo se la disponibilità del bene ambientale è superiore alla corrispondente soglia critica.

Figura 4 – Costi e benefici dei beni e servizi ambientali



Fonte: Pearce *et al.* 2006 (modificato)

Queste rappresentazioni si prestano a delle considerazioni:

- i benefici e costi totali sono individuati dall'area sottostante, mentre il livello economicamente ottimale di produzione  $Q_E$  si situa dove  $BM_S = CM_S$ ;
- qualsiasi livello produttivo a sinistra di  $Q_E$  presenta benefici superiori ai costi. D'altra parte, la presenza della soglia minima al di sotto della quale un confronto tra benefici (infiniti) e costi (indeterminati) perde il suo significato economico.

La presenza della soglia minima implica che il VET di un bene o servizio ambientale risulti indeterminato. Questo concetto viene utilizzato da numerosi autori per rafforzare la tesi che la valutazione di beni e servizi ambientali sia realistica solo per variazioni marginali, ovvero per piccoli cambiamenti nell'entità delle risorse naturali e/o servizi ambientali (Costanza *et al.*, 1997; Toman, 1998; Bockstael *et al.*, 2000).

### **3.7 Metodi di valutazione monetaria**

I metodi utilizzati per valutare le esternalità possono essere riclassificati in funzione dell'approccio seguito nell'apprezzamento delle preferenze degli individui nei confronti dei beni ambientali. In particolare, i metodi di valutazione si possono distinguere in indiretti e diretti a seconda delle modalità con cui il bene ambientale viene "collegato" ad un mercato: nel primo caso si ricorre a mercati esistenti, nel secondo a mercati ipotetici.

I metodi di valutazione indiretta possono essere suddivisi in due principali approcci metodologici (Turner *et al.*, 1994; Defrancesco *et al.*, 2006): i) approccio delle preferenze imputate (API); ii) approccio delle preferenze rivelate (APR). I metodi di valutazione diretta, invece, seguono l'approccio delle preferenze dichiarate (APD). Solitamente, i metodi indiretti consentono di cogliere solo una parte del VET, in particolare i valori d'uso. Una tale approssimazione risulta peraltro accettabile quando i valori passivi interessati sono di entità trascurabile. In caso contrario, le componenti di valore passivo possono diventare rilevanti e l'unico modo per cogliere il VET è di ricorrere ai metodi delle preferenze dichiarate (Defrancesco *et al.*, 2006).

I metodi che seguono l'API attribuiscono indirettamente un valore al bene ambientale, osservando i costi sostenuti (o da sostenere) per l'acquisto di beni privati. Secondo tale approccio, infatti, il valore dei beni e servizi ambientali può essere posto almeno pari a quanto gli individui sarebbero disposti a spendere per ripristinare tale bene o per sostituirlo in caso di non piena ripristinabilità. Questi metodi possono essere ricondotti anche al tradizionale approccio estimativo italiano, che fa riferimento a costi e prezzi osservati sul mercato come *proxy* per la valutazione del bene ambientale. È importante sottolineare che, nella maggior parte dei casi, la valutazione ottenuta seguendo l'API fornisce una stima aggregata e, in genere, per difetto del bene ambientale.

I metodi che utilizzano l'APR si basano sull'ipotesi che sia possibile stimare indirettamente il valore di un bene a partire dal comportamento dei soggetti economici nei mercati reali. Infatti, laddove esista un mercato del bene o il bene sia utilizzato per la produzione di beni di mercato, oppure esistano beni complementari o sostitutivi dei beni ambientali, la WTP degli individui può diventare un elemento utile per la sua valutazione monetaria. L'APR fornisce una stima del valore d'uso dei beni ambientali, basandosi sulle relazioni che intercorrono tra gli individui, la risorsa o il servizio e beni privati. Il vantaggio principale dell'APR rispetto all'API è quello di fornire una stima più accurata e precisa del bene ambientale, dato che comprende metodi che si fondano sulla misura delle preferenze degli individui, così come sono rivelate sul mercato.

L'APD coglie invece l'espressione diretta del VET di una risorsa o di un servizio ambientale e risulta di fondamentale importanza quando sono alterati in modo irreversibile risorse o servizi ambientali non riproducibili né surrogabili. L'applicazione di tale approccio, infatti, consente di tenere anche conto delle componenti di valore passivo che altrimenti rischierebbero di essere trascurate dalla valutazione. I metodi che utilizzano l'APD rappresentano l'unica alternativa per la stima di beni privi di un mercato reale o non collegabili in alcun modo a beni di mercato e si basano sulla simulazione di mercati ipotetici. In linea generale, i metodi che seguono l'APD sono più onerosi sia in termini di costo che di tempi di indagine, si basano su mercati simulati e non reali, ma sono gli unici applicabili, pur con le dovute cautele, quando sono coinvolti significativi valori di non uso o passivi (Defrancesco *et al.*, 2006).

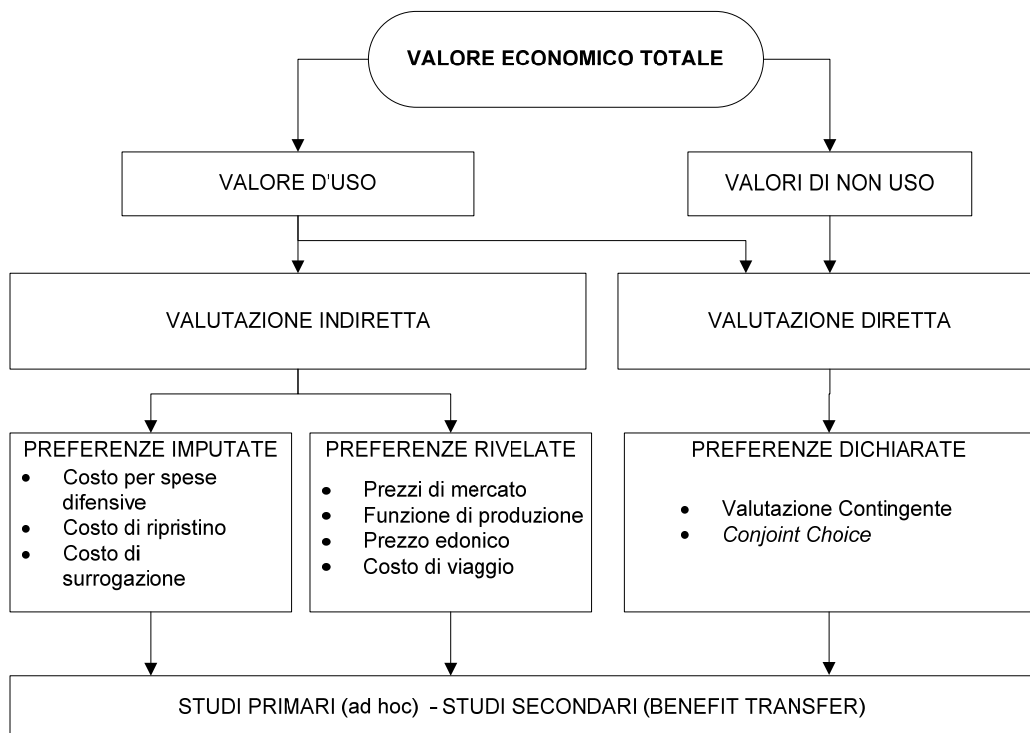
Passando ai metodi specifici di valutazione monetaria (Figura 5), quelli che seguono l'API sono: i) il costo per spese difensive; ii) il costo di ripristino; iii) il costo di surrogazione.

Tra i metodi che impiegano l'APR: i) i prezzi di mercato; ii) le funzioni di produzione; iii) i prezzi edonici; iv) il costo di viaggio.

Tra i principali metodi di valutazione diretta (APD): i) la valutazione contingente; ii) l'esercizio della *Conjoint Choice*.



Figura 5 – Modalità di valutazione dei beni e servizi ambientali



I diversi metodi di valutazione possono essere applicati seguendo due procedure: i) basandosi su dati rilevati con indagini ad hoc (si parla in questo caso di metodi di valutazione primari) o, alternativamente, ii) adattando allo specifico evento oggetto di valutazione e con le opportune cautele, valori stimati con riferimento ad altri contesti, con notevoli risparmi di tempo e di costo in sede di valutazione (si parla in questo caso di metodi di valutazione secondari) (Defrancesco *et al.*, 2006). Tra i metodi secondari più noti vi è quello del benefit transfer.

### 3.8 La metodologia del benefit transfer

La metodologia del *benefit transfer* (BT) è una pratica di valutazione dei beni ambientali che, a differenza delle tradizionali stime effettuate con studi ad hoc, è considerata di *second best*, in quanto utilizza valutazioni ottenute da precedenti ricerche condotte su beni simili.

Il BT valuta un bene attraverso l'utilizzo e l'adattamento di stime delle esternalità ottenute in un determinato contesto (*study site* o *source site*) per calcolare le esternalità di un altro luogo (*policy* o *context site*) per il quale non è

possibile compiere uno studio primario. Generalmente, viene utilizzata quando la ricerca primaria risulta essere particolarmente onerosa o non può essere realizzata per diversi motivi, come ad esempio impedimenti tecnici. Negli ultimi anni si è particolarmente diffusa la sua applicazione, a seguito di un aumento della richiesta di valutazioni di beni privi di mercato.

In particolare, attraverso il BT si adatta una misura o una funzione di valore  $V_s$  stimata nel contesto d'origine (*study site*) che esplicita tutte le misure relative alle esternalità di quel contesto, per valutare le esternalità di un bene ambientale collocato nel contesto di destinazione (*policy site*)  $V_p$ . Il valore del contesto d'origine  $V_s$  applicato al contesto di destinazione  $V_p$  è rappresentato dal valore trasferito  $V_t$  (Rosemberger e Loomis, 2003):

$$V_s \rightarrow V_t \rightarrow V_p \quad (1)$$

Raramente  $V_t$  sarà adatto al contesto di destinazione senza alcun tipo di aggiustamento; solo quando lo *study* e il *policy site* sono identici, il valore misurato  $V_s$  può essere assunto uguale a  $V_p$  (Loomis, 1992). Molti autori fra cui Boyle e Bergstrom (1992), Brower (2000), Rosemberger e Loomis (2003) hanno proposto dei protocolli da seguire per condurre il BT. Complessivamente, la metodologia può essere suddivisa in cinque passaggi fondamentali o step:

- i) caratterizzazione del contesto di destinazione;
- ii) ricerca di studi primari;
- iii) screening dei potenziali studi primari;
- iv) selezione ed elaborazione dell'approccio e del metodo di BT adatto;
- v) estensione del valore stimato ai beneficiari del *policy site*.

I diversi step possono seguire anche un ordine diverso o essere eseguiti in contemporanea. Inoltre, il processo è iterativo, coinvolge valutazioni preliminari e ipotesi che con l'acquisizione di nuove informazioni devono essere modificate ed aggiornate.

Il primo step consiste nel caratterizzare il contesto di destinazione, raccogliendo informazioni su tutte quelle variabili che caratterizzano il bene e costituendo così un set di dati preliminari. Ciò nonostante, bisogna evitare una descrizione eccessivamente minuziosa che rischia di innalzare eccessivamente i costi della stima senza ottenere un significativo miglioramento dei risultati. Nello specifico, è necessario delineare gli elementi dell'esternalità ambientale, gli usi

colpiti e la natura ed estensione delle perdite di utilità subite. Inoltre, deve essere individuato il livello di partenza dal punto di vista qualitativo e quantitativo del bene ( $q_{OP}$ ), le variazioni qualitative indotte dalle pressioni antropiche ( $q_P = q_I - q_0$  dove  $q_I > q_0$  in caso di miglioramento e  $q_I < q_0$  in caso di peggioramento) e determinare il vettore delle caratteristiche del luogo ( $P_S$ ) e dei servizi ambientali forniti. Infine, quando possibile, si dovrebbe caratterizzare la popolazione e il mercato del contesto di destinazione in termini di:

- vettori di caratteristiche socioeconomiche, demografiche ( $z_P$ ) o per livelli di reddito ( $Y_P$ );
- stato dell'ambiente, evidenziando le criticità territoriali, ovvero lo stato del capitale naturale;
- importanza del mercato, ripercussioni previste o sofferte a seguito del cambiamento, al fine di identificare i soggetti coinvolti (Brouwer, 2000);
- eventuali prezzi del mercato dei beni da valutare ( $p_P$ ) ovvero dei beni sostituti ( $subp_P$ ).

Per quanto riguarda il bene specifico del contesto di destinazione che deve essere stimato, è necessario prendere alcune decisioni per selezionare i dati necessari all'analisi valutativa in merito al tipo di misura dell'esternalità (misure compensative o misure equivalenti), alla disponibilità a pagare o ad accettare, al tipo di valore (valore d'uso o passivo) e all'unità di misura della stima.

Delineato l'oggetto di stima in termini di bene e valore, e caratterizzato il contesto di destinazione, è possibile iniziare la ricerca degli studi primari disponibili (step 2), ossia quegli studi che in passato hanno già stimato situazioni analoghe. La letteratura offre valutazioni di varia adattabilità al contesto da stimare. Gli studi primari pubblicati vengono preclusi al trasferimento della funzione nei casi in cui il bene ambientale presenti una descrizione incompleta o siano omesse le informazioni relative alle analisi effettuate. Spesso gli studi presenti in riviste scientifiche fanno riferimento a situazioni particolari, piuttosto che studi standard, e quindi limitano la disponibilità di trasferimento. Un BT valido necessita, infatti, di uno studio primario di elevata qualità e di valutazioni imparziali (Muthke e Holm-Mueller, 2004). La rassegna degli studi trasferibili, tuttavia, può comprendere non solo la letteratura ufficiale, ma anche database di valutazioni contingenti (ECONLIT, EVRI, ENVALUE) e studi che non sono stati pubblicati (letteratura grigia) (Stanley, 2001; Rosenberger e Loomis, 2003). In

Italia la situazione si presenta più problematica, in quanto la disponibilità di studi primari è limitata e non esistono database utilizzabili.

La conoscenza delle informazioni sul contesto di destinazione, oltre a migliorare il processo di trasferimento, può facilitare la selezione della letteratura primaria disponibile (step 3). In merito, Rosenberger e Loomis (2001) suggeriscono la compilazione di una bibliografia critica per dimostrare l'applicabilità delle valutazioni delle esternalità del contesto di origine a quello di destinazione. È fondamentale che i potenziali studi primari presentino informazioni relative ai riferimenti bibliografici dello studio, all'identificazione dei beni e dei servizi stimati, alla metodologia di valutazione adottata (metodo di valutazione, modo di indagine, ecc.), al valore originale dell'esternalità e dati statistici sommari ed attributi (valutazione di valore a persona o famiglia al giorno di attività, specifica delle valutazioni medie o di mediana di WTP o di WTA), al periodo di valutazione, alle caratteristiche del contesto di destinazione (geografiche, servizi forniti, ecc.) e alle caratteristiche della popolazione (reddito, età, genere, formazione).

Il contesto di origine ( $s$ ) e quello di destinazione ( $p$ ) generalmente presentano caratteristiche diverse dal punto di vista geografico, demografico e del mercato, specialmente quando i due contesti appartengono a nazioni diverse. Ciò nonostante, affinché sia applicabile un trasferimento, il contesto di riferimento e quello di destinazione devono rispondere al principio di somiglianza. In particolare, tale condizione si riferisce al fatto che:

- 1) deve essere valutato lo stesso bene in termini di: i) risorse e/o servizi; ii) livello di baseline della qualità o quantità di bene ( $q_{OS} = q_{OP}$ ) e cambiamento di qualità ambientale ( $q_S = q_P$ ) (Kristoffersson e Navrud, 2005; Morrison e Bennett, 2004; Morrison *et al.*, 2002); iii) vettori delle caratteristiche del sito di destinazione ( $s_S = p_S$ );
- 2) la popolazione deve essere suddivisa in base a caratteristiche simili che possono essere: i) vettori di caratteristiche ( $z_S = z_P$ ) e reddito ( $Y_P = Y_P$ ); ii) atteggiamenti, gusti e percezione;
- 3) i mercati devono essere simili per: i) formato e limite degli effetti previsti o sofferti; ii) prezzi dei beni interessati ( $p_S = p_P$ ) e/o eventuali sostituti ( $subp_S = subp_P$ );
- 4) la stima deve essere simile per: i) tipo di misura del bene da valutare; ii) componenti del valore economico totale.

In base al grado di somiglianza fra i due contesti possono essere scelte diverse metodologie di trasferimento (Desvousges *et al.*, 1992; Rosenberger e Loomis, 2001; Boyle e Bergstrom, 1992). Raramente i principi che sottendono la condizione di somiglianza sono soddisfatti e spesso gli studi primari disponibili non soddisfano perfettamente i bisogni del *policy site*. Alcuni autori hanno dimostrato empiricamente che, anche quando le circostanze sembrano essere favorevoli, gli errori di trasferimento possono essere significativi (Rozan, 2004; Chattopadhyay, 2003). Per limitare tali errori, gli studi primari dovrebbero essere imparziali, basati su dati adeguati, metodi di valutazione economica robusti e modelli statistici che contengono informazioni sul rapporto fra le esternalità, la popolazione e le caratteristiche ambientali, ossia descrivano la WTP in funzione dei relativi fattori esplicativi (Boyle e Bergstrom, 1992). Una volta individuato il numero dei potenziali studi primari utilizzabili e il grado di somiglianza fra i contesti, deve essere scelta la metodologia più adatta a rispondere alle esigenze della stima (step 4). Il BT può seguire due metodologie principali: il *value transfer* (o *direct benefit transfer*) e il *value function transfer*. Il primo richiede l'applicazione diretta dei dati statistici sommari dalla ricerca primaria al contesto di destinazione seguendo i principi restrittivi di somiglianza, mentre il secondo richiede presupposti meno restrittivi di somiglianza.

### 3.8.1 *Il metodo del value transfer*

Il value transfer trasferisce una stima puntuale dal contesto di origine a quello di destinazione. Si assume, in sostanza, che l'utilità media che gli individui traggono dal bene ambientale nel contesto di origine sia uguale all'utilità media che gli individui traggono da un bene ambientale simile, collocato nel contesto di destinazione.

Alcuni autori, come Brookshire e Neil (1992), sostengono che tale metodologia rientri nella categoria di "parere degli esperti", a causa delle logicità del giudizio dei ricercatori per stimare la WTP. In realtà, ogni volta che un valore di stima è usato e trasferito ad un altro sito, è richiesto un grado implicito di giudizio, che risulta dalla scelta di studi primari, dalla definizione delle somiglianze, dalla scelta del metodo di trasferimento e dall'interpretazione dei risultati. Il value transfer consente di ottenere una valutazione in modo rapido ma, data la sua assunzione molto forte, spesso è difficilmente applicabile. Una variante può essere rappresentata dall'utilizzo, come WTP media, di una tendenza centrale calcolata sull'insieme degli studi trasferibili. Inoltre, nel caso in cui non serva una

stima puntuale è possibile, attraverso la valutazioni degli studi primari, definire un intervallo all'interno del quale si colloca la WTP del contesto di destinazione.

Una tipologia di value transfer è l'*unit value transfer* (trasferimento di valore unitario) che utilizza una singola misura del beneficio del contesto d'origine per valutare le esternalità positive o negative del contesto di riferimento. Questo metodo può essere impiegato solo se tutti i criteri di somiglianza di uno studio primario sono soddisfatti: lo stesso bene ambientale o prodotto, identica baseline di qualità o quantità ambientale ( $q_0$ ) e cambiamento ( $q$ ), le stesse caratteristiche del luogo ( $s$ ), ecc. Soddisfatte queste condizioni, il benessere rilevato dagli individui nel contesto di origine è lo stesso di quello del contesto di destinazione e la stima del primo fornisce una valutazione statisticamente imparziale del valore del secondo (Boyle e Bergstrom, 1992):

$$\mu_s = \mu_p \quad (2)$$

dove  $\mu_s$  è il beneficio medio reale (media o mediana) del contesto di origine date le relative caratteristiche e  $\mu_p$  è la media reale del beneficio del contesto di destinazione.

Nella pratica del trasferimento del beneficio sovente i ricercatori richiamano il concetto di emissione di incertezza dei benefici. Questo significa presentare gli intervalli di confidenza per il punto stimato, o in alternativa, un range delle valutazioni del punto che fornisca i limiti sul valore probabile del contesto di destinazione (Rosenberger e Loomis, 2003). Tale approccio viene utilizzato specialmente quando si ha a disposizione più di uno studio primario pertinente per una specifica misura dell'esternalità da valutare, ma nessuno risulta essere più importante dell'altro.

Il trasferimento del valore unitario può avvenire anche attraverso l'utilizzo di una misura di tendenza centrale<sup>28</sup> (valore medio o mediano, intervallo di confidenza del 95%) dei valori attuali selezionati nel contesto di origine per stimare le esternalità del contesto di destinazione (trasferimento del valore medio unitario o *average unit value transfer*) (Rosenberger e Loomis, 2001). Anche in questo caso dovranno essere soddisfatte le condizioni di somiglianza e avremo che:

$$\bar{\mu}_s = \mu_p \quad (3)$$

---

<sup>28</sup> Per tutti i valori o per un sottoinsieme.

dove  $\bar{\mu}_s$  è una misura di tendenza centrale per tutti o per il sottoinsieme delle misure del beneficio dello *study site* segnalate in letteratura e  $\mu_p$  esprime il valore della relativa unità nel *policy site*. Naturalmente, in presenza di valori atipici bisogna ricorrere a test statistici per determinare l'inclusione o meno del valore anomalo (Barnett e Lewis, 1994).

Il trasferimento dell'unità di valore può presentare alcune problematiche date dalle differenze comunque presenti fra i due contesti, la popolazione o le caratteristiche del luogo. Alcuni autori considerano l'aggiustamento del valore unitario da trasferire contabilizzato distintamente nei due contesti, in quanto sono diversi i due ambienti dal punto di vista qualitativo e quantitativo, e le caratteristiche socio-economiche comunque sono differenti perché la popolazione e/o la disponibilità di beni sostituti o di servizi è diversa (*adjusted value transfer*) (Bergland *et al.*, 1995). Ad esempio, come dimostrato da Rosenberger e Loomis (2001), considerando il caso in cui la somma totale del cambiamento sia diversa per lo *study site* e il *policy site* ( $\Delta q_s, \Delta q_p$ ) si avrà:

$$\mu_s \cdot \frac{\Delta q_p}{\Delta q_s} = \mu_p \quad (4)$$

dove  $\Delta q_s$  è il cambiamento in qualità o quantità del bene ambientale nello *study site* e  $\Delta q_p$  è il cambiamento in qualità o quantità nel *policy site*. Quando il trasferimento è effettuato fra paesi caratterizzati da livelli di reddito e standard di vita diversi, sono necessari specifici aggiustamenti per convertire le misure di benessere in valuta comune, considerando l'inflazione. Nel caso del trasferimento internazionale, alcuni autori suggeriscono di non utilizzare il tasso di cambio ma l'indice di parità del potere d'acquisto (*Purchase Parity Power Index*, PPPI), ossia il rapporto del prezzo medio ponderato al paniere dei beni dei due paesi (Pattanayak *et al.*, 2002). Questo perché il PPPI riflette le differenze nel volume delle merci fra i paesi, misurandone il potere di acquisto e, rispetto al tasso di cambio, non è soggetto ai cambiamenti nei tassi di interesse, nei flussi finanziari, nella domanda e nell'offerta della valuta. Kristoffersson e Navrud (2005), tuttavia, considerano sia PPPI che il tasso di cambio per calcolare il trasferimento del valore aggiustato. Se il contesto di origine è caratterizzato dal livello di reddito  $y_s$  e il vettore dei prezzi dei beni e servizi è  $p_s$ ; dal momento che i prezzi variano nelle diverse nazioni, il paese dove è presente il contesto di destinazione affronta  $p_p = kp_s$ , dove  $k$  è l'indice di conversione rappresentato da PPPI, e il livello di reddito nel contesto di destinazione sarà  $y_p = ky_s$ . Dal momento che la funzione indiretta

dell'utilità ha un grado omogeneo pari a zero in reddito e prezzi,  $k$  è anche l'indice di conversione dei valori di benessere; avremo quindi l'espressione:

$$\mu_s \cdot k = \mu_p \quad (5)$$

dove  $k=y_p/y_s$  rappresenta il fattore di aggiustamento del reddito tra i siti assumendo un'elasticità di  $y$  pari a 1. Generalmente,  $k=(y_p/y_s)^e$ , dove  $e$  è l'elasticità del reddito di WTP. In questo caso,  $e$  fornisce una stima della sensibilità della WTP, riferita ad un dato attributo ambientale, alle variazioni di reddito. Quando il trasferimento è condotto considerando il tempo e lo spazio, oltre a considerare PPPI, Pattanayah *et al.* (2002) suggeriscono di utilizzare l'indice dei prezzi al consumo (Consumer Price Index, CPI) o altri prezzi relativi alla categoria del bene/servizio considerato per riflettere i cambiamenti temporali nei prezzi.

### 3.8.2 Il metodo del value function transfer

Il value function transfer rappresenta un approccio più sofisticato rispetto al precedente. In questo caso viene utilizzata una funzione di domanda (valore) contenuta nello studio originario e che esprime la WTP media per un dato bene ambientale in relazione alle sue caratteristiche e a quelle della popolazione interessata (Defrancesco *et al.*, 2006; Loomis, 1992). Se si ipotizza che la domanda di un analogo bene ambientale da parte dei soggetti nel contesto di destinazione sia esprimibile dalla medesima funzione, si può calcolare la corrispondente WTP media sostituendo, nella funzione stessa, i dati relativi alle caratteristiche del bene ambientale e della popolazione nel contesto di destinazione.

Questa metodologia, rispetto alla precedente, offre la possibilità di adattare la valutazione originale alle caratteristiche del nuovo contesto e della sua popolazione, permettendo così di affinare la stima. Tale valutazione presenterà comunque alcune imprecisioni in quanto, per quanto dettagliata, una funzione di domanda non può tenere conto di tutti gli elementi legati al contesto in cui il bene ambientale si trova e che influiscono sul suo valore (Defrancesco *et al.*, 2002). Inoltre, è da tener presente che l'approccio del *value function transfer* richiede una conoscenza del contesto di destinazione molto più dettagliata rispetto al *value transfer* e quindi tempi e sforzi maggiori.

Come nel caso del value transfer, anche per il value function transfer esistono diverse metodologie. Ad ogni modo, affinché il trasferimento risulti valido è necessario che i fattori che influenzano le preferenze e la misura del loro impatto



nel *policy* e nello *study site* coincida. Ne consegue che solo gli studi primari possono essere trasferiti, in quanto sono gli unici a riportare l'intera funzione della WTP e permettono di isolare i singoli fattori che l'hanno determinata.

Tale supposizione si basa sul fatto che la popolazione ripartisce le proprie preferenze in base al reddito e alla qualità ambientale nel contesto di *policy* ma è differente in termini di osservazioni, o presenta differenze nei beni ambientali o nelle caratteristiche del luogo. Il presupposto implicito nell'adozione del trasferimento della funzione di domanda è che i rapporti statistici (coefficienti di regressione) fra le variabili dipendenti del contesto di origine siano le stesse del contesto di destinazione. Alcuni studi sulla validità e affidabilità di questa affermazione, tuttavia indicano che potrebbe essere non corretta, specialmente nel caso di un trasferimento internazionale, in quanto gli individui possono presentare differenze sulle preferenze o sulla percezione della qualità ambientale (Rosenberger e Loomis, 2003; Rozan, 2004; Muthke e Holm-Mueller, 2004). Chattopadhyay (2003) ha dimostrato che, quando la situazione di trasferibilità risulta favorevole non vi è un aumento di precisione adottando il *value function transfer* rispetto *value transfer*; tuttavia, se le caratteristiche socioeconomiche sono diverse fra i due contesti, il trasferimento della funzione risulta migliore rispetto a quello del valore. Anche se il metodo di funzione della domanda concede degli aggiustamenti sulle caratteristiche del *policy site*, bisogna prestare attenzione quando il trasferimento dalla funzione nello *study site* avviene in tempi diversi; effettivamente il trasferimento nel tempo, anche per lo stesso luogo, non può considerare i cambiamenti nelle preferenze e nel comportamento degli individui.

Il trasferimento della funzione di domanda può presentare degli svantaggi. La qualità dei parametri valutati può variare a seconda degli studi e molti studi possono non stimare tutti i parametri necessari. Nella maggior parte dei casi, infatti, alcuni fattori che potrebbero essere importanti per il contesto di origine possono non esserlo per quello di riferimento e viceversa. Un altro problema riguarda le fonti dei dati; in alcuni casi, non è possibile effettuare un'indagine completa delle caratteristiche del contesto di destinazione per limiti di tempo o di costo o per la scarsa reperibilità dei dati.

Di seguito, verranno descritte due metodologie di benefit function transfer, il modello *pooled* e la metanalisi. Entrambe le metodologie impiegano studi primari multipli e si differenziano nella formulazione delle variabili esplicative dei modelli di trasferimento. Vale, tuttavia, la pena ricordare che rientrano nel benefit function transfer anche i metodi di comparazione multi attributo e quelli dove il

trasferimento viene effettuato con tecniche di georeferenziazione (Defrancesco et al., 2006; Strager e Rosemberger, 2006)

### 3.8.3 *Pooled Model*

Nel considerare le differenze della funzione di trasferimento della domanda fra siti, possono essere considerati i mercati e le caratteristiche della popolazione, quando la funzione del beneficio originale include queste variabili. Tuttavia, in una singola funzione di beneficio, la mancanza di variazione in alcune variabili indipendenti implica la loro esclusione dal modello. Per superare questa questione, si suggerisce la scelta di contesti simili almeno con riferimento alle variabili oggetto di studio. Per esempio, se nello studio primario di CV il WTP si riferisce al cambiamento ambientale  $\Delta q$  ma questa variabile non compare nel modello, la funzione di WTP può essere trasferita soltanto ad un contesto di destinazione che sperimenta lo stesso cambiamento ambientale, dato lo stesso livello qualitativo di base e aggiustando le altre variabili esplicative. Un'altra soluzione è fornita nel caso in cui le funzioni di differente beneficio sono valutate per lo stesso bene o servizio, ma riferiti a contesti diversi. Tutti i dati anche se valutati su contesti diversi, possono essere utilizzati per stimare una nuova funzione di beneficio ambientale (WTP). Il modello *pooled* comprende variazioni nelle caratteristiche del sito, facendo in modo che una funzione comune possa essere trasferita al contesto di destinazione, considerato come combinazione lineare delle caratteristiche dei siti esistenti (Loomis, 1992). In realtà, questo approccio per la stima della funzione del beneficio è una sorta di regressione dove una funzione generica di beneficio ottenuta riunendo i dati può essere espressa come:

$$WTP = \hat{\mu} + \hat{\alpha} \cdot \Delta q + \hat{\beta} \cdot z + \hat{\gamma} \cdot y + \hat{\delta} \cdot s + \hat{\phi} \cdot q_p + \varepsilon \quad (6)$$

dove  $\hat{\phi}$  è il coefficiente della funzione relativa al livello di qualità ambientale dei luoghi, la  $q_p$  e gli altri parametri e variabili sono come precedentemente definiti.

Se la specificazione del modello include tutte le variabili esplicative nella forma funzionale corretta, esso può contribuire a spiegare la variabilità del beneficio. L'aggiustamento delle variabili contenute nel modello *pooled* fa sì che la compensazione delle differenti caratteristiche tra lo studio e i contesti di destinazione porti a un modello più robusto di trasferimento di funzione, in grado

di migliorare l'accuratezza del trasferimento (Rosenberger e Loomis, 2003; VandenBerg *et al.*, 2001).

#### 3.8.4 *Metanalisi*

Un modo alternativo di operare un BT è la metanalisi (MA), definita generalmente come un'analisi statistica dei risultati di numerosi studi al fine di integrarne le conclusioni (Defrancesco *et al.*, 2006). La MA ha tre scopi generali: 1) sintetizzare la letteratura in una particolare valutazione, 2) testare le ipotesi in riferimento agli effetti delle variabili esplicative sul valore costruito, 3) utilizzare il modello di stima MA per prevedere stime del valore del bene nel tempo e nello spazio (Bergstrom e Taylor, 2006).

Il bisogno di contabilizzare le variazioni del contesto e le caratteristiche della popolazione, che sono costanti all'interno di ogni singolo studio ma variano fra i differenti studi, possono far insorgere alcune questioni relative al trasferimento di una funzione di domanda. In questo caso l'uso della metanalisi può dare un rilevante contributo perché permette di stimare gli effetti delle variabili sui risultati della ricerca. La metanalisi può essere effettuata in tre forme (Button, 2002): i) prendere la base dei dati di un certo numero di studi precedenti, aggregandoli e rielaborandoli, per generare parametri statisticamente validi. Si tratta in sostanza di una sorta di modello *pooled*; ii) utilizzare i parametri di studi originali per ottenere un parametro rappresentativo, come la media delle stime; iii) esaminare studi precedenti per isolare variabili moderatrici attraverso l'applicazione di analisi di meta-regressione, che spiega le variazioni di parametri trovati negli studi originali.

Nata nella medicina e nelle scienze naturali, l'impiego della metanalisi in economia si focalizza nella sintesi e comparazione degli studi passati e nell'estensione e riesaminazione dei loro risultati attraverso un'aggregazione quantitativa (Desvousges *et al.*, 1992). Aiuta, inoltre, a fornire valutazioni accurate di parametri quantitativi e può offrire la comprensione nei fenomeni per i quali non esistono studi correnti. La prima definizione di metanalisi è fornita da Glass (1976) “... *l'analisi statistica di un'ampia collezione di studi individuali allo scopo di integrarne i risultati. Connota un'alternativa rigorosa alle discussioni di ricerca che caratterizzano il nostro tentativo di dare un senso al rapido espandersi della letteratura*”.

In generale, il suo impiego viene richiesto nei casi in cui una piccola quantità di studi sul caso siano disponibili e vi sia la necessità di estrarre una conclusione più generale, definendo la relazione fra causa ed effetto nel problema esaminato.

La metanalisi può essere impiegata nel trasferimento del beneficio con alcuni vantaggi (Shrestha e Loomis, 2001). In primo luogo, utilizza le informazioni di un gran numero di studi che hanno una comune distribuzione di fondo e questo rende più rigorose le misure di tendenza centrale. In secondo luogo, permette di controllare le differenze metodologiche degli studi primari. Infine, potenzialmente può essere considerata per le differenze fra il contesto d'origine e di riferimento nel porre il livello delle variabili indipendenti in modo specifico per il contesto di riferimento. Quando questo non è possibile, le variabili metodologiche ed altre variabili della funzione di meta regressione, sconosciute al contesto di destinazione, possono essere rese uguali alle medie delle rispettive meta-variabili; il valore del beneficio derivato per il nuovo contesto di destinazione rimane sempre lo stesso nei valori della letteratura esistente. Esistono, tuttavia, alcune limitazioni all'impiego della metanalisi per il trasferimento del beneficio (Rosemberger e Loomis, 2001). In primo luogo, la metanalisi degli studi primari può essere attendibile quando la qualità degli studi primari è simile. In secondo luogo, per fare le inferenze statistiche è necessario prendere in esame molti studi primari. Ne consegue che oltre a un problema sulla qualità ve ne è anche sulla quantità di studi primari analizzati. In terzo luogo, gli studi originali dovrebbero essere combinati e analizzati statisticamente e ciò implica un certo grado di somiglianza tra i siti analizzati. Con la metanalisi, i risultati degli studi originali possono essere trattati come singole osservazioni WTP, caratterizzati da variabili indipendenti per ciascuno studio, per costruire una funzione del beneficio comune. Questa funzione comune spiega l'influenza non solo del sito, delle risorse e delle caratteristiche, ma anche delle tecniche di stima, modellando i presupposti e altre scelte metodologiche sulla variazione dei valori unitari di WTP. Come è stato sottolineato da Rosenberger e Loomis (2003), quando si utilizza la metanalisi è necessaria una bibliografia che offra una base di dati completa.

La funzione generica della metanalisi può essere espressa come una funzione lineare delle variabili dipendenti (sebbene non possa essere considerata un modello lineare) come quello adottato per la funzione di domanda o il modello *pooled*, ma con l'aggiunta di variabili indipendenti che controllino le caratteristiche di ciascuno studio primario. In particolare, il beneficio dell'equazione della metanalisi è riferito alla variabile dipendente, che è la prima statistica sommaria rispetto al sito, alle

caratteristiche della popolazione, alla metodologia, ecc.. Di conseguenza, l'equazione diventa:

$$WTP = \hat{\mu} + \hat{\alpha} \cdot \Delta q + \hat{\beta} \cdot z + \hat{\gamma} \cdot y + \hat{\delta} \cdot s + \hat{\phi} \cdot q_p + \hat{\mathcal{G}} \cdot M + \varepsilon \quad (7)$$

Dove  $M$  è la variabile che considera le caratteristiche metodologiche dello studio, come il metodo di valutazione utilizzato, il tasso di risposta media delle interviste, la forma funzionale, ecc. e  $\hat{\mathcal{G}}$  è il coefficiente della funzione di metanalisi correlata. Le altre variabili e i parametri sono uguali a quelli riportati nella (6).

Moltiplicando i parametri della funzione di metanalisi costruita con le caratteristiche del contesto di destinazione, si ottiene la stima della WTP nel *policy site*. Un adattamento delle influenze metodologiche può generare alcuni problemi, tuttavia superabili mantenendo le variabili metodologiche costanti e aggiustando il valore medio variabile nella serie di dati originali.

Anche se il metodo comunemente adottato per un'analisi di meta-regressione è quello statistico, esistono altri metodi che possono essere usati e ritrovati in letteratura (Kremers *et al.*, 2002). Ad esempio, l'approccio bayesiano include una conoscenza a priori e l'esistenza di una distribuzione della dimensione degli effetti che viene aggiornato aggiungendo informazioni fornite dagli studi primari. Inoltre, mentre i metodi statistici ottengono una mappatura dei valori relativi agli attributi come un modello di regressione lineare, altri approcci metodologici possono rappresentarli come un set di regole decisionali.

## CAPITOLO 4

### EFFETTI ESTERNI DELL'AGRICOLTURA BIOLOGICA\*

#### 4.1 Esternalità e agricoltura biologica

Nonostante le esternalità prodotte dall'agricoltura siano evidenti, non risulta altrettanto marcata la distinzione fra esternalità prodotte dall'agricoltura tradizionale ed esternalità prodotte dall'agricoltura biologica, tanto da rimanere un punto piuttosto controverso. Inoltre, anche se si parla correttamente di agricoltura biologica e di sistema convenzionale, ciascuna di queste due etichette viene applicata ad una grande varietà di metodi di coltivazione; ed un confronto generalizzato tra i due modelli di agricoltura è reso ancor più difficile dal fatto che a partire dagli anni novanta la maggior sensibilità sociale nei confronti dell'ambiente ha imposto all'agricoltura tradizionale dei comportamenti più rispettosi dei valori ambientali.

D'altra parte, gli studi sulla valutazione delle esternalità dell'agricoltura sebbene rilevanti nella letteratura internazionale sono ritenuti, a detta degli stessi autori, piuttosto approssimativi per l'aleatorietà delle pratiche e del relativo impatto a livello territoriale. Fino a che punto la conversione al sistema biologico possa contribuire ad alleviare i problemi ambientali, tuttavia, rimane un tema molto controverso. Come già evidenziato nel capitolo precedente, gli studi che si propongono di valutare i costi e i benefici del sistema biologico e di quello convenzionale si scontrano con difficoltà di carattere metodologico (Dabbert, 2003).

Nel tentativo di aggirare l'ostacolo posto dalla necessità di valutare in termini monetari i benefici ambientali comparati dell'agricoltura biologica, la maggior parte degli studi in materia accantona l'approccio costi-benefici, preferendo piuttosto confrontare la performance dei due sistemi in termini fisici.

La letteratura sulla valutazione dell'impatto ambientale dell'agricoltura biologica rispetto a quella convenzionale è formata da numerosi studi empirici i cui risultati sono tuttavia difficilmente trasferibili a realtà diverse, ovvero non generalizzabili a tutta l'agricoltura biologica.

---

\* *Mattia Cai (4.1) e Angela Menguzzato (4.2, 4.3, 4.4 e 4.5).*

Gli effetti dell'agricoltura biologica sulle risorse ambientali possono essere suddivisi in diretti e indiretti. Gli effetti diretti sono rappresentati dai benefici prodotti direttamente dall'agricoltura biologica, come ad esempio la salvaguardia della fertilità del suolo attraverso il mantenimento di una più vivace e diversificata popolazione di microrganismi e di una più elevata concentrazione di enzimi attivi nell'alimentazione delle piante, maggiori capacità di ritenzione dell'acqua e di drenaggio, un miglioramento della struttura del terreno grazie anche ad una migliore gestione della sostanza organica, il mantenimento delle caratteristiche proprie del paesaggio rurale attraverso la reintroduzione di alcuni elementi tipici, ecc..

Gli effetti indiretti, invece, sono costituiti dall'assenza o dalla riduzione degli effetti negativi prodotti dall'agricoltura convenzionale come la degradazione fisica, chimica e biologica del suolo, l'impoverimento di sostanza organica, l'elevata quantità di fertilizzanti e pesticidi, ecc.

Le presenti premesse, tuttavia, non implicano che le tecniche biologiche abbiano un impatto neutro sull'ambiente, trattandosi di attività antropiche che interferiscono con gli equilibri naturali dell'ecosistema. D'altro canto, la conversione al metodo biologico potrebbe contribuire a ridurre in modo significativo l'impatto ambientale dell'agricoltura convenzionale. Seguendo un criterio prudenziale, appare quindi verosimile che gli effetti dell'agricoltura biologica debbano essere valutati non in termini assoluti ma con riferimento alle pratiche convenzionali (Trisorio, 2004).

Un'indagine condotta negli anni novanta ha tentato di misurare gli effetti ambientali dell'agricoltura biologica rispetto a quella convenzionale con riferimento alle principali risorse naturali (Stolze *et al.*, 2000). I risultati (Tabella 3) evidenziano un contributo relativo neutro o positivo sulla maggior parte dei beni e servizi ambientali interessati dall'attività agricola. Si registrano inoltre situazioni particolarmente positive nel caso della biodiversità sia a livello di flora e fauna che di habitat. Per contro, si deve sottolineare anche un ampio ventaglio di situazioni, soprattutto per effetti come l'erosione e/o nitrati, che sono positive o negative a seconda della modalità con cui viene effettuata l'agricoltura biologica o delle caratteristiche ambientali del contesto.

Tabella 3 – Effetti dell’agricoltura biologica rispetto a quella convenzionale

<b>Indicatori</b>	<b>++</b>	<b>+</b>	<b>0</b>	<b>-</b>	<b>--</b>
<b>Suolo</b>		X			
<i>Materia organica</i>		X			
<i>Attività biologica</i>	X				
<i>Struttura</i>			X		
<i>Erosione</i>		X			
<b>Acqua</b>		X			
<i>Nitrati</i>			X		
<i>Pesticidi</i>	X				
<b>Biodiversità</b>		X			
<i>Flora/Fauna</i>		X			
<i>Habitat</i>			X		
<i>Paesaggio</i>			X		
<b>Aria</b>			X		
<b>Benessere animale</b>			X		
<b>Efficienza energetica</b>		X			

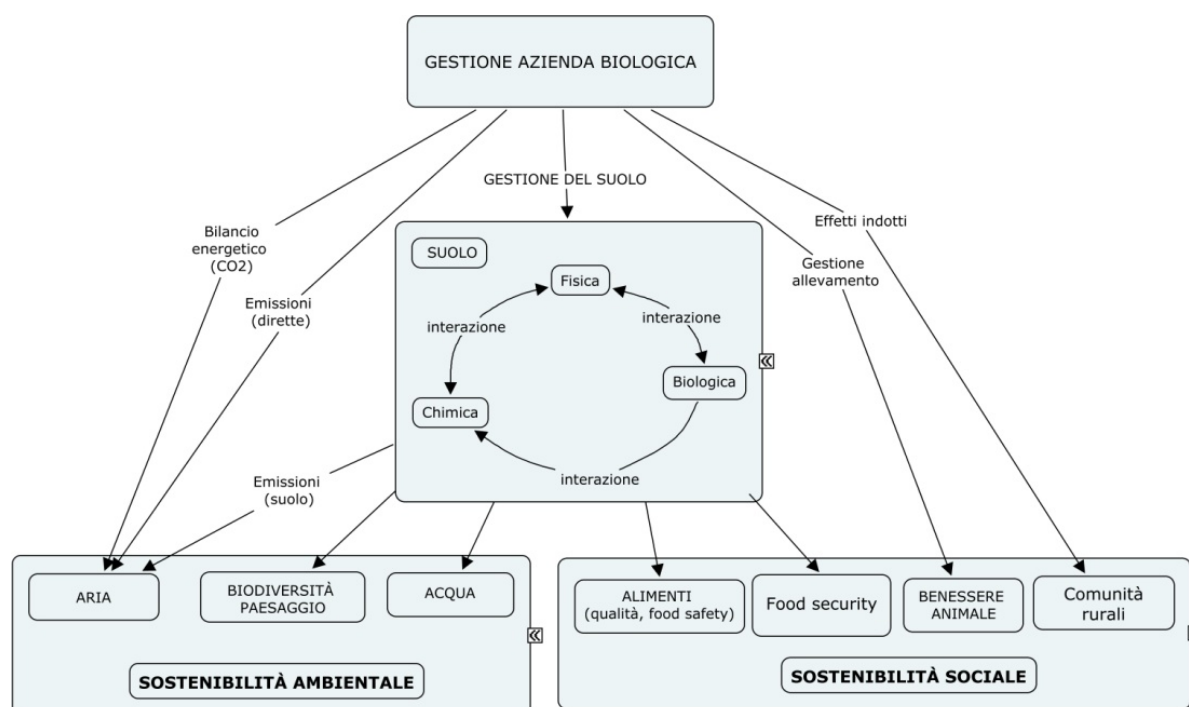
Fonte: Stolze et al., 2000.

Seguendo la classificazione proposta dall’OCSE (2003), gli effetti dell’agricoltura biologica sul capitale naturale possono essere distinti in funzione della modalità con cui i sistemi biologici interagiscono con il capitale naturale (Shepherd *et al.*, 2003; DEFRA, 2002). In primo luogo le pratiche biologiche interessano direttamente il suolo, sede delle interazioni più strette fra pianta e ambiente, attraverso le lavorazioni meccaniche, la presenza di siepi e/o frangivento, l’apporto di nutrienti e la fertilizzazione determinandone così il suo stato fisico, chimico e biologico (Figura 6). Dalla gestione del suolo poi dipendono a cascata gli effetti sulla qualità dell’acqua e dell’aria e sulla biodiversità.

Un caso a parte è rappresentato dal paesaggio. Pur riscontrando un interesse su questo aspetto si è optato per una valutazione congiunta assieme alla biodiversità. Questa scelta è giustificata sia dal fatto che non vi sono pareri univoci sugli effetti estetici dell’agricoltura biologica, sia per il rischio di doppi conteggi dovuti al sovrapporsi degli effetti sulla biodiversità.



Figura 6 – Schema delle interazioni tra sistema biologico e risorse naturali



In questo capitolo sono riportati i risultati di una ricerca bibliografica che si propone di individuare i principali contributi allo studio degli effetti ambientali dell'agricoltura biologica. Non sono invece stati considerati gli effetti sulla sostenibilità sociale come la *food safety* e *food security*, il benessere animale e l'impatto sulle comunità locali e sviluppo rurale in quanto esulano dagli obiettivi di questo studio.

## 4.2 La biodiversità

La biodiversità è tra le risorse naturali quella che più di altre viene influenzata positivamente dalle pratiche biologiche. Come verrà successivamente evidenziato, i risultati di numerose analisi empiriche sembrano unanimi nell'affermare che il metodo biologico contribuisca alla mitigazione degli effetti negativi prodotti dall'agricoltura convenzionale.

In questo paragrafo verranno analizzati i rapporti tra agricoltura biologica e biodiversità con l'intento di evidenziare dapprima l'evoluzione del contributo dell'agricoltura a questa risorsa e, successivamente, verificare il ruolo del metodo biologico rispetto a quello convenzionale.

Il termine biodiversità (*biodiversity*), definito via ufficiale nel corso del vertice mondiale di Rio de Janeiro nel giugno 1992<sup>29</sup> e successivamente rivisto e ampliato nell'ambito del Global Biodiversity Assessment dell'UNEP (nel 1995)<sup>30</sup>, racchiude tre differenti aspetti o livelli di diversità (OECD, 2001):

- i) diversità genetica (intraspecifica): la variabilità nel patrimonio genetico tra tutti gli individui all'interno di una stessa specie;
- ii) diversità di specie (interspecifica): la varietà di specie animali e vegetali distribuite nei diversi ecosistemi;
- iii) diversità di ecosistemi (ecosistemica): la varietà di foreste, deserti, praterie, fiumi, mari, laghi, ecc., nel senso di diverse comunità biologiche che interagiscono tra loro e con l'ambiente fisico (Tabella 4).

*Tabella 4 - Gli elementi della biodiversità*

<b>Genetica</b>	<b>Diversità</b>	
	<b>Tassonomica</b>	<b>Ecologica</b>
Nucleotidi	Popolazioni	Popolazioni
Geni	Sottospecie	Nicchie
Cromosomi	Specie	Habitat
Individui	Generi	Ecosistemi
Popolazioni	Famiglie	Paesaggi
	Ordini	Bioregioni
	Classi	Biomi
	Phyla	
	Regni	

Fonte: Heywood, 1995.

Attualmente sono conosciute circa 1,75 milioni di specie anche se pareri pressoché unanimi stimano che le specie ancora da scoprire siano almeno cinque volte quelle già individuate (Tabella 5). Secondo questi calcoli, sul nostro pianeta, esisterebbero complessivamente oltre 12 milioni di specie, la maggior parte delle quali ancora a noi sconosciute.

<sup>29</sup> “Per diversità biologica si intende la variabilità degli organismi viventi, degli ecosistemi terrestri, acquatici, e i complessi ecologici che essi costituiscono; la diversità biologica comprende la diversità intraspecifica, interspecifica e degli ecosistemi”.

<sup>30</sup> “La biodiversità è la totale diversità e variabilità degli organismi viventi e dei sistemi di cui essi fanno parte. Ciò comprende tutto lo spettro di variazione e di variabilità tra sistemi e organismi, a livello bioregionale, di paesaggio, di ecosistema, di habitat, ai vari livelli degli organismi fino alle specie, alle popolazioni, e dagli individui ai geni. Con ciò si intende anche il complesso insieme di relazioni funzionali e strutturali all'interno e tra questi differenti livelli di organizzazione, la loro origine ed evoluzione nello spazio e nel tempo, includendo l'azione umana”.

Tabella 5 - Tipi di organismi descritti e stimati sulla Terra

	<b>Specie descritte</b>	<b>Specie stimate</b>
Virus	4.000	400.000
Batteri	5.000	1.000.000
Funghi	72.000	1.500.000
Alghe	40.000	400.000
Piante	270.000	320.000
Molluschi	70.000	200.000
Nematodi	25.000	400.000
Artropodi	1.065.000	9.000.000
Cordati	45.000	50.000

Fonte: Hawksworth e Kalin-Arroyo, 1995.

Sebbene la scomparsa delle specie sia un fenomeno naturale, negli ultimi decenni il ritmo delle estinzioni sta accelerando drammaticamente. Si stima, infatti, che ogni anno vadano perse circa 25.000 specie. Le principali cause di questa perdita sono attribuite principalmente alla distruzione e frammentazione degli ambienti naturali, alla crescente deforestazione, all'urbanizzazione, all'inquinamento ambientale, all'aumento demografico della popolazione mondiale e al bracconaggio.

Nel mondo più del 40% dei terreni sono utilizzati dall'agricoltura, e quindi su di essa ricade gran parte della responsabilità per la protezione della biodiversità. La biodiversità agricola include tutte le componenti della diversità biologica rilevanti per l'alimentazione e l'agricoltura e tutti gli elementi della diversità biologica che costituiscono l'agroecosistema: la varietà e variabilità di animali, piante, micro-organismi (a livello genetico), specie e ecosistemi, che sono necessari per sostenere le funzioni vitali dell'agro-ecosistema, la sua struttura e i suoi processi (Ministero dell'Ambiente, 2008). Negli ultimi anni, mentre la popolazione mondiale ha continuato a crescere e la produzione agricola ha dovuto rispondere al crescente fabbisogno alimentare, l'espansione agricola - a scapito delle foreste e delle terre marginali, combinate allo sfruttamento dei pascoli e allo sviluppo urbano e industriale - ha ridotto sostanzialmente la diversità biologica in un numero significativo di aree. La Fao stima che nell'ultimo secolo siano scomparsi tre quarti delle diversità genetiche delle colture agricole. Nonostante esista una ricca varietà di piante coltivate e di animali addomesticati, quasi il 90% dell'alimentazione dell'uomo si basa solo su 14 specie di mammiferi e uccelli, mentre quasi la metà dei fabbisogni energetici di origine vegetale sono forniti da 4 specie (frumento, mais, riso e patate) (Alcazar, 2002).

Negli ambienti agricoli, essendo la maggior parte del suolo coltivato, si riscontra una notevole semplificazione della flora e della fauna selvatica. La

possibilità che all'interno dell'agroecosistema organismi animali selvatici e piante spontanee trovino habitat per il loro insediamento è quindi legata alla presenza di ambiti spaziali in cui l'attività antropica non sia invasiva. Fra questi i più importanti sono le siepi, i boschetti, gli ecotoni lentici e palustri, ovvero gli elementi caratterizzanti il paesaggio. Tali elementi, inoltre, assumono un carattere di polifunzionalità, in quanto svolgono anche altre funzioni, come l'intercettazione e la depurazione naturale dei flussi idrici.

Nel rapporto con la biodiversità, le attività agricole svolgono un ruolo ambivalente: da un lato esercitano pressioni che si traducono in impatti negativi, e dall'altro lato possono arricchire la variabilità genetica e degli habitat con l'introduzione di nuovi sistemi di coltivazione e di allevamento (Regione Veneto, 2006). Di conseguenza, sebbene l'agricoltura moderna abbia incoraggiato l'utilizzo di specie uniformi di piante o di animali ad alto rendimento, intaccando la resilienza dell'ecosistema agricolo, dall'altro l'utilizzo di tecniche agronomiche più rispettose dell'ambiente potrebbe contribuire al rafforzamento del fragile equilibrio tra l'ambiente agricolo e gli ecosistemi circostanti.

Nelle sue diverse componenti la biodiversità agronomica fornisce un flusso di beni e servizi molto articolato dove si identificano tre dimensioni: ecologica, economica ed etico-culturale. Per quanto riguarda la dimensione ecologica, la conservazione della diversità delle risorse biologiche della biosfera risponde ai principi della sostenibilità ambientale dello sviluppo; le risorse genetiche sono fondamentali per la continuazione dei cicli vitali e per la sostenibilità dello sviluppo dell'uomo. Il livello di diversità biologica, inteso come numero e varietà delle popolazioni di piante ed animali, influenza notevolmente la produttività netta di un ecosistema per le relazioni inter e intraspecifiche che stabilisce.

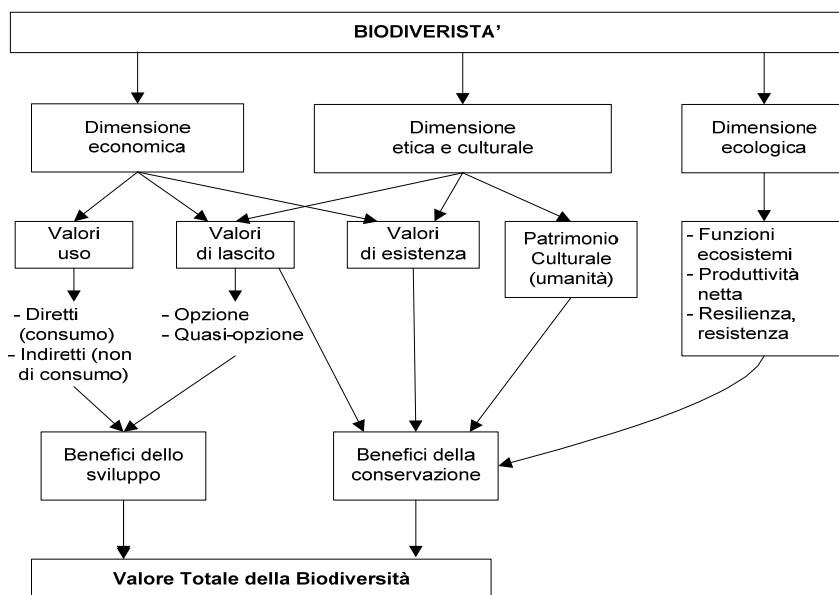
La diversità biologica, specialmente genetica, influenza positivamente la resilienza degli ecosistemi e quindi la capacità di carico dell'ambiente riguardo ai fattori di disturbo, garantendo un continuo adattamento delle specie, delle popolazioni e degli ecosistemi alle mutate condizioni ambientali. Oltre a ciò, la diminuzione della variabilità genetica riduce la possibilità di innovare le tecniche produttive per un'agricoltura sostenibile di fronte all'incremento della domanda di generi alimentari e ai cambiamenti di tipo ecologico.

Esiste un ulteriore livello di espressione della biodiversità, particolarmente importante nelle aree rurali, ossia la relazione tra diversità biologica e diversità culturale. Questi sono i valori etici, sociali, religiosi e simbolici che le risorse naturali assumono per le diverse culture.

Di conseguenza, i danni legati alla perdita delle risorse genetiche non sono esclusivamente una perdita ambientale, ma anche economica e culturale. La scomparsa di informazioni utili (i geni) porta, infatti, ad un restringimento delle possibilità di adattamento delle colture all'ambiente, mentre la scomparsa di una specie o di una varietà disperde la conoscenza dei suoi usi. Interrompendo tale processo dinamico in cui mutano il patrimonio genetico e le capacità umane di utilizzarlo, si perde il valore di opzione legato a queste risorse e quindi una parte del patrimonio disponibile per la ricerca biologica, farmaceutica, medica (Myers, 1992).

Da tali considerazioni, molti autori ritengono opportuno parlare di Valore Complesso della Biodiversità (VCB) (Figura 7), per rimarcare che le singole componenti del valore delle risorse naturali è superiore alla somma delle sue parti (Cannata e Marino, 2000). Infatti, alcuni aspetti del VCB sebbene siano tra loro correlati, possono assumere valenze differenti. Ad esempio, i valori ecologici possono considerarsi anche economici nella misura in cui forniscono il supporto per la vita e, tramite i cicli biologici, rendono possibili i cicli di produzione e consumo. Allo stesso modo i valori etici e culturali, entrando a far parte della funzione di benessere individuale e collettiva, possono essere espressi in termini economici attraverso la valutazione delle preferenze individuali. Tanto più manifeste saranno tali preferenze, tanto maggiore sarà la WTP e quindi il grado di tangibilità della risorsa (Inea, 1994).

Figura 7 – Le dimensioni della biodiversità



Fonte: Inea, 1994.

#### 4.2.1 Biodiversità e agricoltura biologica

Un'elevata biodiversità è fondamentale per un'agricoltura biologica che basa i propri presupposti tecnici sul mantenimento della capacità omeostatica dell'agroecosistema. Infatti, essa mira alla sussistenza nell'agroecosistema di popolazioni di organismi che, pur non generando essi stessi un prodotto vendibile, contribuiscono positivamente alla produttività aziendale in relazione al loro ruolo ecologico. Si tratta non solo degli insetti utili, associati a specie vegetali spontanee, ma anche delle piante utilizzate per le rotazioni e il miglioramento della fertilità del terreno agrario, e degli organismi terrigeni (vegetali e animali) che migliorano le caratteristiche chimico-fisiche-biologiche del suolo.

La gestione della biodiversità nell'azienda biologica si basa non solo sull'ottimizzazione delle scelte e dell'organizzazione dei sistemi colturali ma sulla realizzazione di interventi e pratiche agronomiche che contribuiscono alla riduzione degli input di energia e sostanze dall'esterno (Landis *et al.*, 2000).

La letteratura su questo argomento concorda sugli effetti benefici dell'agricoltura biologica sulla biodiversità. Nei seminativi coltivati biologicamente si è rilevata un'abbondanza di biomassa di piante spontanee, incluse piante rare e in estinzione, cinque volte più elevata che nei seminativi convenzionali. In termini di biodiversità questo significa il 57% di specie spontanee in più e due volte il numero di specie rare. Sempre rispetto al convenzionale, si riscontra il doppio di specie invertebrate, mentre il numero di uccelli trovati nel biologico è superiore del 25% ai bordi degli appezzamenti, con picchi del 44% in autunno-inverno; gli uccelli nidificanti sono più del doppio e in termini di specie il numero è sensibilmente maggiore (Soil Association, 2000).

Esistono alcune tecniche agronomiche caratterizzanti l'agricoltura biologica che influiscono più di altre sulla biodiversità (Tabella 6). Una di queste è la policoltura, che implica un maggior numero di specie e varietà coltivate, offrendo un certo numero di vantaggi come un contenimento dell'erosione specifica e varietale grazie all'impiego di specie rustiche, ormai dimenticate nel convenzionale, oppure una maggiore distanza tra le piante che esercita un controllo indiretto dei parassiti vegetali e delle infestanti, grazie alla riduzione dell'uniformità genetica e fenologica.

*Tabella 6 – Elementi agronomici del sistema biologico e loro effetti sulla biodiversità*

<b>Pratiche agronomiche</b>	<b>Effetto sulla biodiversità</b>
Policoltura	+
Semina primaverile	+
No pesticidi	+
No erbicidi	+
Controllo meccanico delle malerbe	-
No fertilizzanti sintetici	+
Fertilizzazione organica (letame, residui verdi)	+
Minimum tillage	+
Sovescio	+/-
Maggese	+
Aree ridotte di coltivazione	+/-

*Fonte: Stolze et al., 2000.*

Un secondo elemento proprio del sistema biologico e che influenza la catena trofica è il divieto di utilizzare pesticidi ed erbicidi di sintesi. Il primo, favorisce l'incremento di invertebrati e, di conseguenza, di cibo per uccelli e mammiferi insettivori; il secondo favorisce l'abbondanza e la varietà di risorse vegetali utili agli insetti. Anche il mantenimento, specialmente nel periodo invernale, di terreni a riposo con residui di biomassa vegetale consente la conservazione di habitat per molte specie di micro e macro vertebrati e di artropodi utili. La riduzione dell'ampiezza dei campi può costituire un altro elemento favorevole alla biodiversità. I campi coltivati, se estesi, possono rappresentare ambienti difficili da attraversare per molte specie di piante e di animali selvatici che attuano strategie di dispersione/riproduzione legate ad ambienti di tipo non agricolo.

L'unica influenza negativa del sistema biologico sulla biodiversità, sembra essere rappresentata dal controllo meccanico delle malerbe. Il calpestamento delle macchine, specie se eccessivo, influenza la struttura del terreno, con una riduzione permanente della sua porosità e quindi la perdita di aria utile agli animali terrigeni. In secondo luogo, il passaggio delle macchine può provocare danneggiamenti alle tane dei mammiferi e ai nidi di insetti e uccelli.

Volendo procedere ad un confronto in termini di biodiversità fra il sistema biologico e quello convenzionale, si possono riscontrare alcuni problemi nella comparazione dei diversi studi. Il principale è legato alla complessità delle interazioni e alla gamma delle pratiche agronomiche riferite ai due sistemi.

Un secondo scoglio risiede nella scala spaziale e temporale adottata per i confronti. Gli studi sulle comunità vertebrate tendono ad essere effettuati a livello di appezzamento, mentre quelli sugli invertebrati e sulle piante a livello di particella. In tale ambito bisogna considerare anche se lo studio è condotto a livello di singolo processo o di sistema. Ad esempio, uno studio orticolo può aumentare la probabilità di identificare le pratiche di gestione migliori ma preclude una valutazione sugli effetti a livello di sistema. Queste sfumature vengono evidenziate quando si tiene conto della scala temporale adottata. È da rilevare che la scala spaziale della gestione del campo a volte è difficilmente rilevabile, specialmente quando si utilizzano indicatori mobili come uccelli e farfalle. Inoltre, i diversi studi possono valutare la biodiversità utilizzando misure diverse come l'abbondanza delle specie, la densità o la ricchezza delle specie.

Nel paragonare i sistemi biologico e convenzionale è necessario porre una particolare attenzione anche alle interazioni e alle variazioni riscontrate negli studi; le differenze osservate nelle comunità di insetti possono dipendere da caratteristiche del paesaggio e da fenomeni di antagonismo piuttosto che dalla tipologia di gestione. Molte contraddizioni fra gli studi scaturiscono proprio dalla complessità di interazioni fra le variabili ambientali e i diversi gruppi tassonomici. Infine, bisogna tener presente che molti benefici possono variare fortemente in funzione di fattori come la posizione, il clima, il tipo di raccolto, ecc. e specialmente dalle pratiche adottate dall'agricoltore.

Negli ultimi anni numerosi studi hanno valutato da un punto di vista agronomico le performance del sistema biologico e convenzionale sulla biodiversità. Generalmente tali indagini sono condotte su terreni arabili, di conseguenza vi è una carenza di informazioni per quanto riguarda gli effetti nei sistemi pastorali o nel paesaggio. Inoltre, gli studi si riferiscono solamente agli ecosistemi terrestri, non considerando le possibili ripercussioni sugli ecosistemi acquatici che comunque, al fine di un confronto completo rivestono una certa importanza (Stolze *et al.*, 2000; Unwin *et al.*, 1995).

Di seguito, sulla scorta dei risultati di un'indagine della letteratura, verrà analizzata l'abbondanza e ricchezza delle principali classi di specie riscontrate nei sistemi biologici e convenzionali.

Numerosi studi hanno rilevato una sostanziale abbondanza di microrganismi nelle aree gestite con metodo biologico come pure una maggiore attività di popolazioni di batteri e di funghi (Fraser *et al.*, 1988; Foissner, 1992; Scow *et al.*, 1994; Wander *et al.*, 1995; Mader *et al.*, 1995; Yeates *et al.*, 1997; Gunapala e



Scow, 1998). Tale attività sembra favorita dall'utilizzo di concimi organici che costituiscono il principale input di carbonio per sostenere le popolazioni batteriche (Beare *et al.*, 1992; Berkelemans *et al.*, 2003; Bossio *et al.*, 1998; Girvan *et al.*, 2003; Shannon *et al.*, 2004). Anche i nematodi risultano essere più abbondanti nei sistemi biologici, fatta eccezione per quelli ad alimentazione fungina che sono più abbondanti nei sistemi convenzionali (Freckman, 1988; Freckman e Ettema, 1993; Griffiths *et al.*, 1994; Ferris *et al.*, 1996; Neher, 1999; Neher e Olson, 1999). La maggior parte degli studi concorda che l'abbondanza di batteri, funghi e nematodi dipende in prima istanza dalle componenti edafiche piuttosto che dal tipo di gestione (Shannon *et al.*, 2002).

Gli studi sulla popolazione di invertebrati terrigeni e insetti in particolare hanno confermato una sostanziale abbondanza nei suoli gestiti con metodo biologico rispetto a quelli dove si pratica l'agricoltura convenzionale. Molti di questi studi sono stati condotti su terreni a seminativo e sembrano aver rilevato un differenziale di specie quasi doppio tra i due sistemi di coltivazione. Ad esempio, Reganold (1993) ha registrato un consistente aumento della popolazione di lombrichi che raggiunge una densità di 175 individui/mq nei terreni biodinamici contro i 21 individui/mq in quelli con agricoltura convenzionale. Tali differenze sono attribuite per lo più all'utilizzo di concimi organici (Berry e Karlen, 1993; Brooks *et al.*, 1995; Gerhardt, 1997; Pfiffner e Mader, 1997). Alcuni studi, tuttavia, non hanno riscontrato differenze significative nella densità di questi invertebrati (Foissner, 1992; Nuutinen e Haukka, 1990) e in alcuni casi è stata segnalata addirittura una riduzione di individui nei terreni coltivati a biologico (Czarnecki e Paprocki, 1997). Sebbene le ragioni di queste differenze siano ancora poco chiare, è possibile che, nonostante la presenza di elevati livelli di materia organica, lavorazioni meccaniche eccessive o scorrette abbiano inciso negativamente sull'abbondanza delle popolazioni (Berry e Karlen, 1993).

Riguardo allo studio sulle specie di invertebrati terrigeni si rileva un forte interesse verso alcune famiglie di insetti come i coleotteri e verso gli aracnidi. Relativamente a questi ultimi, si riscontra una maggiore diversità di specie nei sistemi biologici, mentre l'abbondanza delle singole specie è piuttosto simile. Gluck ed Ingrisch (1990) hanno invece riscontrato che nei sistemi convenzionali le specie di aracnidi più comuni (*Apicatus* di *Oedothorax* ed *Erigone*) presentavano densità significativamente più elevate. In altri lavori, Pfiffner e Niggli (1996) segnalano una più elevata abbondanza di aracnidi nel sistema biologico (superiori di circa due volte), per Berry *et al.* (1996), invece, le differenze sono limitate, mentre per Booij e Noorlander (1992) e Weibull *et al.* (2003) non si registrano

differenze significative. Va infine segnalato che per alcuni autori (Gluck ed Ingrisch, 1990; Pfiffner e Luka, 2003) nei sistemi biologici l'abbondanza di aracnidi coinvolge maggiormente le famiglie di predatori (per esempio lycosids).

Gli studi sui coleotteri rilevano un'abbondanza e una ricchezza di specie generalmente più alta nei sistemi biologici (Booij e Noorlander, 1992; Carcamo *et al.*, 1995; Clark, 1999; Dritschilo e Wanner, 1980; Hokkanen e Holopainen, 1986; Irmiler, 2003; Kromp, 1989, 1990; O'Sullivan e Gormally, 2002; Pfiffner e Luka, 2003; Pfiffner e Niggli, 1996; Reddersen, 1997); altre analisi registrano una situazione diametralmente opposta (Armstrong, 1995; Moreby *et al.*, 1994; Weibull *et al.*, 2003; Younie ed Armstrong, 1995). D'altra parte, Andersen ed Eltun (2000), Brooks *et al.* (1995) e Krooss e Schaefer (1998) hanno segnalato una densità generalmente più elevata nel biologico, tranne che per il gruppo degli stafilinidi. E ancora, Pfiffner e Niggli (1996) e Berry *et al.* (1996) rilevano un'abbondanza degli stafilinidi significativamente più alta proprio nei terreni coltivati con metodo biologico.

Sia per gli aracnidi che per i coleotteri, i benefici riscontrabili nei sistemi biologici sarebbero attribuibili ad un microclima più stabile, derivante da una struttura più eterogenea del raccolto e da un più elevato approvvigionamento di generi alimentari sotto forma di piante erbacee e comunità animali collegate (Kromp, 1999; O'Sullivan e Gormally, 2002; Pfiffner e Luka, 2003).

Per quanto riguarda gli altri artropodi, alcuni studi indicano un'abbondanza e una diversità di specie maggiore nei sistemi biologici (Berry *et al.*, 1996; Brooks *et al.*, 1995; Letourneau e Goldstein, 2001; Reddersen, 1997). Alcuni gruppi tassonomici, come afidi e relativi predatori naturali, tendono ad essere più abbondanti nel sistema convenzionale (Moreby *et al.*, 1994; Reddersen, 1997), taluni gruppi di acari, formiche ed eterotteri, invece, sembrano più abbondanti nel biologico (Moreby, 1996; Reddersen, 1997; Yeates *et al.*, 1997). Alcuni autori non hanno riscontrato differenze nella ricchezza di specie o nella diversità di millepiedi fra i due sistemi, ma la densità di queste specie risulta significativamente più elevata nel biologico. I collemboli presentano poche differenze nei due sistemi (Alvarez *et al.*, 2001; Czarnecki e Paprocki, 1997; Yeates *et al.*, 1997), mentre altri gruppi quali ditteri e imenotteri hanno valutazioni contraddittorie (Moreby *et al.*, 1994; Reddersen, 1997). Gli studi sui lepidotteri hanno invece evidenziato dei risultati antitetici: da una parte Feber *et al.* (1997) hanno rilevato un'abbondanza totale significativamente più alta di lepidotteri nei sistemi biologici, sia interno che a bordo campo (fino due volte), dall'altra Weibull *et al.* (2003) non hanno trovato

differenze significative fra i due sistemi né a livello di densità di singola specie né di ricchezza complessiva.

Le contraddizioni fra le osservazioni nei diversi studi sono giustificate anche dalle interazioni fra il luogo e/o i parametri specifici di coltura; inoltre, gli studi che hanno circoscritto l'indagine solo a bordo campo (per esempio Moreby *et al.*, 1994) potrebbero sottovalutare le differenze fra i due sistemi.

Per quanto riguarda il phylum dei vertebrati, esistono pochi studi che confrontano le diverse popolazioni. Come precedentemente accennato, rispetto agli artropodi gli studi sui vertebrati sono condotti su una scala spaziale maggiore (aziendale piuttosto che particellare). Sono stati riscontrati due studi comparativi sui mammiferi, secondo i quali sebbene i livelli di attività dei piccoli mammiferi (piccoli roditori, topi/talpe) siano maggiori nel biologico, sussisterebbe poca differenza nei due sistemi in termini di densità. In entrambi gli studi, gli habitat preferiti da questi mammiferi risultano essere i margini del campo piuttosto che le zone interne. Tuttavia, la loro abbondanza è strettamente legata all'entità delle risorse disponibili piuttosto che al sistema di gestione.

Decisamente più numerosi sono gli studi che confrontano le comunità di uccelli nelle aree gestite con metodo biologico rispetto a quelle con agricoltura convenzionale. Tutti valutano l'abbondanza e la ricchezza di specie, nonché la densità di nidi. I risultati sono concordi, seppur con qualche variazione, nel segnalare un'abbondanza e una ricchezza di specie maggiore nel biologico; per alcuni i valori registrati nel biologico sono doppi rispetto al convenzionale (Beecher *et al.*, 2002; Freemark e Kirk, 2001). Anche la densità dei nidi riscontrata nel biologico è significativamente più elevata rispetto al convenzionale (Lokemoen e Beiser, 1997), soprattutto per specie come l'*Alauda arvensis* (allodola), il *Turdus merula* (merlo) e il *Carduelis chloris* (verdone). Christensen *et al.* (1996) hanno rilevato ben 31 specie più abbondanti nel sistema biologico di cui la maggior parte erano quasi scomparse o stavano scomparendo come il *Vanellus vanellus* (pavoncella), il *Carduelis cannabina* (fanello), il *Miliaria calandra* (stillozzo). Secondo diversi autori, il principale motivo dell'abbondanza di uccelli nel biologico deriverebbe principalmente da un più elevato numero di invertebrati (Beecher *et al.*, 2002; Christensen *et al.*, 1996; Freemark e Kirk, 2001). Anche la presenza di rifugi naturali a bordo campo sembra influenzare positivamente la presenza di specie, in quanto fornisce un riparo migliore e al contempo risorse alimentari (Chamberlain e Wilson, 2000; Chamberlain *et al.*, 1999; Freemark e Kirk, 2001).

Un aspetto che merita di essere accennato nell'ambito della biodiversità, è quello relativo ai pronubi (per lo più insetti impollinatori) anche per i recenti fatti che hanno drasticamente ridotto la loro popolazione (Accorti, 2000; Pateta *et al.*, 2002; Medrzycki *et al.*, 2002; Panella, 2002; Fletcher e Barnett, 2003; Porrini *et al.*, 2003; Persano *et al.*, 2004; Apat, 2008; Porrini, 2008; Accorti e Persano Oddo, 2006). Questi insetti rivestono una particolare importanza per le coltivazioni agricole e grazie alla loro attività di impollinazione, producono dei benefici diretti (*in farm*) sulla produzione agricola e benefici indiretti sulla biodiversità (*off farm*). Pertanto, le conseguenze dello spopolamento non si limitano solo alla perdita di biodiversità, ma si ripercuotono in modo sempre più pesante su tutta l'agricoltura a causa dell'insufficiente impollinazione delle piante, con inevitabile riduzione dei raccolti (Romagnoli *et al.*, 2002; Persano Oddo e Accorti, 2004; Banaszak, 2000).

Secondo alcuni autori, una migliore salvaguardia degli insetti pronubi potrebbe essere raggiunta grazie anche ad una gestione più accurata delle aree agricole, in modo da offrire ai pronubi dei luoghi sicuri per la nidificazione e adeguate fonti di cibo. Banaszak (2000) ad esempio, ha valutato che in un territorio agricolo le zone coltivate non dovrebbero superare i tre quarti dell'intera superficie, mentre occorrerebbe destinare la parte restante ad aree di rifugio. Inoltre, sarebbe opportuno che gli interventi chimici e le arature profonde fossero limitate il più possibile e che le colture fossero circondate da siepi con fioriture scalari, a sostegno delle popolazioni di pronubi (Porrini, 2002). Infine, un'ulteriore soluzione è quella di riservare alle api delle aree limitrofe a laghi o fiumi, dove non sono generalmente impiegati pesticidi (Sinarcori *et al.*, 2002).

Sulla base di questi risultati, il sistema biologico sembra in grado di assicurare una maggiore garanzia di salvaguardia dell'entomofauna. Purtroppo, non essendoci degli studi specifici sulla valutazione del contributo dell'agricoltura biologica sugli insetti impollinatori, si è preferito, coerentemente al criterio precauzionale, considerare questo effetto al pari di una riduzione delle rese, ovvero internalizzarlo all'azienda.

### **4.3 La gestione del suolo**

Il suolo rappresenta una delle risorse naturali primarie per l'esercizio delle attività agricole e la sua qualità viene valutata in base alla sua capacità di ospitare delle coltivazioni che danno produzioni sostenibili, ovvero dal suo grado di fertilità che è strettamente correlato a processi biologici, fisici e chimici che si svolgono al

suo interno. D'altra parte, l'intensificazione delle attività agricole ha spesso innescato dei fenomeni di degrado del suolo con decadimento delle sue proprietà chimiche, fisiche e biologiche. Nei casi peggiori il degrado ha reso il suolo una risorsa naturale non rinnovabile (Trisorio, 2004).

Per confrontare le performance dei metodi biologico e convenzionale sulla gestione della risorsa suolo, la maggior parte degli studi fa riferimento a quattro indicatori:

- i) contenuto di sostanza organica;
- ii) struttura;
- iii) livello di attività biologica;
- iv) erosione.

Tali indicatori, molto più di altri, sono sensibilmente influenzati dall'attività antropica ed incidono significativamente sulla qualità del suolo nel breve periodo (AAVV, 2002).

#### *4.3.1 La sostanza organica*

Nel terreno agrario, come in quello naturale, è sempre presente una certa quantità di sostanza organica (s.o.) di varia origine in differente stato di evoluzione.

Negli ultimi decenni, l'intensificazione produttiva e la meccanizzazione hanno favorito un depauperamento della s.o.. Di conseguenza, le funzioni svolte dalla s.o. sono parzialmente surrogate dalla fertilizzazione che restituisce gli elementi nutritivi asportati dalle colture e migliora la fertilità in senso lato. Proprio in merito alla natura dei fertilizzanti utilizzati, avviene la prima distinzione fra agricoltura biologica e convenzionale. A differenza del metodo convenzionale, infatti, quello biologico ricorre esclusivamente a fertilizzanti organici che possono essere di origine mista (letame), animale (liquame) o vegetale (residui colturali).

Un aspetto di grande interesse nella valutazione della capacità fertilizzante riguarda il comportamento della s.o. che essi apportano al terreno. Sebbene il letame sia il fertilizzante più efficace nel ripristino delle funzioni della s.o., la sua disponibilità è ormai limitata. I nuovi sistemi di allevamento, infatti, raccolgono le deiezioni solide e liquide nei cosiddetti liquami zootecnici, il cui smaltimento è stato talvolta accompagnato da problemi ambientali (inquinamento delle acque) e

peggioramento della fertilità dei suoli, più evidenti nelle aree a forte intensità zootecnica.

L'agricoltura biologica, per mantenere la fertilità del terreno, oltre all'utilizzo di letame, ricorre sovente alla tecnica del sovescio, ossia l'interramento di tutta la vegetazione di una coltura eseguita appositamente per favorire la fertilità del suolo. Spesso come pianta da sovescio viene utilizzata una leguminosa, il terreno viene così arricchito anche di un certo quantitativo di azoto derivato dalla fissazione simbiotica e l'apporto di sostanza organica raggiunge valori di 4-7 t/ha. Recentemente si è notevolmente accresciuto l'interesse verso l'impiego delle colture da sovescio fonte di azoto alternativa alla concimazione organica (Muller *et al.*, 2006; Askegaard e Eriksen, 2008). In alcuni paesi, infatti, si stanno cercando alternative alla letamazione perché, soprattutto nelle aree sensibili, potrebbero avere effetti negativi non tanto sul terreno quanto sulla qualità delle acque.

Il contenuto di s.o. del terreno viene valutato in termini di carbonio organico. Nella realtà europea, nei terreni coltivati con metodo biologico si riscontra una quantità di carbonio sostanzialmente più elevata rispetto ai terreni convenzionali, grazie all'impiego di concimi animali, di compost, dei sovesci, interrimento dei residui vegetali e l'inserimento nelle rotazioni di colture miglioratrici che favoriscono il ripristino della fertilità del terreno (trifoglio, prati, leguminose). Tutti questi apporti di sostanza organica aumentano il contenuto di carbonio nel suolo grazie ai processi di decomposizione aerobica (Niggli *et al.*, 2007; Pimentel *et al.*, 1992). Ciò si traduce in un aumento delle capacità di sequestro del carbonio da parte del terreno con effetti positivi anche sul contenimento delle emissioni di gas serra (Mader *et al.*, 2002). Inoltre, alcuni autori (Harris *et al.*, 1994) hanno dimostrato che l'azoto ( $N_{15}$ ) trattenuto nel terreno un anno dopo la sua applicazione, nel sistema biologico varia dal 47-38% mentre nel convenzionale scende al 17%.

In Italia, uno studio triennale condotto da Canali (2003) su agrumeti, ha rilevato come nel suolo coltivato con metodo biologico si riscontrino elevati contenuti di carbonio mineralizzato, elevati livelli di umificazione, un'elevata quantità di nutrienti e carbonio e una migliore efficienza della sostanza organica. Più recentemente, Ciaccia (2008), considerando un periodo di prove sperimentali più lungo, ha riscontrato effetti positivi sul contenuto di sostanza organica dei suoli coltivati con metodo biologico. Questi ultimi, infatti, sembrano evidenziare rispetto ad analoghi terreni gestiti con sistema convenzionale, una maggiore densità microbica ed una maggiore attività della stessa. Secondo lo stesso autore, analoghi risultati possono essere ottenuti nel sistema convenzionale adottando accorgimenti

agronomici in grado di migliorare il contenuto di sostanza organica come l'utilizzo di ammendanti organici, l'inerbimento o i sovesci.

#### 4.3.2 *Livello di attività biologica*

Il terreno agrario è un substrato “*vivo*” nel senso che è sede di una complessa attività biotica che coinvolge le trasformazioni della sostanza organica e, più o meno direttamente, i principali elementi nutritivi ed alcune importanti proprietà fisiche e chimiche. Le colture agrarie risentono fortemente l'influenza diretta o indiretta di questi processi sia per quanto concerne i loro riflessi sulla fertilità del suolo che per i fenomeni di competizione e di parassitismo. Gli organismi interessati a questi fenomeni sono animali e vegetali di ordine elevato ed inferiore (microrganismi).

La flora e la fauna tellurica facilitano la decomposizione dei residui e la circolazione delle sostanze nutritive, pongono le colture a riparo da alcuni agenti patogeni e recano beneficio alle attività agricole. Fra la fauna tellurica di ordine superiore vi sono i topi e le arvicole, generalmente dannosi perché si nutrono a spese delle piante e scavano gallerie rompendo gli apparati radicali.

I lombrichi invece esercitano costantemente un'azione positiva sulle proprietà del terreno, in particolare sulla struttura. Numerosi sono gli insetti che svolgono anche solo parte del proprio ciclo vitale nel terreno. Generalmente sono specie dannose che si nutrono a spese delle piante coltivate ma danno anche vita a processi pedogenetici (es. termiti, ditteri, coleotteri, collemboli), a relazioni utili con altre specie (predazione) e hanno un'azione diretta o indiretta sulla microflora. Infine fanno parte della fauna tellurica anche i protozoi che generalmente intervengono nell'equilibrio biologico, attraverso azioni di degradazione e sintesi organica.

Il ruolo ecologico della fauna è sostanzialmente indiretto, perché agisce da stimolatore per la microflora: sminuzza la materia organica rendendola più accessibile, esercita un ruolo regolatore sulla microflora, contribuisce a determinare l'equilibrio batteri/funghi, ecc. La microflora tellurica condiziona la dotazione enzimatica del suolo, interviene nel ciclo del carbonio e dell'azoto e promuove la fissazione asimbiotica.

Generalmente, l'attività tellurica viene associata anche alla presenza dei lombrichi nel terreno, in quanto sono più facilmente osservabili e sono più sensibili

ai cambiamenti climatici. Dall'osservazione di questi invertebrati nel suolo sono emerse opinioni contrastanti sul ruolo esercitato dall'agricoltura biologica in merito alla loro presenza. Alcuni studi non evidenziano, infatti, una chiara relazione tra la conversione all'agricoltura biologica e l'entità della popolazione di lombrichi presente nel suolo, altri invece ne hanno riscontrato un aumento (Axelsen e Elmholt, 1998).

L'effetto del metodo biologico sui microrganismi è ancora incerto. Se da una parte la rinuncia ai pesticidi (es. erbicidi) dovrebbe attenuare la pressione antropica sui microrganismi, dall'altro non è chiaro l'effetto esercitato dalla sostituzione dei fertilizzanti di sintesi con quelli organici. Ad esempio, le maggiori rese associate all'uso di fertilizzanti nel sistema convenzionale, potrebbero determinare maggiori residui colturali e quindi un'elevata attività microbica; per contro, i concimi di sintesi sarebbero causa di stress osmotico nei microrganismi. D'altra parte, sembra che la minor presenza di lombrichi sia imputabile per lo più alle lavorazioni meccaniche (es. aratura).

Vanno infine rilevati gli effetti dei microrganismi in termini di contributo alla biodiversità. Molti studi sperimentali rilevano un incremento della biodiversità nei suoli condotti con metodo biologico (Pimentel *et al.*, 1992; Troeh e Thompson, 1993; Lavelle e Spain, 2001); ad esempio gli artropodi a ettaro variano da 2 a 5 milioni e gli insetti tellurici da 1 a 5 milioni (Lavelle e Spain, 2001; Gray, 2003). L'incremento della biodiversità diviene più evidente quando si analizza un periodo di tempo più lungo (Stolze *et al.*, 2000). Ad esempio si stima che, se l'intera SAU della Danimarca adottasse il metodo biologico, la biomassa microbica complessivamente presente nei suoli e la densità dei lombrichi aumenterebbero rispettivamente del 77% e del 154% (Bichel Committee, 1999). Infine, alcuni autori (Mader *et al.*, 2002; Wander *et al.*, 1994) hanno dimostrato che la respirazione nel suolo condotto con sistema biologico è più elevata che nel convenzionale (fino al 50% in più); questa è legata non solo alla maggior presenza microbiologica ma anche ad un più elevato tasso di metabolismo (Lavelle e Spain, 2001).

#### 4.3.3 *Struttura del suolo*

La struttura del suolo - intesa come localizzazione spaziale fra le particelle elementari di terreno, modalità e intensità dei legami - è in grado di influenzare direttamente sia la fertilità del suolo in senso lato che la tecnica agronomica (Giardini, 2004).



I fattori che influenzano la struttura del suolo sono in primo luogo la sostanza organica che migliora lo stato d'aggregazione, quindi gli apparati radicali delle piante che apportano residui organici ed hanno un effetto meccanico diretto che favorisce l'aggregazione in seguito all'accrescimento delle radici, come pure le lavorazioni che possono condizionare la struttura in senso positivo o negativo. Un tipo di effetto negativo piuttosto frequente è invece il calpestamento delle macchine che comporta una riduzione permanente della porosità del terreno e quindi del suo volume apparente (costipamento).

Non vi è unanimità di opinioni sugli effetti dell'agricoltura biologica dal punto di vista della struttura del suolo: alcuni hanno osservato proprietà fisiche migliori nei terreni gestiti con metodo biologico (Reganold, 1993; Stockdale *et al.*, 2001; Shepherd *et al.*, 2002), benché in qualche caso i lievi miglioramenti osservati non fossero statisticamente significativi (Gardner e Clancy, 1996); secondo altri (Stolze *et al.*, 2000), invece, non vi sarebbero differenze di rilievo, nemmeno estendendo l'orizzonte di analisi su più anni (Raupp, 1995; Alfoldi, 1995). Probabilmente, tale fattore dipende in misura significativa dalle modalità con cui gestiti i terreni con metodo biologico e convenzionale. Infatti, se da un lato l'agricoltura biologica può migliorare la struttura del terreno grazie alla coltivazione di leguminose che aumentano il profilo di suolo esplorato dalle radici dall'altro, il calpestamento delle macchine, piuttosto frequente anche in questo tipo di agricoltura, diminuisce la porosità del terreno creando impedimenti alle radici.

#### 4.3.4 *Il rischio di erosione*

L'erosione è un fenomeno che si verifica quando agenti esogeni come l'acqua o l'aria staccano materiali solidi dalla loro sede e li allontanano sensibilmente. Tale fenomeno si manifesta maggiormente nei terreni coltivati rispetto a quelli naturali, perché porzioni più o meno ampie di superficie possono restare scoperte in alcuni periodi dell'anno. In linea generale, i danni da erosione sono fortemente influenzati dalle pratiche agronomiche, dall'ordinamento colturale (seminativo, prato, arboreto) e variano per natura e intensità in funzione delle condizioni pedoclimatiche del territorio.

Si riscontrano due principali tipologie di erosione, a seconda degli agenti che le hanno provocate: i) idrica, più frequente negli ambienti piovosi e sui terreni in pendenza, come ad esempio nell'Italia settentrionale; ii) eolica, diffusa nei luoghi con elevata ventosità.

Nel caso di erosione idrica si può avere la sottrazione di superficie produttiva, l'intralcio alla gestione agraria e il pericolo di una progressiva espansione del fenomeno. Con un'erosione idrica laminare si arriva addirittura, nelle situazioni estreme, al denudamento della roccia madre e alla perdita totale della produttività della superficie interessata. In modo analogo agisce anche l'erosione eolica, la quale comporta l'asportazione dello strato superficiale del terreno con inconvenienti come la riduzione dello strato attivo del suolo con conseguente diminuzione della fertilità e possibile isterilimento, l'asportazione di semi e lo scalzamento delle colture, il ricoprimento di appezzamenti e piante in seguito a sedimentazione e l'intasamento di manufatti con intralcio alla loro funzionalità (strade, fossi, ecc.). In entrambi i tipi di erosione, se il fenomeno avviene rapidamente si verifica un repentino abbassamento della fertilità generale del suolo.

L'erosione da parte degli agenti atmosferici, secondo alcuni rappresenta la principale causa di degrado del suolo a livello mondiale (Oldeman, 1994) e provoca problemi notevoli sia di tipo privato che pubblico: i) a livello di azienda, comporta una perdita di suolo superficiale fertile e di nutrienti, nonché dei mutamenti nelle proprietà di trattenere e lasciar percolare l'acqua; ii) a livello di collettività, il suolo eroso può depositarsi su strade e bacini e può innalzare la concentrazione di pesticidi, di nutrienti e di altri input agricoli nelle acque superficiali. Per avere un'idea del fenomeno, basti pensare che in alcuni importanti bacini appenninici, sono state segnalate erosioni medie da 5 a 80 t/ha per anno che corrispondono ad abbassamenti del terreno pari a circa 0,4-6 mm/anno.

Per quanto riguarda l'agricoltura biologica, il suo rapporto rispetto al fenomeno erosivo è incerto. Da un lato, la rinuncia agli input sintetici impone, per molte colture, di lasciare maggiori distanze tra i filari e provvedere più frequentemente alle lavorazioni meccaniche che aumenterebbero il rischio di erosione (O'Riordan e Cobb, 2001; Stolze *et al.*, 2000). Per contro, la presenza frequente di frangivento naturali come siepi, alberature, cespugli, presenti in questo tipo di agricoltura, potrebbero limitare significativamente l'erosione eolica. Tuttavia, è da rilevare che uno dei metodi più efficaci nel controllo dell'erosione è costituito dal mantenimento della copertura vegetale sul terreno e alcuni risultati sperimentali, nonché l'evidenza empirica sembrano suggerire che, nel complesso, la conversione all'agricoltura biologica porti una riduzione di tale rischio (Stolze *et al.*, 2000; Dabbert, 2003).

## 4.4 La qualità della risorsa idrica

L'acqua rappresenta più di ogni altra risorsa un elemento essenziale alle attività agricole e al sostegno della vita. Il suo valore economico è composto da un valore d'uso che può essere diretto (irrigazione, generazione elettrica), indiretto (ricreativo) e d'opzione (es. valore di non artificializzare un fiume e lasciare aperta l'opzione di farlo in futuro), e da un valore di non uso rilevante come quello di esistenza (es. conservazione di un ecosistema fluviale di particolare importanza culturale e simbolica) e il valore di lascito (desiderio di tutela per le generazioni future).

Il valore complessivo della risorsa è fortemente condizionato dalla qualità da cui dipendono le destinazioni o funzioni di uso. In molte zone la qualità dell'acqua presenta scadimenti tali da limitarne l'impiego, con gravi conseguenze sulle attività umane e produttive, nonché sull'ambiente. L'acqua risulta inquinata quando le sue proprietà chimiche, fisiche e biologiche si discostano dalle condizioni ritenute ottimali per un determinato impiego. La sua qualità viene determinata da alcuni parametri chimici come il SAR, il BOD, il COD<sup>31</sup>, la presenza di tracce di elementi tossici e di sostanze organiche di origine sintetica; da parametri fisici come la temperatura, il colore e la torbidità; ed infine da parametri microbici come la presenza di colibatteri, streptococchi e salmonelle. Dal valore di tali parametri, essa viene classificata in diversi impieghi: dalla classe A, adatta all'uso potabile, alla classe E in cui ricadono acque di pessima qualità, solo per uso industriale.

Le cause di inquinamento possono essere diverse, da un tipo di inquinamento naturale, dovuto ad esempio a fenomeni erosivi, a quello artificiale che può essere diffuso o puntuale. L'inquinamento diffuso viene identificato principalmente con quello provocato dalle attività agricole e dalle attività ed opere inerenti la viabilità; che si caratterizzano perché immettono le sostanze inquinanti nell'ambiente interessando superfici estese, in modo variabile nelle diverse località, ad intervalli temporali irregolari e sotto l'influsso di interazioni tra variabili antropiche e naturali.

Ponendo l'attenzione sul valore delle esternalità dell'acqua, non sempre è possibile ricostruire la curva di domanda per questo bene. Infatti, data la molteplicità dei suoi utilizzi nei diversi ambiti, è difficile determinare i livelli di soddisfazione dei diversi stakeholders e quindi la loro WTP (Tabella 9).

---

<sup>31</sup> SAR - ione sodio in rapporto al magnesio; BOD - domanda biologica di ossigeno; COD - domanda chimica di ossigeno.

Tabella 7 – Usi, stakeholders e indicatori di soddisfazione

<b>Stakeholder</b>	<b>Indicatori di soddisfazione</b>
Usi agricoli	Accesso alla risorsa Qualità e quantità della risorsa Sicurezza della risorsa Vulnerabilità
Usi industriali	Accesso alla risorsa Qualità e quantità della risorsa Sicurezza della risorsa Vulnerabilità
Usi idroelettrici	Quantità dell'acqua
Usi civili	Accesso alla risorsa Qualità e quantità della risorsa Sicurezza della risorsa Vulnerabilità Prezzo medio
Usi ricreativi	Indice di gradimento

L'agricoltura contribuisce in modo massivo alla domanda di acqua, e dunque è fortemente interessata alla sua valorizzazione e alla sua conservazione. In un ambiente mediterraneo, l'agricoltura è responsabile per oltre il 60% dei consumi complessivi di acqua (Napoli, 2006).

All'interno del territorio agricolo, tale risorsa subisce una serie di trasformazioni delle proprie caratteristiche che ne determinano la qualità. Infatti, l'acqua che permea i terreni agrari può cedere alcune sostanze ed arricchirsi di altre, con conseguenze positive o negative per la sua qualità. Se da un lato il terreno agrario può agire da filtro (Anon, 1999), restituendo acque migliori di quelle in ingresso, dall'altro può fungere da sorgente diffusa di inquinamento. Per valutare la risorsa in un contesto agricolo, quindi, devono essere considerati numerosi elementi di rischio ambientale e, a seconda di come ci si pone, si possono avere esternalità positive o negative. Positive, in quanto essa consente di combattere dei fenomeni di degradazione a larga scala nelle aree aride o secche (desertificazione) rallentando o prevenendo la comparsa di sterilità funzionale dei suoli; negative, quando l'utilizzo dell'acqua avviene in maniera eccessiva e non relazionata alle caratteristiche peculiari del territorio. In questo caso si possono favorire degli effetti di degradazione a breve come l'erosione, ed a medio-lungo termine come l'accumulo di soluti/sali nelle acque superficiali e nei suoli. Infine, ci sono delle esternalità legate all'intervento irriguo, come ad esempio i livellamenti e i movimenti di terra o il possibile spreco idrico legato ad una bassa efficienza

irrigua del sistema suolo-coltura. I principali agenti inquinanti di origine agricola che influenzano la qualità della risorsa idrica sono:

- l'azoto e il fosforo, elementi nutritivi indispensabili alle piante. Pur essendo sostanze metabolizzabili, un loro impiego massivo ne determina l'entrata nei processi fisiologici dell'ambiente, dando origine a fenomeni di eutrofizzazione;
- i fitofarmaci, che sebbene siano sostanze di difficile metabolizzazione, spesso esercitano un'azione tossica nei confronti degli organismi viventi diversi da quelli obiettivo;
- i sedimenti, prodotti dall'azione erosiva delle acque di ruscellamento superficiale. Hanno un effetto sull'ambiente di tipo diretto, alterando l'ecologia dei corpi d'acqua a seguito di una maggiore torbidità, e di tipo indiretto, attraverso i fenomeni di adsorbimento di diverse sostanze chimiche, come ad esempio il fosforo.

Per una corretta gestione della risorsa, bisogna tener presente alcuni aspetti peculiari che tendono a caratterizzarne le manifestazioni. In primo luogo il carattere diffuso del fenomeno, che ne rende problematico il monitoraggio. Segue la mancanza di semplici relazioni causa-effetto; infatti, i fenomeni di rilascio di nutrienti e prodotti chimici non sono spiegabili solo conoscendo gli input, ma dipendono da complesse relazioni che si instaurano nel sistema pianta-suolo-atmosfera. Risulta anche impossibile governare completamente il fenomeno, in quanto solo una parte dei processi di inquinamento dipende da variabili antropiche. Infine, sulla risorsa interagiscono una molteplicità di fattori; la componente antropica del fenomeno, a livello territoriale, è determinata dalla combinazione degli effetti di una miriade di soggetti, ognuno dei quali gestisce porzioni relativamente piccole del sistema complessivo.

Focalizzando l'attenzione sulle performance del sistema convenzionale e biologico sulla risorsa acqua, in primo luogo è da rilevare che il contenuto di sostanza organica del suolo coltivato biologicamente, riconosciuto come più elevato, conferisce al terreno una maggiore capacità di ritenzione dell'acqua e le colture sembrano soffrire meno degli stress idrici. Ad esempio, da uno studio condotto da Pimentel *et al.* (2005) è stato rilevato che negli anni siccitosi, le rese del mais nel sistema a rotazione triennale erano superiori del 22% rispetto al sistema convenzionale. Tuttavia, il maggior contributo del sistema biologico sulla salvaguardia della qualità di questa risorsa è dato dal rapporto con gli input di nutrienti e agrofarmaci.

Per quanto riguarda l'azoto, l'agricoltura convenzionale fa largo uso di fertilizzanti di sintesi integrati talvolta da letamazioni, mentre l'agricoltura biologica fa ricorso esclusivamente alla concimazione organica. Da un punto di vista teorico, quindi, è meno probabile che in un'azienda biologica si verifichino dei surplus, anche perché il letame contiene forme stabili di azoto (Shepherd *et al.*, 2003).

Alcune pratiche dell'agricoltura biologica, per contro, se impiegate in modo scorretto, pongono esse stesse dei rischi di inquinamento idrico; ad esempio: se il compostaggio del letame è svolto su superfici non pavimentate, è possibile che la parte liquida filtri e contami le acque oppure quando non viene gestito correttamente l'azoto accumulato dalle leguminose (Stolze *et al.*, 2000).

Riguardo agli effetti inquinanti dell'azoto, le opinioni espresse nella letteratura appaiono contrastanti. Il pensiero prevalente negli anni novanta era che l'adozione del metodo biologico avrebbe determinato una riduzione della pressione azotata sul terreno con riduzione dei rilasci anche se con variazioni in base al tipo di appezzamento e fase della rotazione (Shepherd *et al.*, 2003). Complessivamente, le percolazioni dei nitrati dai suoli coltivati biologicamente erano inferiori ai medesimi suoli coltivati in modo convenzionale (Younie e Watson, 1992; Braudhuber e Hege, 1992; Eltun, 1995). Per alcuni autori tale percentuale si aggirava sul 20-57% (Stolze *et al.*, 2000), per altri tali percentuali erano più elevate (Hansen *et al.*, 2001); solamente nello studio condotto da Pimentel *et al.* (2005) il rilascio di azoto nei due sistemi agronomici risultava essere simile. Tuttavia, è da considerare che i benefici dell'agricoltura biologica in termini di minor apporto di nitrati tende a ridursi mano a mano che la legislazione in materia si fa più stringente per i produttori convenzionali (Stolze *et al.*, 2000).

Per contro, prendendo in esame le perdite di azoto per unità di prodotto, anziché per unità di superficie, la performance dell'agricoltura convenzionale risulta migliore. Sebbene questo secondo approccio sia più corretto da un punto di vista teorico, la sua rilevanza è abbastanza scarsa nel contesto comunitario, ove si riscontrano problemi legati alla sovrapproduzione agricola e al contempo si mira ad evitare l'abbandono dei terreni marginali (Dabbert, 2003).

Per quanto riguarda gli agrofarmaci, l'agricoltura biologica, non permettendo l'uso della maggior parte dei pesticidi, è per lo più immune dai problemi legati al loro impiego (Pimentel *et al.*, 2005). Sebbene alcune pratiche di controllo degli agenti patogeni nei sistemi convenzionali ricorrano in misura limitata ai prodotti chimici e quindi diminuiscano il rischio di inquinamento delle

acque, nessuna di queste soluzioni sembra in grado di mitigarlo, come nel caso dell'agricoltura biologica (Stolze *et al.*, 2000). Riguardo alla limitata gamma di pesticidi consentiti dagli standard del metodo biologico, non esistono studi che riportino valutazioni sulle loro contaminazioni. Anche ipotizzando che tali sostanze consentite non siano esenti da effetti negativi analoghi a quelli dei metodi convenzionali, le forti restrizioni al loro impiego comportano rischi di inquinamento molto meno consistenti (Shepherd *et al.*, 2003).

Infine, per quanto riguarda il fosforo, sebbene le quantità di composti fosforici di origine agricola siano modeste in termini assoluti, è da rilevare che anche con limitati quantitativi essi possono originare rilevanti fenomeni di eutrofizzazione. A differenza dei nitrati e dei pesticidi, tali elementi raggiungono le acque legati a particelle di suolo erose. Alcuni studi non sembrano evidenziare differenze significative anche perché non si dispone di informazioni dettagliate sulla performance comparata dei due sistemi produttivi dal punto di vista delle perdite di fosforo (Shepherd *et al.*, 2003). Da una ricerca condotta da Bichel Committee in Danimarca è emerso come nel sistema biologico vi sia un minor surplus di questo elemento nei terreni, di conseguenza è ipotizzabile che il rischio di lisciviazione sia inferiore rispetto a quello riscontrabile nel sistema convenzionale (Hansen *et al.*, 2000).

#### **4.5 Le emissioni di gas serra**

L'agricoltura influenza la qualità dell'aria attraverso le emissioni dei principali gas serra e la diffusione dei pesticidi. Le emissioni di gas serra del settore agricolo rispetto al totale nazionale, espresse in equivalenti di anidride carbonica<sup>32</sup>, ammonterebbero a circa il 92% per l'ammoniaca (NH<sub>3</sub>), all'8,3% per il protossido di azoto (NO<sub>2</sub>), al 46% per il metano (CH<sub>4</sub>) e all'1,7% per la CO<sub>2</sub>. Tali valori sembrano stabili nel decennio 1996-2005 (Istat, 2008).

Il settore primario sarebbe responsabile di rilevanti emissioni di monossido di carbonio (CO), polveri sottili (PM<sub>10</sub>) e ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>) che nel corso del 2005 avrebbero contribuito rispettivamente al 33, 31 e 11% delle corrispondenti emissioni nazionali. Tali emissioni sono attribuibili per lo più ad attività di servizio

---

<sup>32</sup> Il coefficiente di conversione dei gas serra in equivalenti di CO<sub>2</sub> varia fortemente in funzione del tipo di emissioni. Ad esempio, per il metano è 21, per il protossido di azoto è 310.

al settore primario quali l'incenerimento di rifiuti e residui agricoli e il trasporto (Istat, 2008).

Per quanto riguarda la CO<sub>2</sub>, il suo rapporto con l'agricoltura è ambivalente. Da un lato le attività agricole contribuiscono alla fissazione di CO<sub>2</sub> grazie alle coltivazioni, dall'altro ne aumentano le emissioni complessive, attraverso l'utilizzo di combustibili fossili per le lavorazioni meccaniche, e l'impiego di input chimici, la cui produzione consuma energia fossile. Rispetto alla fissazione del carbonio, i risultati sperimentali non evidenziano differenze fra il sistema biologico e quello convenzionale (in media 23 t/anno/ha) (Köpke e Haas, 1995). Sotto il profilo del bilancio dei materiali e dell'efficienza energetica la sperimentazione ha evidenziato che il sistema biologico, rispetto a quello convenzionale, abbassa le emissioni di CO<sub>2</sub> tra il 48 e il 66%; in valori assoluti, le emissioni di CO<sub>2</sub> del biologico variano da 0,38 a 0,60 t/ha contro 0,73 e 1,25 t/ha del convenzionale (Stolze *et al.*, 2000; Hass e Koepke, 1994; SRU, 1996; Rogasik *et al.*, 1996). Tali risultati sarebbero attribuiti alla migliore efficienza energetica dell'agricoltura biologica, che non utilizza fertilizzanti di sintesi, agrofarmaci e mangimi concentrati. In questo contesto, va rilevato il ruolo del suolo come risorsa in grado di controllare i processi di fissazione della CO<sub>2</sub>. Questa tematica è stata sviluppata nel paragrafo relativo al suolo.

Per quanto riguarda le emissioni di NO<sub>x</sub>, sebbene rappresentino un fenomeno rilevante per l'elevata pericolosità ambientale di questo gas nell'atmosfera, le sperimentazioni sono ancora limitate. Ciò è dovuto al fatto che gli ossidi di azoto sono liberati in atmosfera in modo discontinuo o intermittente (Shepherd *et al.*, 2003). Teoricamente, è plausibile che l'agricoltura biologica, non facendo uso di fertilizzanti azotati, sia meno coinvolta nei problemi di dilavamento di questi prodotti, fenomeno che aumenta i rischi di emissioni di NO<sub>x</sub> nei sistemi convenzionali (Shepherd *et al.*, 2003). Diversi autori (Stolze *et al.*, 2000), sostengono che l'attività delle leguminose, frequentemente inserite nelle rotazioni del sistema biologico, comporti rischi di emissione di NO<sub>x</sub>, ma su livelli inferiori a quelli del dilavamento; in altre parole, il sistema biologico dovrebbe attenuare il rischio di emissioni NO<sub>x</sub> rispetto al convenzionale.

Le emissioni di metano (CH<sub>4</sub>) sono invece associate alle attività zootecniche, e specificamente ai processi digestivi dei ruminanti ed alla fermentazione delle deiezioni (Stolze *et al.*, 2000; Shepherd *et al.*, 2003). I volumi di emissioni sono influenzati dal carico di bestiame, dalla specie allevata, dalla dieta, dalla produttività e dal sistema di gestione delle deiezioni. La letteratura che mette a confronto le performance dei due sistemi di agricoltura risulta ancora scarsa. Allo



stato attuale si ritiene che il sistema biologico comporti livelli di emissioni di metano addirittura superiori al metodo convenzionale, soprattutto nel caso dell'allevamento da latte, in quanto l'estensivizzazione provocherebbe un'accelerazione dei processi fermentativi (Naturvårdsverket, 1997; Stolze *et al.*, 2000; Shepherd *et al.*, 2003). Tuttavia, una ridotta densità di capi potrebbe riportare le emissioni di metano dell'allevamento biologico sui livelli simili a quelli del metodo convenzionale (Stolze *et al.*, 2000; Shepherd *et al.*, 2003).

Le emissioni di ammoniaca (NH<sub>3</sub>) di natura agricola, provengono per lo più dalla distribuzione di fertilizzanti ureici e, soprattutto, dalle deiezioni animali. L'entità delle emissioni di NH<sub>3</sub> è influenzata dalla quantità di azoto che gli animali assumono con la dieta, dal tempo che trascorrono al pascolo, dal tipo di stabulazione e dalle modalità di trattamento e gestione delle deiezioni. Tuttavia, sebbene alcuni accorgimenti riescano a ridurre le emissioni in una singola fase di questo processo, è possibile che tale risparmio sia vanificato in una fase successiva. Ad esempio, il compostaggio delle deiezioni promosso dal sistema biologico determina il rilascio nell'aria di quantità importanti di ammoniaca, ma questo si può tradurre in emissioni minori rispetto al metodo convenzionale nella successiva fase di spandimento del letame (Shepherd *et al.*, 2003). Uno studio condotto in Svezia sulla produzione bovina da latte (Lundström, 1997) ha dimostrato che i due sistemi producono valori di NH<sub>3</sub> simili. In particolare, lo studio ha evidenziato che per ogni chilogrammo di prodotto le aziende convenzionali emettevano 4,8 g di azoto equivalente contro i 4,6 g di quelle biologiche. Rapportando, invece, le emissioni di ammoniaca alle unità di superficie anziché a quelle di prodotto, l'agricoltura biologica evidenzia una performance superiore rispetto ai sistemi convenzionali, grazie ai minori carichi di bestiame a ettaro (Shepherd *et al.*, 2003).

# CAPITOLO 5

## IL CASO DI STUDIO\*

### 5.1 Premessa

Come già accennato nei capitoli precedenti, la valutazione delle esternalità ambientali dell'agricoltura biologica presenta numerose difficoltà di carattere metodologico. In questo studio si è optato per una valutazione differenziale, ovvero per un confronto tra effetti ambientali del metodo biologico rispetto a quello convenzionale. Ciò significa che si procederà ad una valutazione del valore marginale e non totale delle esternalità ambientali. Questo approccio appare più coerente con l'obiettivo del presente studio come pure con un ampio corpo della letteratura su questo argomento (Dabbert 2003; Stolze *et al.*, 2000). Restano comunque delle difficoltà di carattere tecnico ed economico il cui superamento necessita di:

- i) delineare da un punto di vista tecnico e agronomico le pratiche biologiche e convenzionali (ampia gamma di modalità di applicazione del metodo biologico e convenzionale);
- ii) delimitare l'area di valutazione (ampia variabilità nelle caratteristiche territoriali e ambientali) e l'orizzonte temporale;
- iii) definire l'unità di confronto (superficie o produzione);
- iv) scegliere il più appropriato metodo di valutazione (preferenze imputate, rivelate, dichiarate);
- v) individuare lo studio o procedura di stima (primario o secondario);
- vi) ridurre il rischio dei doppi conteggi nel processo di aggregazione dei valori attribuiti ai servizi ambientali riconducibili direttamente o indirettamente alle attività agricole.

In primo luogo è necessario individuare in modo chiaro cosa si intende per metodo biologico e metodo convenzionale. Nei paragrafi precedenti è stato più volte sottolineato che non è possibile stabilire in modo univoco nessuno dei due

---

\* Luca Rossetto (5.1, 5.2, 5.4, 5.6, 5.7, 5.8) e Angela Menguzzato (5.3, 5.5).

metodi. Questa difficoltà si ricollega ad un'altra questione ampiamente dibattuta sia a livello tecnico-economico che politico-istituzionale<sup>33</sup>: l'individuazione di un livello di riferimento (o valore soglia) che stabilisce il livello al di sotto del quale l'attività agricola produce dei costi esterni (esternalità negative) e al di sopra del quale l'agricoltura genera dei servizi ambientali (esternalità positive) o almeno non produce esternalità negative. A tale proposito, va rilevato che il graduale riorientamento dell'agricoltura convenzionale verso pratiche più ecocompatibili tende ad abbassare il differenziale tra biologico e convenzionale. Questo processo è stato incentivato dall'UE negli anni novanta con i regolamenti agroambientali (regg. 2078/92 e 2080/92) e, successivamente, legando l'accesso alle sovvenzioni ai requisiti minimi ambientali (condizionalità o *cross compliance*), definiti nei criteri di gestione obbligatorie dal codice di buona pratica agricola (BPA) nonché dalle misure agroambientali previste dai piani di sviluppo rurale. Se l'assetto normativo può contribuire a fornire delle indicazioni più precise sul livello di riferimento tra pratiche convenzionali e biologiche, la realtà produttiva è invece caratterizzata da una forte variabilità nelle pratiche agricole, sia convenzionali che biologiche (Figura 8)<sup>34</sup>.

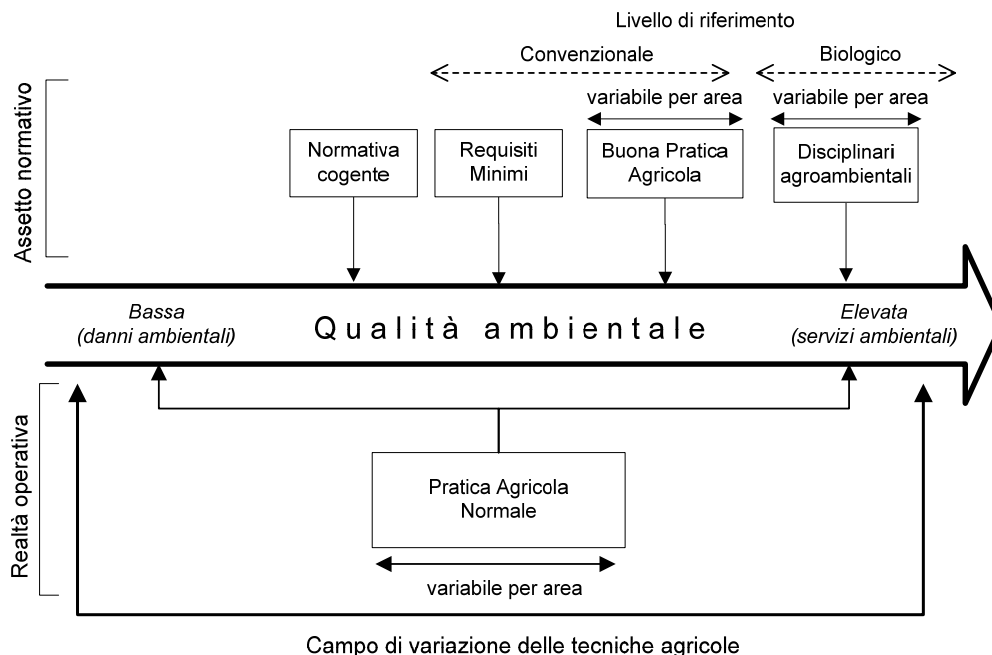
Questa ampia gamma di comportamenti non è generalizzabile o riconducibile a degli schemi standardizzati ed è il risultato di scelte tecniche influenzate da svariati fattori, di natura professionale, sociale nonché ambientale e territoriale. Ad esempio, un agricoltore biologico che riesce a gestire in modo attento la letamazione organica potrebbe abbassare in modo significativo il rischio di inquinamento da nitrati; per contro, un agricoltore "convenzionale" preparato potrebbe raggiungere risultati simili anche con la fertilizzazione chimica. È pur vero che una gestione poco attenta della letamazione può portare a perdite di azoto simili a quelle causate da una concimazione chimica eccessiva o bilanciata.

---

<sup>33</sup> L'introduzione dei livelli di riferimento ha un importante significato politico perché, in assenza di mercato (o in presenza di mercati imperfetti) rappresenta: i) per le esternalità positive, il punto oltre il quale è necessaria un'azione collettiva e, quindi, una politica che fornisca agli agricoltori il segnale della domanda sociale di tali beni e servizi; ii) per le esternalità negative, il punto al di sotto del quale la società imputa all'agricoltore il costo di un danno ambientale e può applicare il principio di chi inquina paga (Polluter Pay Principle, PPP) richiedendo il ripristino del valore di riferimento.

<sup>34</sup> In figura, la nozione "normale" assume un significato statistico in quanto indica la frequenza con cui determinate tecniche vengono applicate nella "realtà operativa".

Figura 8 - Norme cogenti, condizionalità, misure volontarie e qualità ambientale



Fonte: Gargano e Sardone, 2004 (modificato)

Vale la pena sottolineare che gli sforzi richiesti per migliorare o mantenere un'elevata qualità ambientale variano in funzione della qualità ambientale di riferimento, ovvero che non c'è linearità nel passaggio da pratiche agricole più inquinanti a sistemi più rispettosi dell'ambiente e la corrispondente qualità dell'ambiente e ciò, come già riportato nel paragrafo precedente, perché i costi marginali della conservazione tendono ad aumentare in modo più che proporzionale mentre i corrispondenti benefici marginali si attenuano rapidamente. D'altra parte ciò va reinterpretato anche alla luce dello stato o qualità ambientale di partenza: gli sforzi per migliorare una qualità ambientale di riferimento insoddisfacente sono infatti relativamente contenuti (benefici elevati) rispetto a un benchmark la cui qualità è già elevata. A titolo esemplificativo, un'azienda biologica localizzata in aree di pianura caratterizzate da una pesante semplificazione degli elementi paesaggistici e della biodiversità potrebbe generare dei benefici marginali superiori rispetto alla stessa azienda situata in un parco o area protetta dove insistono forti vincoli sulle attività agricole.

Queste considerazioni sono strettamente legate al secondo problema metodologico: la variabilità delle condizioni geo-pedologiche, ambientali oltre che di vocazione produttiva in cui si svolge l'attività agricola. È infatti poco realistico confrontare un'azienda convenzionale situata nell'Italia meridionale con una

biologica nell'Italia settentrionale, oppure mettere a confronto la tecnica convenzionale e biologica di un'azienda vegetale con una arborea e ancora meno plausibile è un confronto tra un'azienda in collina e una in pianura. Per superare queste difficoltà è necessario procedere ad un confronto tra aziende omogenee per aspetti territoriali, ambientali ed economico-produttivi.

L'orizzonte temporale della valutazione è invece correlato all'introduzione di normative ambientali sempre più vincolanti (es. direttiva nitrati) e che orientano l'agricoltura convenzionale verso pratiche ecocompatibili, agli sviluppi tecnologici nonché alla crescita della dimensione e/o consolidamento del comparto biologico nel territorio.

Il terzo aspetto è l'unità di misura impiegata per il confronto biologico-convenzionale. La scelta verso un confronto basato su base ettariale o produttiva ha delle implicazioni di carattere politico. Qualora venisse scelta come unità di confronto l'unità di produzione (es. per kg o per ton) si darebbe una maggiore enfasi in conseguenza delle minori rese del metodo biologico rispetto a quello convenzionale e potrebbe mascherare eventuali costi economici come effetti ambientali. Nella letteratura prevale, tuttavia, una base di confronto per unità di superficie anche perché in linea con i criteri impiegati dalle politiche di sostegno dell'agricoltura biologica (Dabbert, 2003).

La scelta del metodo di valutazione va di pari passo con la scelta della procedura di stima. Come già sottolineato in precedenza, i metodo indiretti sono di applicazione immediata ma portano a delle valutazioni sui costi esterni a livello territoriale e/o settoriale e, comunque, richiedono un collegamento diretto o indiretto al mercato. Nel caso dell'acqua di falda, per esempio, alcuni autori (Pretty *et al.*, 2000; Tegtmeyer e Duffy; 2004; Tiezzi, 1999; Görlach e Interviews, 2003; Bontempi *et al.*, 2007) hanno effettuato delle stime sui costi necessari al ripristino delle condizioni di potabilità delle acque. D'altra parte, un'analisi più approfondita mette in evidenza che la maggior parte degli studi sono stati effettuati all'estero, sono approssimativi e tendono a fornire dei valori minimi; gli studi italiani anche se focalizzati sul criterio del costo opportunità valutano la qualità ambientale con riferimento alla produzione sacrificata per preservare l'ambiente (Tiezzi, 1999 Bontempi *et al.*, 2007). Nella maggior parte degli studi si stimano i costi esterni dell'agricoltura in generale o addirittura delle attività antropiche senza alcun riferimento ai metodi o alle componenti.

La limitata letteratura nazionale è in parte spiegata da una scarsa disponibilità di dati (es. costi di depurazione dell'acqua potabile) nonché

dall'ampia e in certi casi repentina variazione delle condizioni ambientali, mentre la presenza di un modello di sviluppo diffuso sul territorio, specialmente nelle aree industrializzate di pianura, porta ad una stretta coesistenza tra attività agricole e non, con inevitabili difficoltà di stima di funzioni di danno ambientale in grado di isolare i costi esterni imputabili esclusivamente all'agricoltura. Nondimeno è possibile giungere con una discreta approssimazione ad una quantificazione degli effetti esterni ma resta il problema della misurazione del contributo dell'agricoltura biologica.

Riguardo invece agli approcci di valutazione, i metodi delle preferenze dichiarate consentono di cogliere tutte le componenti di valore, d'uso e di non uso; per contro, hanno il grosso svantaggio di richiedere tempi lunghi di valutazione e costi elevati. Su questo versante, la letteratura sembra offrire maggiori possibilità per avviare valutazioni con benefit transfer grazie anche alla creazione di database internazionali che raccolgono ormai un discreto numero di studi primari.

L'applicazione di questo percorso valutativo non è tuttavia agevole. Esso, infatti, richiede un notevole sforzo per il trasferimento dei valori dal sito di origine a quello di destinazione e, comunque, non è in grado di fornire misure di significatività statistica dei risultati. Riguardo al primo aspetto è necessario effettuare un'analisi economica e ambientale del sito di destinazione per caratterizzare la popolazione residente e il sito oggetto di studio. A tale proposito, i metodi di quantificazione non monetari come le valutazioni di impatto ambientale o la valutazione ambientale strategica si dimostrano dei validi strumenti nella procedura di benefit transfer.

Infine, per quanto riguarda il problema dei doppi conteggi, si deve porre cura soprattutto quando una risorsa viene valutata utilizzando metodi diversi (es. costi di ripristino dell'acqua di falda per usi potabili e il prezzo edonico dell'acqua in una vicina zona umida) che colgono funzioni diverse ma che si sovrappongono per una quota del valore con inevitabili duplicazioni (Defrancesco *et al.*, 2006).

## **5.2 Il percorso valutativo**

Nel presente studio la valutazione delle esternalità dell'agricoltura biologica è stata effettuata seguendo un percorso di tipo conservativo con l'intento di fornire non tanto delle stime precise e puntuali dei beni e servizi ambientali in qualche modo influenzati dalle attività agricole, quanto un range di valori. Le stime delle esternalità sono state ottenute utilizzando metodi di valutazione diretta (es.

valutazione contingente) e metodi di stima indiretta. Si è inoltre optato per la procedura del *benefit transfer* anziché per le indagini *ad hoc* almeno per due motivi. Il primo è legato all'onerosità e ai lunghi tempi di valutazione, nonché all'elevato numero di effetti e risorse da valutare. Il secondo, ai vantaggi offerti da recenti metodologie di BT e, nello specifico, dalla metanalisi. In generale, questa scelta metodologica viene giustificata dalla necessità di raggiungere un buon compromesso tra sforzi dell'indagine e qualità dei risultati.

Seguendo l'approccio prudenziale, si è proceduto ad una valutazione dei cosiddetti effetti esterni indiretti ascrivibili alla riduzione o mitigazione degli effetti negativi generati dall'agricoltura convenzionale, elementi che spesso suscitano un maggiore interesse nell'opinione pubblica (riduzione dell'inquinamento, impoverimento della fertilità dei suoli, minore erosione, riduzione del rischio di riduzione della biodiversità, ecc.) e che peraltro trovano un maggiore riscontro nella letteratura specifica su questo argomento.

Come già ricordato in precedenza, le esternalità sono state valutate al margine, ipotizzando quindi che il differenziale tra i sistemi convenzionale e biologico sia stimato su base unitaria e non complessiva per non incorrere nelle situazioni di irreversibilità e, più in generale, delle discontinuità nei benefici di beni e servizi ambientali (Costanza *et al.* 1997; Toman, 1998; Bockstael *et al.*, 2000).

Le esternalità ambientali sono state raggruppate in tre principali categorie che corrispondono ad altrettante risorse: qualità dell'acqua; qualità dei suoli; biodiversità. Sono stati pertanto esclusi dalla valutazione monetaria gli effetti che direttamente o indirettamente sono internalizzati dalle aziende (es. efficienza energetica, lavoro), gli effetti per i quali la letteratura ha dimostrato ancora poco interesse o gli effetti dove il contributo dell'agricoltura biologica è ancora incerto e, infine, non sono stati considerati gli effetti su beni e servizi ambientali che si sovrappongono anche se parzialmente con le risorse ambientali già valutate (es. paesaggio e biodiversità). E' stato inoltre incluso, seppur con valutazioni più approssimative e che, quindi, andranno valutate con maggiore cautela, anche effetto esterno di riduzione del rischio sulla salute degli operatori agricoli.

Sulla scorta dei dati rilevati dalle indagini sperimentali effettuate dal Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agroambientali dell'Università degli Studi di Bologna (Unità Operativa di Bologna del progetto SABIO, da ora in avanti Uo Bologna), suffragati anche dalla letteratura, si è optato preferibilmente verso i metodi di valutazione diretta, in grado di cogliere valori di uso e non uso la cui trasferibilità è più agevole rispetto ai metodi di valutazione indiretta. Questa scelta

è stata forzata anche da una scarsa reperibilità o attendibilità di dati indispensabili per giungere ad una valutazione indiretta (es. costi di ripristino o spese di ripristino). Nonostante queste difficoltà, le valutazioni dirette effettuate in questo studio sono state integrate da stime, dirette e indirette, delle esternalità ambientali dell'agricoltura riscontrate in letteratura (Tabella 8). Queste valutazioni sono state trasferite al sito oggetto di studio utilizzando il metodo del value transfer che non consente di esprimere dei pareri di significatività dei parametri ma offre dei segnali di riferimento utili per il confronto con i risultati ottenuti con la metanalisi.

*Tabella 8 – Metodi di valutazione degli effetti esterni dell'agricoltura*

	<b>Acqua (fertilizzanti, pesticidi)</b>	<b>Biodiver-sità (uccelli)</b>	<b>Suolo (erosione, emissioni CO<sub>2</sub>)</b>	<b>Salute (operatori)</b>
Costo di ripristino	X	X	X	
Spese difensive		X		
Prezzi di mercato			X	
Costo opportunità	X			
Valutazione contingente	X	X	X	X
Conjoint choice	X			X

In sostanza, il processo di valutazione delle esternalità dell'agricoltura biologica seguito in questo studio si può suddividere nelle seguenti fasi:

i) fase preliminare. Si tratta delle analisi di carattere sostanzialmente tecnico volte a individuare e misurare gli effetti dell'agricoltura biologica rispetto ai metodi convenzionali. Il termine “preliminare” indica che questa fase è stata realizzata grazie al contributo dell'Uo Bologna.

ii) Fase di caratterizzazione del contesto di studio. Al fine di giungere ad un corretto trasferimento dei valori con la procedura di benefit transfer si è reso necessario procedere all'individuazione e analisi ambientale di un'area studio. La scelta è caduta sulla Regione del Veneto dove, grazie alla disponibilità di dati ambientali, è stato possibile procedere allo studio delle peculiarità di questa area ovviamente con specifico riferimento all'impatto delle attività agricole. Nel contempo si è proceduto all'individuazione dei principali parametri socioeconomici e demografici dell'area di studio necessari per completare il processo di trasferimento dei valori.



iii) Fase di ricerca e screening degli studi primari. Sono stati raccolti studi primari sulla WTP mediante ricerca bibliografica e accesso a database internazionali. Purtroppo, molti studi, tra cui numerosi contributi a livello nazionale, si sono dimostrati non idonei al trasferimento a causa di una descrizione inadeguata del bene ambientale, oppure per il fatto che le informazioni sui modelli di stima erano incomplete se non assenti. Alcuni studi, invece, pur rivelando le informazioni valutavano situazioni particolari che di fatto ne hanno precluso la disponibilità al trasferimento.

iv) Fase di elaborazione del modello di metanalisi. In questa fase viene costruito il modello che stima le variabili esplicative della WTP sulla base delle informazioni contenute negli studi primari. Prima della stima si è reso necessario procedere ad un'operazione di "omogeneizzazione" spaziale nonché temporale dei dati contenuti negli studi primari. È senza dubbio un momento particolarmente delicato di tutta la fase di valutazione; da esso ne scaturisce la bontà dei dati che verranno utilizzati nella stima.

v) Fase di estensione dei valori stimati al sito di destinazione. Per limitare gli errori di trasferimento che possono essere rilevanti (Rozan, 2004; Chattopadhyay, 2003), nei modelli di stima sono state inserite delle variabili esplicative che delineano l'esternalità ambientale, le caratteristiche della popolazione, il sito di destinazione nonché la tecnica di rilevazione.

vi) Fase di valutazione del contributo dell'agricoltura biologica. Viene stimato il valore degli effetti indiretti dell'agricoltura biologica rispetto a quella convenzionale sulla base dei risultati sperimentali e di indagine ottenuti dall'Unità Operativa di Bologna integrati e/o suffragati dalla letteratura.

### **5.3 Fase I: Gli effetti ambientali dell'agricoltura biologica**

La valutazione del contributo dell'agricoltura biologica come riduzione delle esternalità negative prodotte dal metodo convenzionale presenta notevoli difficoltà di ordine metodologico. Nello specifico, una stima accurata delle esternalità dell'agricoltura biologica e convenzionale deve passare necessariamente attraverso i risultati della sperimentazione in campo o la raccolta effettuata presso aziende simili per tecnologia e localizzazione territoriale. I risultati ottenuti dall'Uo Bologna hanno permesso di superare, almeno in parte, le difficoltà della

rilevazione. Senza entrare nel merito della metodologia di analisi<sup>35</sup>, la ricerca ha fornito due fonti principali di informazioni: i) in campo, mediante la rilevazione di dati di due coppie di aziende agricole, biologiche e convenzionali, di cui una situata in pianura e l'altra in collina; ii) rilevazione di informazioni mediante questionario e interviste effettuate su un campione di 35 coppie di aziende agricole, ossia 35 biologiche e 35 convenzionali, situate sull'intero territorio nazionale ed omogenee per localizzazione geografica (provincia), caratteristiche pedologiche e tecnologia (ordinamento produttivo). Da queste informazioni sono stati ricavati degli indicatori ambientali che hanno permesso di individuare e misurare la magnitudine degli impatti.

Gli indicatori sono stati scelti seguendo un criterio sistemico con l'intento di misurare gli effetti ambientali dei sistemi biologico e convenzionale tenendo conto della categoria (A, B1, B2, C1, C2), della dimensione o scala del processo (H: Ambiente; P: processo; C: processo composto; F: azienda) e della fonte delle informazioni (A: analisi di laboratorio; S: sopralluoghi; C: cartografia; Q: questionario)<sup>36</sup>. Gli indicatori sono raggruppati in categorie in funzione degli aspetti da misurare (Tabella 9). In particolare:

- i) la categoria A mira a valutare le interazioni tra azienda, intesa come ambiente chiuso, e l'esterno in termini di flussi economici e di materiali;
- ii) la categoria B comprende un ampio numero di indicatori che misurano gli effetti della sostenibilità agronomico-ambientale delle pratiche agricole (B1: indicatori che valutano la conservazione della fertilità dei suoli) e gli effetti sul capitale naturale (B2: indicatori sulla biodiversità);
- iii) l'ultima categoria (C) intende valutare gli aspetti della pratica agricola più legati all'uso di mezzi tecnici e sostanze di sintesi (nutrienti e fitofarmaci). Più in particolare, si misura l'impatto delle pratiche agricole come sbilanciamento dei nutrienti (C1) o come regolazione dei medesimi (C2).

---

<sup>35</sup> Per approfondimenti si rimanda al Working Paper "Indicatori Sintetici per la Valutazione degli Effetti Esterni Ambientali dell'Agricoltura Biologica" a cura di Vitali G., Epifani R., Vicari A., INEA, 2008.

<sup>36</sup> Per processo elementare si intendono i processi colturali di pieno campo (seminativi e orticole). Un processo composto è una combinazione spazio-temporale di processi elementari (rotazioni, successioni, consociazioni).

Tabella 9 – Indicatori agro ambientali

	Categoria	Sigla	Indicatore	Scala			
				H	P	C	F
Flussi energia/ materia	A	<b>IQe</b>	CONTENUTO IN ENERGIA PRIMARIA				Q
	A	<b>IEe</b>	EFFICIENZA ENERGETICA				Q
Fertilità suoli e biodiversità	B1	<b>ICco</b>	SOSTANZA ORGANICA DEI SUOLI			L	
	B1	<b>IFco</b>	RESPIRAZIONE MICROBICA			L	
	B1	<b>IQco</b>	BILANCIO SOSTANZA ORGANICA INPUT/OUTPUT			Q	
	B1	<b>ITc</b>	DURATA DELL'AVVICENDAMENTO				Q
	B1	<b>Iic</b>	DIVERSITÀ COLTURALE				Q
	B1	<b>ILh</b>	LUNGHEZZA SIEPI				C
	B1	<b>ILi</b>	LUNGHEZZA RETE SCOL. SUPERF. FUNZIONANTE				C
	B2	<b>ISh</b>	SUPERFICIE NATURALE				C
	B2	<b>ICH</b>	NUMERO DI AMBIENTI NATURALI				C
	B2	<b>Iiv</b>	DIVERSITÀ SPECIE (Erbacee+Arbusti+Arbore)	S			
	B2	<b>ICv</b>	RICCHEZZA DI SPECIE (Erbacee+Arbusti+Arbor)	S			
	B2	<b>Iive</b>	DIVERSITÀ SPECIE ERBACEE (Lanci)			S	
	B2	<b>ICve</b>	RICCHEZZA DI SPECIE ERBACEE (Lanci)			S	
	Uso nutrienti	C1	<b>ICs</b>	SALINITÀ			L
C1		<b>ICn</b>	AZOTO TOTALE DEI SUOLI			L	
C1		<b>ICp</b>	FOSFORO ASSIMILABILE DEI SUOLI			L	
C2		<b>IQn</b>	BILANCIO AZOTO INPUT/OUTPUT			Q	
C2		<b>IQp</b>	BILANCIO FOSFORO INPUT/OUTPUT			Q	

Fonte: Vitali et al., 2008

I risultati delle rilevazioni in campo e dell'indagine campionaria hanno permesso di isolare gli effetti ambientali più significativi, ovvero gli effetti dove le differenze tra sistema biologico e convenzionale appaiono più marcate o evidenti, sia nelle aree di pianura sia di collina.

Da queste valutazioni è emerso un differenziale significativo soprattutto nella categoria biodiversità (B2), sia nelle rilevazioni di campione che nell'indagine campionaria. Tale risultato è evidenziato da una relativa abbondanza di specie e individui, dalla presenza di sistemi lineari (siepi) nonché di habitat naturali. A livello della fertilità dei suoli (B1) si rileva una maggiore attività microbica e un maggiore contenuto di azoto.

## **5.4 Fase II: Caratterizzazione dell'area studio**

Il Veneto si estende su una superficie di 18.390 kmq e ospita una popolazione di circa 4,8 milioni di abitanti. Il suo territorio è morfologicamente vario, con una fascia montuosa a nord nord-ovest (29,1% del territorio regionale), alcuni rilievi collinari (14,5%) e una vasta pianura alluvionale (56,4%), inclinata dolcemente verso la costa adriatica. Sotto il profilo demografico, si contano 1,617 milioni di famiglie di cui 905 mila residenti in aree rurali.

Le superfici agricole occupano il 47% dell'intera area territoriale, con modalità di gestione molto diverse a seconda dell'altimetria, della morfologia e della vocazione del territorio. La superficie agricola totale (SAT) è pari a 1.171.600 ettari, di cui 832.200 ettari di superficie agricola utilizzata (SAU) (Istat, 2005). La SAU è formata da 580 mila ettari investiti a seminativo, 110 mila ettari a coltivazioni permanenti e 162 mila ettari a prati e pascoli.

Nel presente paragrafo verrà illustrato lo stato delle risorse ambientali della Regione Veneto con riferimento ai fattori di pressione ambientale, qualità delle acque, vulnerabilità all'erosione, biodiversità e aree protette. Questo servirà a delineare il contesto di riferimento su cui verrà effettuato il benefit transfer<sup>37</sup>.

### **Fattori di pressione ambientale**

L'evoluzione nell'uso dei fertilizzanti e dei pesticidi rappresenta un indicatore, seppur approssimativo, della pressione ambientale delle attività agricole. Nel corso degli ultimi decenni, la maggiore quantità di fertilizzanti impiegati in agricoltura si è avuta alla fine degli anni settanta, con una distribuzione superiore ai 3,5 milioni di quintali. Fino agli inizi degli anni novanta le quantità di fertilizzanti distribuite in regione rappresentavano il 10-13% del totale impiegato in Italia. Successivamente, sulla spinta dei regolamenti agro ambientali, dell'aumento dei costi di produzione, della lievitazione dei prezzi dei fertilizzanti nonché della riduzione dei prezzi dei prodotti, l'impiego si è ridotto, attestandosi tra i 2 e 2,4 milioni di quintali. A partire dal 2000, si registra un'inversione di tendenza nell'impiego dei medesimi, tanto che nel 2004 il quantitativo utilizzato è salito a quasi 2,5 milioni di quintali. Recentemente, quasi il 50% (in volume) dei concimi utilizzati è costituito da fertilizzanti azotati, il 22-

---

<sup>37</sup> I dati ed i commenti riportati ed elaborati provengono dal Programma di Sviluppo Rurale 2007-2013: Valutazione Ambientale Strategica e Documento Strategico Regionale.

27% da fosfatici e il 24-27% da potassici. Gli agricoltori veneti distribuiscono mediamente 390 kg/ha di fertilizzanti, un quantitativo che supera il doppio della media nazionale. L'incremento nell'utilizzazione di concimi azotati e fosfatici è associato alla presenza di colture cerealicole, alla specializzazione colturale e alla persistenza di una consistente quota di terreni in monosuccessione.

L'utilizzo di fungicidi, insetticidi ed erbicidi a livello regionale è invece diminuito, soprattutto nell'ultimo decennio. L'andamento è attribuibile alla diffusione di tecniche di lotta integrata ed ad una razionalizzazione dell'uso dei prodotti chimici. Ciò nonostante il Veneto è la quarta regione per impiego di agrofarmaci; gli agrofarmaci maggiormente impiegati sono i fungicidi (50% circa del totale), seguono gli erbicidi (20%) e gli insetticidi (17%). Tra la fine degli anni novanta e il 2003 sono stati distribuiti tra i 25 e i 28 kg di agrofarmaci per unità di superficie. Questa analisi quantitativa trascura gli aspetti qualitativi che assumono un ruolo chiave per comprendere la tossicità dei principi attivi. L'evoluzione tecnologica in questo ambito ha infatti determinato non solo una riduzione delle dosi ma anche un calo di tossicità dei principi attivi.

### **Qualità delle risorse idriche**

Uno dei principali indicatori della qualità ambientale delle acque è rappresentato dal bilancio dei nutrienti. Le stime dell'APAT (2005) evidenziano un costante eccesso di azoto e fosforo di origine organica e inorganica in Veneto. Le aree con surplus di azoto più elevate (superiori ai 200 kg/ha) si concentrano soprattutto nelle province di Verona, Padova e Treviso, in particolare lungo la cosiddetta fascia di ricarica delle falde acquifere. Tale fascia riveste una notevole importanza ambientale sia dal punto di vista della quantità delle acque, data la ricchezza di risorse idriche, sia sotto l'aspetto qualitativo. Inoltre, la vulnerabilità della zona è in parte influenzata da un'intensa attività zootecnica. La distribuzione della SAU per classe di surplus di azoto a livello regionale mostra una concentrazione della superficie per lo più nella classe 50-100 kg/ha (Tabella 10) (quasi 304 mila ettari, pari al 35,6% del totale). La SAU regionale con un eccesso di azoto superiore a 200 kg/ha è pari a 124.727 ettari, localizzati per oltre il 60% nel veronese.

Tabella 10 - Distribuzione della SAU Veneto per classe di surplus di azoto (ha)

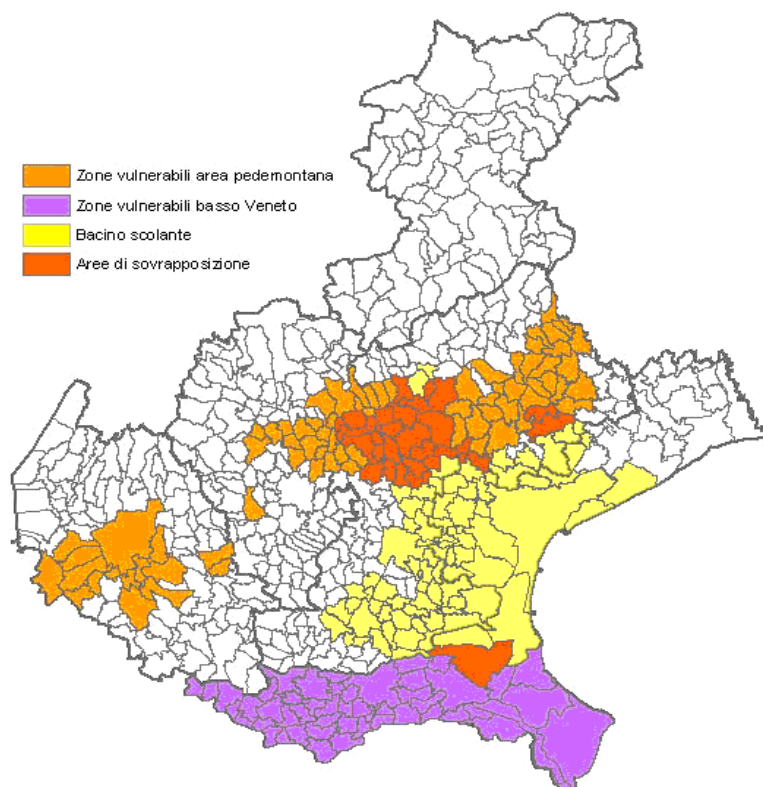
	Classe di surplus di azoto (kg/ha)				SAU totale
	<50	50-100	100-200	>200	
Pianura	70.232	256.788	204.697	106.781	638.499
Collina	25.726	41.345	28.447	16.792	112.310
Montagna	89.602	5.712	5.468	1.153	101.935
<b>Veneto</b>	<b>185.560</b>	<b>303.846</b>	<b>238.612</b>	<b>124.727</b>	<b>852.744</b>

Fonte: elaborazioni su dati ISTAT Censimento dell'agricoltura 2000, ARPAV.

Per quanto riguarda la qualità della risorsa idrica, dai monitoraggi eseguiti dall'ARPAV nel 2004-2005, più del 25% delle sezioni di corsi d'acqua e ben tre laghi su dieci sono risultati in uno stato ambientale scadente. Anche i monitoraggi qualitativi effettuati sulle acque sotterranee confermano l'elevata vulnerabilità dell'acquifero freatico dell'alta e media pianura. In ampie zone della regione, le concentrazioni di nitrati nelle acque sotterranee superano il valore limite previsto dalla normativa<sup>38</sup> (50 mg/l) sulle acque destinate al consumo umano e nelle stesse aree si rilevano elevate concentrazioni di fitofarmaci. Nei fiumi di risorgiva si registra, inoltre, una concentrazione superiore di nitrati rispetto agli altri corpi idrici, con un aumento sensibile della concentrazione passando da monte a valle e dalla media pianura sino alla foce, segnale di un impatto antropico rilevante, collegato parzialmente anche all'intensa attività agricola dell'area di pianura. I carichi maggiori di azoto e di fosforo si riscontrano nel fiume Brenta, nel Bacino Scolante (BSL, area antistante alla laguna di Venezia), nel corso d'acqua Fissero-Tartaro-Canal Bianco e nella zone di alta e media pianura, già identificate come aree vulnerabili ai sensi della direttiva nitrati (Figura 9, Tabella 11). La SAU vulnerabile è per lo più composta da seminativi, mentre superfici foraggere e coltivazioni permanenti assumono valori significativi nell'area pedemontana, tradizionalmente vocata all'allevamento. Le aziende con allevamenti bovini si distribuiscono, infatti nell'area pedemontana (5.900 aziende) e nel BSL (4.442); in linea con la numerosità delle aziende, si rilevano anche elevate consistenze di patrimonio animale, con carichi di bestiame più elevati nell'area pedemontana.

<sup>38</sup> Dlgs 31/2001 "Attuazione della direttiva 98/83/CE relativa alla qualità delle acque destinate al consumo umano".

Figura 9 - Aree vulnerabili ai nitrati di origine agricola



Fonte: elaborazioni su dati Regione Veneto.

Tabella 11 - Carichi agro zootecnici potenziali: azoto

BACINO IDROGRAFICO	SAU (ha)	Azoto (kg/ha)			
		Concimi minerali o organici	Zootecnico	Totale apporti	Surplus
Adige	59.940	62	118	180	119
Bacino Scolante	123.630	151	67	217	112
Brenta	229.346	134	105	238	129
Fissero, Tartaro, Canal Bianco	184.116	136	67	202	106
Lemene	34.265	101	24	124	51
Livenza	34.766	136	72	207	112
Pianura tra Livenza e Piave	32.926	110	33	142	67
Piave	74.287	62	39	101	33
Po	33.431	106	41	147	72
Sile	42.550	147	72	218	112
Tagliamento	3.122	119	19	138	48
Aree direttam. scolanti a mare	364	112	20	132	51

Fonte: elaborazioni ARPAV da dati Regione Veneto.

Tra le cause delle emissioni, le attività agrozootecniche contribuiscono in misura nettamente superiore agli altri settori come quantitativi di azoto e fosforo (Tabella 12); al contrario, le frazioni di carico inquinante (BOD<sub>5</sub> e COD) imputabili alle attività agrozootecniche appaiono in linea se non inferiori al contributo dei settori extra-agricoli.

*Tabella 12 - Carichi inquinanti per fonte di origine (t/anno)*

	<b>Agro- zootecnico e meteorico</b>	<b>Civile depurato</b>	<b>Civile non depurato</b>	<b>Industriale</b>	<b>Urbano diffuso</b>	<b>TOTALE</b>
Azoto residuo	23.020	6.349	6.801	2.230	1.794	40.194
<i>in %</i>	<i>57,3</i>	<i>15,8</i>	<i>16,9</i>	<i>5,5</i>	<i>4,5</i>	<i>100,0</i>
Fosforo residuo	2.220	683	631	264	561	4.359
<i>in %</i>	<i>50,9</i>	<i>15,7</i>	<i>14,5</i>	<i>6,1</i>	<i>12,9</i>	<i>100,0</i>
BOD <sub>5</sub> residuo	3.027	7.536	7.864	6.990	4.995	30.412
<i>in %</i>	<i>10,0</i>	<i>24,8</i>	<i>25,9</i>	<i>23,0</i>	<i>16,4</i>	<i>100,0</i>
COD residuo	16.331	22.427	19.330	22.252	11.437	91.777
<i>in %</i>	<i>17,8</i>	<i>24,4</i>	<i>21,1</i>	<i>24,2</i>	<i>12,5</i>	<i>100,0</i>

*Fonte: Regione del Veneto, Piano di Tutela delle Acque (stato di fatto, dicembre 2004)*

Passando all'inquinamento da pesticidi, il superamento dei livelli critici nelle acque dolci superficiali è stato riscontrato per principi attivi come l'alfa esaclorocicloesano (nel 3,6% delle analisi), esaclorobenzene (nel 2,5% delle analisi), alachlor (nell'1,5% delle analisi)<sup>39</sup>. La presenza di questi inquinanti è riconducibile ad un loro uso diffuso e consolidato, specialmente nelle coltivazioni da frutto, oltre alle proprietà chimico fisiche dei principi attivi (es. resistenza alla biodegradazione). Per quanto riguarda i residui di erbicidi, le sostanze attive più ritrovate nelle acque di falda sono: l'atrazina<sup>40</sup>, la terbutilazina e relativi metaboliti (desetilatrazina e desetilbutilazina), il metolachlor e la simazina. I punti in cui si ha una rilevante concentrazione di pesticidi, superiore a 0,1 µg/l<sup>41</sup>, sono localizzati nelle aree designate vulnerabili da nitrati<sup>42</sup>.

<sup>39</sup> *Analisi effettuate da Arpav, 2005.*

<sup>40</sup> *A causa dell'elevata persistenza, nonostante il divieto di impiego e vendita, l'atrazina dà ancora luogo a ritrovamenti.*

<sup>41</sup> *Valore limite secondo il D.Lgs. n.152/1999 e D.Lgs. n. 31/2001.*

<sup>42</sup> *Analisi effettuate da Arpav, 2005*



## **Pratiche colturali**

Un ruolo significativo nel contenimento degli apporti di input chimici e di fertilizzanti è rivestito dalle pratiche agronomiche adottate e dalla successione colturale. Agli inizi degli anni 2000 quasi il 17% della superficie a seminativo era interessata da monosuccessioni (104 mila ha); tale fenomeno sembra in crescita e ciò è confermato dall'aumento delle superfici in monosuccessione a mais, ormai sui 181 mila ettari (Istat, 2005). Probabilmente tale evoluzione è imputabile alla scarsa convenienza economica delle alternative colturali.

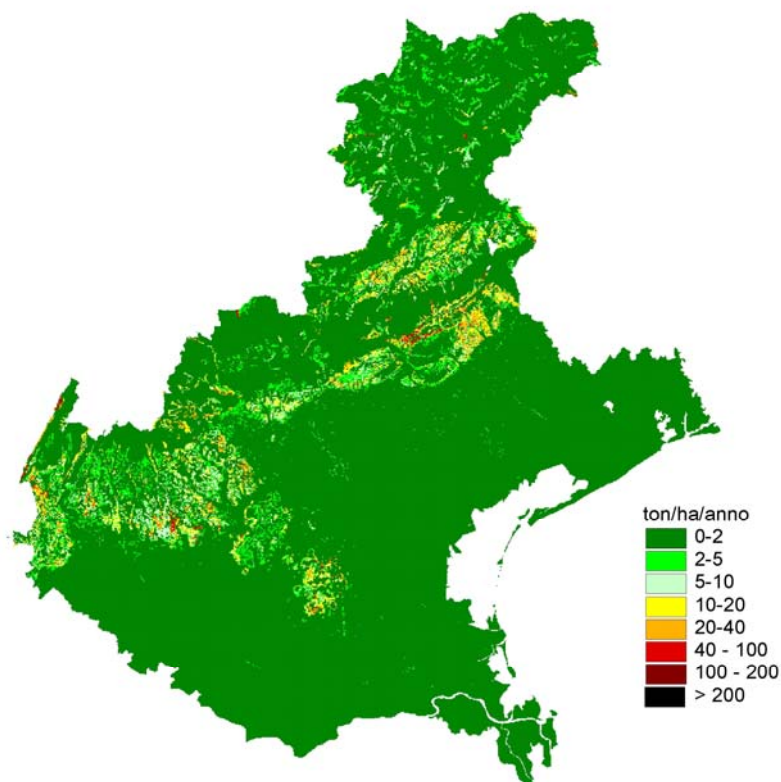
La superficie sottoposta a rotazioni fisse è invece pari a 205 mila ettari circa e non sembra aver subito sostanziali variazioni, mentre gli avvicendamenti liberi hanno subito nel corso dei primi anni del duemila una flessione di oltre il 40%. Decisamente contenuta è la pratica del sovescio che viene effettuata su una superficie inferiore a 2.300 ettari (<1% della superficie a seminativi). La superficie interessata da inerbimento controllato, invece, supera i 10.000 ettari.

## **Erosione dei suoli**

Per quanto riguarda la vulnerabilità dei suoli, nel Veneto si registrano due fenomeni: l'erosione e la salinizzazione. I maggiori rischi di erosione si localizzano quasi esclusivamente nelle aree montane e collinari, mentre la salinizzazione colpisce le aree costiere. La superficie agricola che ricade nelle aree soggette a erosione raggiunge quasi i 200 mila ettari, interessa circa 51 mila aziende la cui dimensione è inferiore alla media regionale. Data l'ubicazione montana e collinare, nella composizione colturale prevalgono i prati e i pascoli (64%) rispetto ai seminativi (20%) ed alla quota residua di coltivazioni arboree.

Il fenomeno erosivo viene può essere illustrato dagli indicatori di erosione potenziale ed effettiva. L'erosione potenziale prende in considerazione l'erosività, l'erodibilità e gli aspetti geomorfologici come la pendenza e la lunghezza del pendio, ed è indipendente dall'uso del suolo. L'importanza della copertura vegetale all'estrinsecarsi dei fenomeni erosivi è evidenziata dal rischio di erosione attuale, ottenuto combinando l'erosione potenziale con gli usi del suolo (Figura 10). Dalla comparazione dei due fenomeni si evince come il rischio potenziale venga fortemente attenuato, soprattutto nelle aree montane e collinari, per effetto dell'estesa copertura forestale o della vegetazione naturale in particolare nelle aree a forte pendenza. Tuttavia, restano aree dove il rischio è medio-alto; si tratta di aree in pendenza, coltivate o con insufficiente copertura del suolo.

Figura 10 - Rischio di erosione attuale del suolo



Fonte: ARPAV, 2006

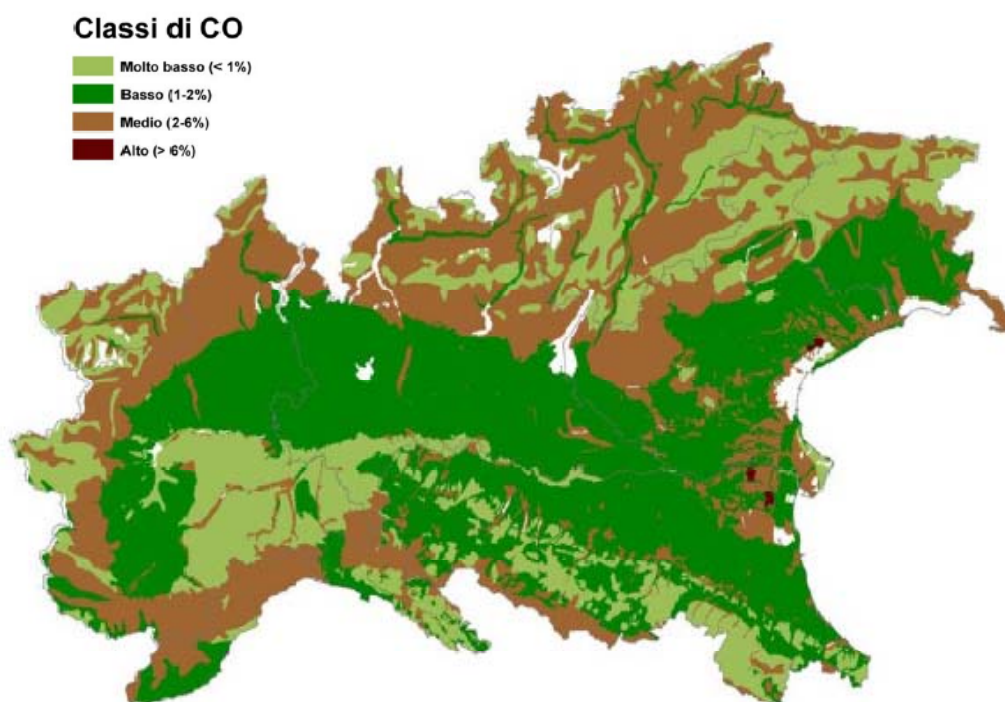
### **Sostanza organica nel suolo**

Il livello medio di carbonio organico (CO) contenuto nei suoli, per ampie aree della pianura veneta, si presenta basso, o molto basso ( $CO < 2\%$ ) (Figura 11). Per quanto riguarda, invece, il quantitativo di carbonio organico contenuto nei reflui<sup>43</sup>, esistono valori molto diversi fra le province: Verona presenta i livelli più elevati, seguita con valori simili da Padova, Treviso e Vicenza, mentre nelle altre province i contributi sono nettamente inferiori.

---

<sup>43</sup> L'Arpav ne ha calcolato l'ammontare utilizzando i coefficienti di conversione di cui al DM 7/4/2006 "Criteri e norme tecniche generali per la disciplina regionale dell'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento" ed ipotizzando un rapporto C/N pari a 10.

Figura 11 - Contenuto di carbonio organico dei suoli del nord Italia (in %)



Fonte: Ufficio Europeo dei Suoli.

### **Biodiversità e aree tutelate**

Per quanto riguarda la biodiversità, in Veneto il sistema delle aree protette<sup>44</sup> si estende per 93.377 ettari, pari al 5,1% della superficie regionale<sup>45</sup>. Esso è costituito da parchi naturali, riserve naturali e zone umide. L'insieme delle aree SIC e ZPS<sup>46</sup> interessa oltre 410 mila ettari, pari al 22% del territorio regionale. Queste aree sono localizzate nelle zone montuose, collinari, litoranee o lungo le aste fluviali. Si riscontra, infatti, una vasta area di pianura dove l'agricoltura intensiva assieme al diffuso processo di urbanizzazione rappresentano una minaccia alla conservazione della biodiversità. In particolare, la frammentazione del territorio determina una progressiva diminuzione degli habitat naturali e un aumento del loro isolamento, con conseguente rischio per la sopravvivenza delle specie animali e vegetali selvatiche in essi presenti.

---

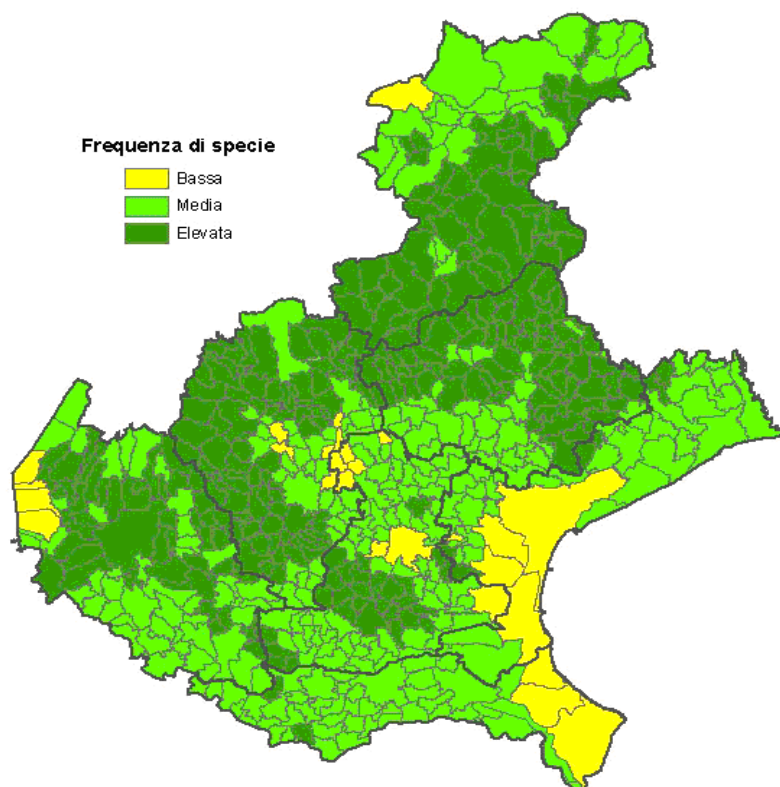
<sup>44</sup> Nella Regione sono presenti: 1 Parco Nazionale, 5 Parchi Naturali Regionali, 13 Riserve Naturali Statali e 6 Riserve Naturali regionali, 2 Zone Umide di Importanza Internazionale.

<sup>45</sup> La media nazionale è dell'11%.

<sup>46</sup> Le aree SIC/ZPS (DGR n.1180 del 18 aprile 2006) si sovrappongono tra loro e coprono larga parte della superficie delle aree protette.

In Veneto sono state rilevate circa 3.150 specie di piante superiori e la qualità floristica è generalmente soddisfacente<sup>47</sup>. Complessivamente sono presenti 32 specie vegetali gravemente minacciate<sup>48</sup>, 62 minacciate e 76 vulnerabili<sup>49</sup>. Per quanto riguarda le specie animali, sono presenti in regione circa 375 vertebrati<sup>50</sup> e circa 20 mila invertebrati<sup>51</sup>. La distribuzione delle specie animali terrestri e, all'interno di queste, di quelle minacciate di estinzione presenta una significativa variabilità territoriale, favorita dai diversi contesti fisico-ambientali e antropici (Figura 12).

*Figura 12 – Distribuzione territoriale della fauna vertebrata terrestre (frequenza specie)*



Fonte: ARPAV, 2006

<sup>47</sup> Ai sensi della direttiva Habitat vi sono tre specie prioritarie, mentre quelle di interesse comunitario (allegato II direttiva 92/43/CEE) sono numerose.

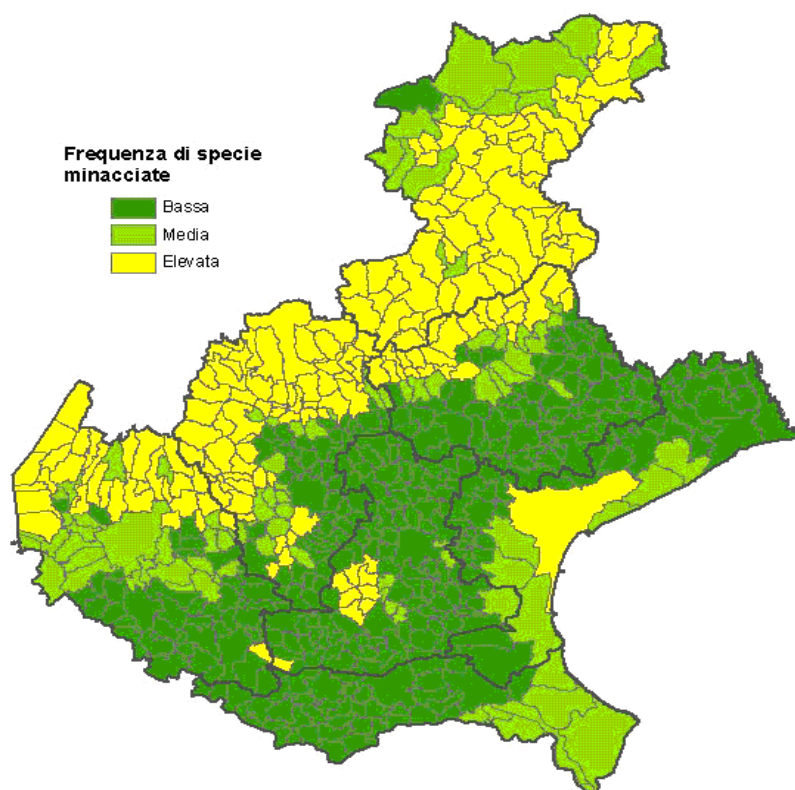
<sup>48</sup> Secondo l'APAT (2004) il rischio di estinzione interesserebbe per lo più pesci, anfibi e rettili come pure numerosi gruppi di invertebrati.

<sup>49</sup> In base alle liste rosse regionali delle piante d'Italia e limitatamente alle categorie più importanti dell'IUCN (World Conservation Union),

<sup>50</sup> 38 di interesse comunitario e 5 prioritarie (allegato II direttiva 92/43/CEE).

<sup>51</sup> 10 di interesse comunitario e 3 prioritario.

*Figura 13 – Distribuzione territoriale della fauna vertebrata terrestre (frequenza specie minacciate)*



*Fonte: ARPAV, 2006*

Questa interazione di diversità e numerosità delle specie va rivalutata con riferimento alla distribuzione territoriale. Se in pianura si registra un minor numero di specie ciò va interpretato come una situazione di criticità dal momento che la numerosità delle specie in queste aree è decisamente inferiore a quella registrata in collina o in montagna. Ciò è la conseguenza di un progressivo processo di semplificazione che ha accompagnato lo sviluppo tecnologico dell'agricoltura intensiva.

Gli ambienti dove si riscontra un'elevata presenza di specie sono le aree boscate in zone collinari, prealpine e alpine, le fasce ripariali lungo i principali corsi d'acqua e i lembi residui dei boschi planiziali. Anche alcune aree agricole forniscono un contributo significativo alla possibilità di ospitare un elevato numero di specie vertebrate, soprattutto dove permangono elementi tipici dell'agricoltura tradizionale come le siepi.

La distribuzione territoriale delle specie minacciate, invece, mette in evidenza due differenti situazioni: l'ambiente montano dove la quota di territorio

con un alto tasso di specie minacciate è elevata (i 2/3 della superficie territoriale), e la pianura dove la maggior parte del territorio (64%) mostra una bassa frequenza di specie minacciate.

Analizzando le relazioni tra frequenza delle specie e caratteristiche agricole si nota che a livello regionale la superficie agricola si concentra soprattutto nella classe di presenza media di fauna vertebrata (circa 50% della SAU) (Tabella 13). La forte correlazione tra ambienti di pianura e scarsa presenza di fauna minacciata da un lato e ambienti montani-collinari e frequenza elevata dall'altro lato, si riflette in una netta dicotomia anche per le strutture agrarie, i sistemi di coltivazione e allevamento (Tabella 14). Nelle aree con un elevato numero di specie si osservano molte aziende di piccole dimensioni dove aumentano le coltivazioni permanenti, i prati e i pascoli a scapito dei seminativi. Opposta è la situazione nei comuni a bassa o media presenza di specie dove aumenta la dimensioni media aziendale e i seminativi coprono oltre l'80% della superficie agricola. In sostanza, il minor numero di specie minacciate presenti nelle aree coltivate più intensivamente potrebbe essere correlato con la maggior pressione antropica rispetto ai territori montani dove l'agricoltura è estensiva e la minore pressione antropica consente di mantenere un maggiore grado di biodiversità.

*Tabella 13 - Caratteristiche agricole dei comuni veneti classificati per presenza di specie totali*

	<b>Basso</b>	<b>Medio</b>	<b>Alto</b>	<b>Totale</b>
Numero di aziende	9.316	96.021	85.748	191.085
SAU (ha)	54.608	486.029	312.107	852.744
Composizione della SAU (%):				
- seminativi	79,6	83,5	42,8	68,3
- coltivazioni permanenti	5,9	6,2	24,0	12,7
- prati e pascoli	14,5	10,3	33,2	19,0
Superficie irrigata (% su SAU)	33,4	34,7	25,2	31,1
N.aziende con allevamento bovino	1.191	10.393	9.991	21.575
Numero UBA bovini	52.227	427.978	264.865	745.070

*Nota: La categoria di appartenenza del comune si basa sulla prevalenza della classe di specie.*

*Fonte: ISTAT Censimento dell'agricoltura 2000 e Regione Veneto.*

*Tabella 14 - Caratteristiche agricole dei comuni veneti classificati per presenza di specie totali minacciate*

	<b>Basso</b>	<b>Medio</b>	<b>Alto</b>	<b>Totale</b>
Numero di aziende	119.432	29.411	42.242	191.085
SAU	545.996	157.214	149.536	852.747
Composizione della SAU (%):				
- seminativi	85,0	60,0	16,5	68,3
- coltivazioni permanenti	9,6	20,5	15,6	12,7
- prati e pascoli	5,4	19,5	67,9	19,0
Superficie irrigata (% su SAU)	35,3	38,4	7,9	31,1
N.aziende con allevamento bovino	13.348	3.359	4.868	21.575
Numero UBA bovini	507.658	143.481	93.931	745.070

*Nota: La categoria di appartenenza del comune si basa sulla prevalenza della classe di specie minacciate.*

*Fonte: ISTAT Censimento dell'agricoltura 2000, Rete Ecologica Nazionale e Regione Veneto.*

Per quanto riguarda la diversità degli ecosistemi, spesso le aree parco coincidono con zone rurali marginali o zone di difficile accesso in cui la conduzione dei terreni agricoli presenta difficoltà. Il mantenimento e il proseguimento della pratica agricola in tali aree assume una doppia valenza, contribuendo al mantenimento della popolazione rurale e al presidio del territorio nonché alla salvaguardia della cultura e delle tradizioni locali.

Il contributo di tutela naturalistica è abbastanza modesto. Rispetto al 23% di superficie territoriale regionale soggetta a tutela, soltanto il 12% della SAU regionale risulta interessato da aree tutelate (Tabella 15). Molto più rilevante risulta l'incidenza relativa per le aree Natura 2000 (11%) rispetto alle aree protette (4%), tenendo conto che molte di queste aree risultano sovrapposte. La distinzione per zona altimetrica consente di differenziare la situazione delle aree di pianura, dove la SAU soggetta a tutela non supera il 7% della SAU regionale, dalle aree collinari, dove la percentuale cresce al 20%, fino alle zone montane in cui l'incidenza delle zone agricole protette raggiunge il 39%. Il ruolo dell'agricoltura deve essere analizzato anche in termini di peso relativo delle aree agricole sulle aree tutelate. In questo caso la situazione viene ribaltata: nelle aree di pianura e di collina il ruolo dell'agricoltura assume una notevole rilevanza (poco meno del 40% del territorio è coperto da aree agricole) mentre nelle aree montane soltanto il 15% della superficie territoriale risulta interessata da attività agricole, presumibilmente lasciando ampio spazio alla copertura forestale.

Tabella 15 - Superficie agricola utilizzata suddivisa per tipo di aree di tutela naturalistica (ha)

	SIC	ZPS	NATURA 2000	Aree protette	Aree di tutela naturalistica	SAU totale
Pianura	36.673	29.015	39.270	9.786	42.394	638.499
Collina	19.316	12.236	20.566	7.041	21.916	112.310
Montagna	32.119	32.469	37.529	15.550	40.110	101.935
<b>Veneto</b>	<b>88.108</b>	<b>73.721</b>	<b>97.365</b>	<b>32.377</b>	<b>104.420</b>	<b>852.744</b>

Fonte: Regione Veneto e ISTAT, Censimento dell'agricoltura, 2000.

Nelle aree soggette a tutela naturalistica le aziende agricole presentano una superficie aziendale leggermente superiore al valore medio regionale, probabilmente il dato è sovrastimato a causa della presenza nelle aree montane di grandi estensioni di pascoli gestiti da enti pubblici (Tabella 16). La composizione delle colture vede una significativa presenza di prati e pascoli (43-44% della SAU) e un peso dei seminativi inferiore al dato regionale (48% contro 68%).

Tabella 16 - Caratteristiche agricole per tipo di aree di tutela naturalistica

	Natura 2000	Aree protette	Aree di tutela naturalistica	Totale
Numero di aziende	20.090	6.322	21.480	191.085
SAU	97.365	32.377	104.420	852.744
Composizione della SAU (%):				
- seminativi	47,7	45,3	47,9	68,3
- coltivazioni permanenti	9,1	10,5	9,3	12,7
- prati e pascoli	43,2	44,2	42,8	19,0
Superficie irrigata (% su SAU)	19,9	11,2	19,5	31,1
N. aziende con allevamento bovino	2.192	642	2.358	21.575
Numero UBA bovini	61.592	19.445	66.994	745.070

Fonte: ISTAT Censimento dell'agricoltura 2000 e Regione Veneto.

## 5.5 Fasi III-V: Stima del modello

In questa fase vengono stimate le esternalità ambientali dell'agricoltura convenzionale. L'analisi è preceduta da una discussione della metodologia, con specifico riferimento alla funzione di metanalisi. Seguirà la stima dei modelli di metanalisi per le risorse acqua, suolo, biodiversità e salute degli operatori. I coefficienti delle corrispondenti metafunzioni, statisticamente significativi, sono stati utilizzati per il trasferimento al *policy site* (Veneto) della WTP media relativa



alle esternalità oggetto di analisi. Nella fase preliminare alla stima dei modelli, tutti i valori monetari sono stati riportati al 2006.

### 5.5.1 Metodologia

Formalmente, l'applicazione del BT è stata possibile grazie all'analisi ambientale del *policy site*, la Regione Veneto. Come già rilevato in precedenza, tale regione presenta caratteristiche morfologiche, pedologiche e idrologiche molto diversificate e al contempo vanta un settore agricolo economicamente rilevante sia sotto il profilo economico che socio-ambientale. La ricerca di studi primari, ossia di studi che già in passato hanno stimato situazioni analoghe, è avvenuta in parte attraverso la letteratura ufficiale, in parte utilizzando il database di valutazione EVRI (*Environmental Valuation Reference Inventory*<sup>52</sup>). Questo ha agevolato la raccolta di informazioni indispensabili al trasferimento. Complessivamente sono stati esaminati un centinaio di studi: 40 per la risorsa acqua, 40 per il suolo, 20 per la biodiversità e rischi per la salute degli operatori. Tuttavia, la maggior parte di questi sono risultati preclusi al trasferimento o perché la risorsa ambientale era descritta in modo incompleto o insoddisfacente, o perché erano state omesse importanti informazioni sui modelli utilizzati. Come precedentemente accennato, in Italia la disponibilità di studi primari si presenta piuttosto limitata e non esistono database utilizzabili, di conseguenza sono stati selezionati esclusivamente studi primari che soddisfacevano il principio di similarità, fattore essenziale per un corretto trasferimento dei dati. In particolare, sono stati presi in considerazione dei parametri economici (livelli di reddito) simili o confrontabili e sono stati preferiti studi svolti in condizioni ambientali simili al *policy site*. Nel caso del trasferimento internazionale, per tutti i valori economici è stato utilizzato l'indice PPPI, ossia il rapporto del prezzo medio ponderato al paniere dei beni dei due paesi, in riferimento alla situazione italiana esistente nel 2006.

Per quanto riguarda la metodologia, la quantità e qualità di dati in possesso ha permesso un'applicazione del BT attraverso la tecnica della metanalisi. Per ogni risorsa sono stati presi in considerazione alcuni parametri esplicativi del fenomeno, in particolare per la risorsa suolo è stata presa in considerazione l'erosione, per l'acqua la presenza di nitrati e pesticidi e per la biodiversità la diversità/ricchezza delle specie, per la salute i rischi associati all'uso degli agrofarmaci.

---

<sup>52</sup> Il database è composto da oltre 1700 studi internazionali che forniscono i valori, le metodologie e le teorie sulla valutazione ambientale.

I modelli di metanalisi sono riconducibili alla seguente forma funzionale:

$$WTP_p = \mu + \alpha \cdot \mathbf{q} + \beta \cdot \bar{\mathbf{z}} + \gamma \cdot \mathbf{Y} + \delta \cdot \bar{\mathbf{S}} + \varphi \cdot \mathbf{q}_p + \vartheta \cdot \bar{\mathbf{M}}$$

Dove  $WTP_p$  è la WTP stimata per la risorsa considerata;  $\mu$  è la costante,  $\mathbf{q}$  è una variazione di qualità nella risorsa,  $\bar{\mathbf{z}}$  è il vettore delle caratteristiche socioeconomiche,  $\mathbf{Y}$  il reddito,  $\bar{\mathbf{S}}$  il vettore delle caratteristiche ambientali e territoriali del contesto di origine,  $\mathbf{q}_p$  la qualità ambientale,  $\bar{\mathbf{M}}$  è il vettore relativo ai fattori metodologici dello studio primario (es. metodo di valutazione, tasso di risposta, tipo di intervista, ecc.). Complessivamente, le variabili indipendenti possono essere raggruppate in tre categorie: bene/servizio ambientale (risorsa), caratteristiche socio-economiche, procedure metodologiche (Tabella 17).

Gli studi utilizzati per la funzione di metanalisi presentano caratteristiche socioeconomiche non compatibili tra loro, eccetto per la variabile reddito (RED) che si è presentata idonea al trasferimento. Sui redditi dei diversi studi, come precedentemente accennato, è stato applicato il PPPI riferito all'anno 2006. Il segno atteso da tale variabile è positivo, in quanto i beni e servizi ambientali si configurano come beni normali.

*Tabella 17 – Variabili considerate nella metanalisi*

<b>Tipo di variabile</b>	<b>Caratteristiche</b>
<b><i>Variabili socioeconomiche</i></b>	
RED	Reddito del Paese (PPPI Italia 2006)
GEO	Paese europeo o extraeuropeo
POPR	Interviste alla popolazione rurale
WET	Presenza di zone umide
AGR	Agricoltura come fattore di stress
STX	Sostanze tossiche di origine agricola
<b><i>Variabili ambientali</i></b>	
VARQ	Variazione qualitativa della risorsa
ACG	Valutazione dell'acqua potabile
NIT	Presenza di pesticidi e nitrati o solo nitrati
TEC	Erosione superiore o inferiore a 2 t/ha/anno
UCC	Biodiversità generale o limitata agli uccelli
TCR	Presenza di effetti acuti e cronici
<b><i>Variabili metodologiche</i></b>	
NUS	Valore d'uso o valore di uso e non uso
RIS	Tasso di risposta degli intervistati
EMA	Questionario via email
ANN	Break temporale nelle preferenze

### 5.5.2 Stima della risorsa acqua

Gli studi presi in considerazione per la metanalisi della risorsa acqua sono 40, di cui 12 sono risultati idonei al trasferimento (Tabella 18). Il valore stimato in questi studi riflette la WTP associata alla qualità ambientale delle risorse. In particolare, il cambiamento qualitativo è focalizzato sulla contaminazione di origine agricola della risorsa. Questo criterio ha migliorato il trasferimento ma ha ridotto drasticamente la numerosità degli studi primari.

Tabella 18 – Studi trasferiti nella funzione di metanalisi

---

Cruchfield S.R., Cooper J.C., Hellerstein D., 1997. *Benefits of Safer Drinking Water: The Value of Nitrate Reduction*, Food and Consumer Economics Division, Economic Research Service, US Department of Agriculture.

---

De Zoysa A.D.N., 1995. *A benefit Evaluation of Programs to Enhance Groundwater Quality, Surface Water Quality and Wetland Habitat in Northwest Ohio*, Dissertation, The Ohio State University.

---

Egan K.J., Herriges J.A., Kling C.L., Dowing J.A., 2004. *Recreation Demand Using Physical Measures of Water Quality*, Faculty Series 04-WP 372, Centre for Agricultural and Rural Development, Iowa State University.

---

Frykblom P. 1998. *Halved Emissions of Nutrients, What are the Benefits? A Contingent Valuation Method Survey Applied to Laholm Bay*, Doctor's dissertation, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala.

---

Hanley N., 1991. The Economics of Nitrate Pollution in UK, Hanley N. (ed.) *Farming and the Countryside: An Economic Analysis of External Costs and Benefits*, CAB, Oxford.

---

Jordan J.L., Elnagheeb A.H., 1993. Willingness to Pay for Improvements in Drinking Water Quality, *Water Resources Research*, vol. 29, n. 2, pp.237-245.

---

Jordan J.L., Elnagheeb A.H., 1994. Differences in Contingent Valuation Estimates from Referendum and Checklist Question, *Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol. 19, n. 1, pp.115-128.

---

Lant C.L., Roberts R.S., 1990. Greenbelts in the Cornbelt: Riparian wetlands, Intrinsic Values, and Market Failure, *Environment and Planning*, vol. 22, pp. 1375-1388.

---

Loomis H., Kent P., Strange L., Fausch K., Covich A., 2000. Measuring the Total Economic Value of Restoring EcoSystem Services in an Impaired River Basin: Results from a Contingent Valuation Survey, *Ecological Economics*, n.33, pp. 103-117.

---

Sun H., Bergstrom J.C., Dorfman J.H., 1992. Estimating the Benefits of Groundwater Contamination Control, *Southern Journal of Agricultural Economics*, n.1, pp.63-71.

---

Moran D., McVittie A., Allcroft D., Elston D., 2004. Beauty, beast and biodiversity: what does the public want from agriculture?, Report to the Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department.

---

Fonte: EVRI, 2007.

Nella maggior parte dei casi, la WTP è stata stimata mediante valutazione contingente, le interviste sono state condotte via email ed il tasso di risposta media degli intervistati si aggira sul 50%.

Le osservazioni su cui è stata effettuata la metanalisi corrispondono alla WTP media degli studi primari selezionati. In particolare, ogni studio primario fornisce una o più osservazioni a seconda che esso consideri uno o più scenari. Questo ha permesso di ricavare 34 osservazioni rispetto alle undici iniziali, di cui 8 dallo studio Cruchfield *et al.* (1997), 14 dallo studio di DeZoysa (1995), 2 da Frykblom (1998) e 3 da Lant e Roberts (1996), mentre dai rimanenti studi è stata ricavata solo un'osservazione.

Per la stima della risorsa acqua sono state proposte due diverse metafunzioni, ossia due modelli, che presentano un coefficiente di regressione pari rispettivamente a 0,61 e 0,57 (Tabella 21). Di seguito, vengono brevemente illustrate le variabili che hanno evidenziato un'elevata significatività dei parametri di regressione.

- i) NIT: presenza/assenza di nitrati e nitrati/pesticidi. Questa dummy intende valutare la qualità dell'acqua rilevando la presenza di nitrati (NIT=0) o nitrati e pesticidi (NIT=1). Il segno è positivo, in quanto la WTP aumenta leggermente quando si intende preservare la qualità dell'acqua dai pesticidi e nitrati piuttosto che esclusivamente dai nitrati. Questo parametro è stato utilizzato per valutare la WTP espressa sulla contaminazione delle acque da nitrati rispetto a quella da pesticidi. Come sarà evidenziato in modo più approfondito nel paragrafo successivo, si è, infatti, optato per valutare il contributo dell'agricoltura biologica alla qualità delle acque solo in termini di mancato uso di pesticidi di sintesi.
- ii) POPR: interviste alla popolazione rurale. Questa dummy coglie le preferenze della popolazione rurale (POPR=1) rispetto a interviste effettuate senza tener conto della localizzazione territoriale (POPR=0). Il segno negativo suggerisce che la problematica della qualità dell'acqua è sentita dall'intera popolazione e non solo da quella agricola o rurale. Peraltro, la significatività del parametro sembra indicare che la popolazione rurale dimostri una minore WTP, ovvero una minore sensibilità verso questa problematica.
- iii) NUS: stima o meno di valori passivi. Questa dummy stima la presenza di valori di uso e non uso (NUS=1) negli studi primari. La significatività del parametro è sinonimo di apprezzamento anche dei valori di non uso sulla qualità della risorsa acqua.

- iv) VARQ: miglioramento qualità risorsa acqua (VARQ=1). Questa variabile è zero quando la WTP stima l'incremento della risorsa dalla situazione *in situ* al raggiungimento dei parametri previsti dall'EPA (*Environmental Protection Agency*) per i livelli di acqua potabile, mentre è uno se l'incremento considerato è più elevato. Il coefficiente è piuttosto basso, probabilmente perché una volta garantiti gli standard di qualità che rendono un'acqua potabile, vi è uno scarso incentivo a raggiungere ulteriori miglioramenti.
- v) WET, presenza di zone umide (WET=1); ACG, qualità delle acque di falda (ACG=1). Queste variabili non sono statisticamente significative. La scarsa significatività di WET è in parte giustificata dal fatto che gli individui sono più sensibili all'uso potabile piuttosto che per altri aspetti (es. biodiversità dei laghi o dei fiumi). Per ACG, invece, la scarsa significatività sembra indicare che non vi sia un particolare apprezzamento per le acque di falda rispetto a quelle superficiali.
- vi) RIS, percentuale di risposta alle interviste. È l'unica variabile metodologica che coglie l'influenza del tasso di risposta.

L'eliminazione delle variabili meno significative ha generato la metafunzione, i cui parametri sono molto significativi ma che non si allontana dal modello precedente, almeno nella performance complessiva.

Tabella 19 - Funzioni di metanalisi per la risorsa acqua

	Modello (A)		Modello (B)	
	Coeff.	ES <sup>^</sup>	Coeff.	ES <sup>^</sup>
RED <sup>†</sup>	1,5321*	0,7424	1,7506**	0,6706
NIT	0,6238**	0,1924	0,6343**	0,1574
POPR	-0,9297*	0,2385	-0,9656**	0,2261
NUS	0,8634*	0,1770	0,7409**	0,1624
RIS	-1,8913*	0,7601	-2,1008**	0,5974
WET	-0,0539	0,2386		
VARQ	0,1284*	0,1241		
ACG	0,1903	0,1715		
CONS	-12,2176*	7,5501	-14,2351**	6,8941

$R^2=0,609$ ; $\sqrt{MSE}=0,380$ ;	$R^2=0,575$ ; $\sqrt{MSE}=0,375$ ;
$F_{8,25}=9,06^{**}$ , N=34	$F_{5,28}=5,87^{**}$ , N=34

<sup>†</sup> Nel modello la variabile dipendente (WTP) e il reddito sono stimati nella forma logaritmica.

<sup>^</sup>) Errore standard consistente (Huber-White)

Statisticamente significativi con probabilità inferiore al 5% (\*\*) o tra 5 e 10% (\*).

I dati della metafunzione sono utilizzati per trasferire la WTP al contesto del Veneto. Le due metafunzioni hanno stimato una WTP media rispettivamente di 54,47 e 46,64 euro/famiglia/anno. Questi valori rappresentano la WTP espressa con riferimento all'inquinamento delle acque sia da nitrati che da pesticidi. Grazie al parametro NIT, è stato possibile isolare il contributo degli agrofarmaci rispetto a quello dei nitrati. Nel caso dei pesticidi la WTP media varia da 21,91 a 25,98 euro/famiglia/anno, mentre per i nitrati questi valori salgono a 24,73 e 29,19 euro/famiglia/anno.

### 5.5.3 *Stima della risorsa suolo*

Questa valutazione si propone di stimare la qualità del suolo utilizzando come proxy il fenomeno legato all'erosione. In realtà, come è già stato evidenziato in precedenza, la qualità del suolo dipende da un'ampia varietà di fattori, anche se molti di questi generano effetti che potrebbero essere colti nella variazione di qualità delle risorse acqua, biodiversità, aria. Come verrà evidenziato nei paragrafi successivi, oltre all'erosione è stato analizzato anche il contenuto di sostanza organica e quindi il fenomeno legato al sequestro di carbonio da parte del suolo. Vale infine la pena sottolineare che l'erosione comporta effetti di lungo periodo, come ad esempio la perdita di fertilità, che sono per lo più internalizzati dall'azienda (perdita di produzione) e che il fenomeno ha cause di varia natura (agricole, extragricole, naturali). Nella stima di metanalisi, si è proceduto ad una valutazione del contributo dell'erosione imputabile alle pratiche agricole e agli effetti di breve medio periodo.

Gli studi presi in considerazione per la metanalisi sono stati circa 40, di cui solo 7 sono risultati idonei al trasferimento (Tabella 20). Il valore stimato negli studi primari riflette la WTP per tonnellata di suolo eroso annualmente nei corrispettivi siti. Gli studi primari hanno usato il metodo di valutazione contingente, con interviste condotte prevalentemente via email ed un tasso di risposta media degli intervistati del 44%. Da tali studi è stato possibile ricavare 17 osservazioni, in particolare dallo studio di Colombo *et al.* (2006) sono emerse 2 osservazioni, da Dunderdale e Morris (1997) 9, da Purvis *et al.* (1989) 2, mentre dagli altri studi una osservazione ciascuno. La maggior parte degli studi sono stati effettuati in Europa e quasi la metà delle osservazioni si riferisce a zone umide.

Dalla metanalisi è stata individuata una metafunzione, la cui WTP è spiegata da reddito (RED), localizzazione geografica (GEO), vicinanza a zone umide (WET), tasso di risposta (RIS), intensità del fenomeno erosivo (TEC) (Tabella 23).

- i) GEO: studio europeo (GEO=1), studio extraeuropeo (GEO=0). Il parametro assume valori positivi a conferma della maggiore sensibilità della popolazione europea ai fenomeni erosivi.
- ii) WET: zone umide (WET=1), altre aree (WET=0). Questo parametro evidenzia una maggiore WTP per la salvaguardia delle zone umide dai fenomeni erosivi.
- iii) RIS: tasso di risposta. La significatività di questo parametro indica una correlazione positiva tra WTP e tasso di risposta degli intervistati.
- iv) TEC: erosione inferiore a 2 ton/anno (TEC=0), erosione maggiore di 2 ton/anno (TEC=1). Il segno positivo di questo parametro indica una WTP superiore quando aumenta il pericolo di erosione. Questa dummy è stata impiegata per differenziare la WTP tra aree ad elevato rischio di erosione (> 2 ton/anno) e zone dove i fenomeni erosivi più contenuti (< 2 ton/anno).

*Tabella 20 – Studi trasferiti nella funzione di metanalisi dell’erosione*

---

Amigues J.P., Boutaloff C., Desaignes B., Gauthier C., Keith J.E., 2002. *The Benefits and Costs of Riparian Analysis Habitat Preservation: a WTP Contingent Valuation Approach*, Ecological Economics, n. 43, pp. 17-31.

---

Colombo S., Calatrava J., Hanley N., 2006. *Analysing the Social Benefits of Soil Conservation Measures Using Stated Preference Method*, Ecological Economics, n. 58, pp. 859-861.

---

Dunderdale J., Morris J., 1997. *The Benefit: Cost Analysis of River Maintenance*, Journal of Water and Environmental Management, vol. 11, n. 6, pp. 423-430.

---

Purvis A., Hoehn J., Sorenson V., Pierce F., 1989. Farmer’s Response to a Filter Strip Program: Results from a Contingent Valuation Survey, Journal of Soil and Water Conservation, vol. 44, n. 5, pp. 501-504.

---

Ribaud M., 1986. Reducing Soil Erosion: Offsite Benefits, Natural Resource Economic Division, Economic Research Service, US Department of Agriculture Washington DC, Agricultural Economic Report, n. 561.

---

Pattanayak S., Mercer S., 1998. Valuing Soil Conservation Benefits of Agriculture in the Eastern Visaya, Agricultural Economics, n. 18, pp. 31-46.

---

Olewiler N., 2004. The Value of Natural Capital in Settled Areas of Canada, Ducks Unlimited Canada and the Nature Conservancy of Canada.

---

Fonte: EVRI, 2007.

Applicando la metafunzione al contesto veneto, si è stimata una WTP di 50,46 euro per ton/ha/anno, nell'ipotesi che il fenomeno erosivo sia superiore alle 2 t/ha/anno, e una WTP di 37,96 euro per ton/ha/anno quando l'erosione scende al di sotto delle 2 t/ha/anno.

*Tabella 21 – Funzione di metanalisi per l'erosione*

	Modello	
	Coeff.	ES <sup>^</sup>
RED <sup>†</sup>	0,2368*	0,1471
GEO	0,5755**	0,2311
WET	0,6358**	0,2345
RIS	0,4128	0,8072
TEC	0,2847*	0,3024
CONS	-0,1610	1,4367

$R^2=0,571$ ;  $\sqrt{MSE}=0,457$ ;  
 $F_{5,11}=17,74^{**}$ ,  $N=17$

<sup>†</sup> Nel modello la variabile dipendente (WTP) e il reddito sono stimati nella forma logaritmica.

<sup>^</sup> Errore standard consistente (Huber-White)

Statisticamente significativi con probabilità inferiore al 5% (\*\*) o tra 5 e 10% (\*)

#### 5.5.4 Stima della biodiversità

La biodiversità è uno degli effetti esterni più rilevanti. Come evidenziato nel capitolo precedente, la maggior parte delle analisi empiriche sembrano convergere sul fatto che l'agricoltura biologica produca degli effetti positivi sulla conservazione e/o miglioramento della biodiversità degli agroecosistemi. Questo contributo alla biodiversità è formato da componenti in parte sociali e in parte private, ovvero da benefici che potrebbero essere valorizzati e quindi essere internalizzati dall'azienda. Ad esempio, l'aumento della popolazione di microrganismi nel suolo ne migliora anche la fertilità e quindi le rese colturali, oppure il mancato impiego di pesticidi si traduce in un aumento della popolazione di insetti pronubi la cui attività migliora le produzioni ortofrutticole. In questo studio, tuttavia, si è cercato di valutare solo le componenti pubbliche, ossia dei benefici che interessano la collettività.

Sotto il profilo metodologico, gli studi presi in considerazione per la stima della biodiversità sono 20, di cui 11 idonei al trasferimento (Tabella 22). Il valore rilevato negli studi primari riflette la WTP per la preservazione o l'incremento del



numero di specie salvaguardate annualmente nei rispettivi siti di indagine. La maggior parte degli studi primari è stata condotta in Europa e circa i due terzi di esse ha preso in considerazione le zone umide. Oltre la metà degli studi primari, focalizza l'attenzione sulle specie di uccelli, in quanto più sensibili ai cambiamenti che si riscontrano sul territorio.

Dagli 11 studi primari selezionati sono state ricavate 17 osservazioni. Gli studi di RIVM (2005) e Christie *et al.* (2004) hanno permesso di ottenere 2 osservazioni ciascuno; da Birol *et al.* (2005) sono state ricavate 3 osservazioni; da Travisi *et al.* (2004) 4 osservazioni; dai rimanenti 6 studi una osservazione ciascuno.

Riguardo alla metodologia di stima, negli studi primari è stato utilizzato il metodo della valutazione contingente e della conjoint choice, le interviste sono state condotte prevalentemente via email, il tasso di risposta medio degli intervistati è intorno al 55%. La risposta generalmente non prevedeva una base dicotomica ma una scelta di tipo open-ended.

Tra le variabili considerate negli studi primari, va sottolineato il significato della variazione della qualità ambientale (VARQ). Nella maggior parte degli studi primari, infatti, VARQ è espressa come incremento del numero di specie di uccelli in quanto sono i vertebrati più capaci di colonizzare dei biotipi creati ex-novo, come ad esempio le zone umide artificiali per la fitodepurazione ed il loro interesse naturalistico viene tutelato dall'Ue<sup>53</sup>.

#### *Tabella 22 – Studi trasferiti nella funzione di metanalisi della biodiversità*

---

Alvarez B., Hanley N., Wright R., MacMillan D., 1999. *Estimating the Benefits of Agri-environmental Policy: Econometric Issues in Open-ended Contingent Valuation Studies*, Journal of Environmental Planning and Management, vol. 42, n.1, pp. 23-43.

---

Birol E., Karousakis K., Koundouri P., 2005. *Using a choice Experiment to Estimate the Non-Use Values of Wetlands: the Case of Cheimaditida Wetland in Greece*, Discussion Paper Series no. 08.2005, Environmental Economy and Policy Research, University of Cambridge.

---

Bjorner T.B., Hauch J., Jespersen S., 2004. *Biodiversity, Health and Uncertainty – a Contingent Ranking Study*, Secretariat of the Danish Economic Council.

---

Christie M., Hanley N., Warren J., Murphy K., Wright R., 2004. *An Economic Valuation of UK Biodiversity Using Stated Preferences*, EAERE (Budapest).

---

<sup>53</sup> Rete ecologica europea Natura 2000, ovvero i siti di interesse comunitario previsti dalla direttiva Habitat (92/43/CEE) e le zone di protezione speciale derivanti dalla direttiva Uccelli (79/409/CEE).

---

Moran D. McVittie A., Allcroft D., Elston D., 2004. *Beauty, beast and biodiversity: what does the public want from agriculture?*, Report to the Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department.

---

RIVM, EFTEC, NTUA, IIASA (2000. *Technical Report on Biodiversity*, RIVM report 481050119.

---

Travisi C.M., Nijkamp P., 2004. Willingness to pay for Agricultural Environmental Safety: Evidence From a Survey of Milan, Italy, Residents, Department of Management Economics and Industrial Engineering, Politecnico di Milano, Italia.

---

Foster V., Mourato S., 1997. Behavioural Consistency, Statistical Specification and Validity in the Contingent Ranking Method: Evidence from a Survey on the Impacts of Pesticide Use in the UK, CSERGE Working Paper.

---

Travisi C.M., Florax R., Nijkamp P., 2004. Willingness to Pay for Reductions in Pesticide Risk Exposure, Nota di lavoro 101.2004.

---

Kontogianni A., Langford I., Papandreou A., Skourtos M., 2001. Social Preferences for Improving Water Quality: An Economic Analysis of Benefits from Waste-Water Treatment, Working Paper GEC 01-04, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, United Kingdom.

---

Olewiler N., 2004. The Value of Natural Capital in Settled Areas of Canada, Ducks Unlimited Canada and the Nature Conservancy of Canada.

---

*Fonte: EVRI, 2007.*

Sono state stimate due metafunzioni che si differenziano per la presenza (modello A) o meno (Modello B) delle variabili metodologiche (Tabella 23). Entrambi i modelli presentano un soddisfacente coefficiente di determinazione. Le principali variabili esplicative sono risultate, oltre al reddito, l'inclusione dell'area oggetto di studio nei programmi di tutela ambientale (es. rete Natura 2000) (PRG), la variazione nella qualità ambientale (VARQ), misurata come numero di specie salvaguardate, l'agricoltura come fonte di stress sulla biodiversità (AGR) oltre ad alcuni fattori metodologici come il tasso di risposta (RR).

- i) PRG: zona inclusa (PRG=1) non inclusa (PRG=0) in programmi di protezione della biodiversità. Questo parametro mette in evidenza che la collettività è più sensibile alla problematica della biodiversità quando si fa riferimento ad aree sensibili sotto il profilo ambientale (parchi, riserve naturali, aree SIC-ZPS, ecc.).
- ii) WET: area in vicinanza di zone umide (WET=1) oppure in altre zone (WET=0). Analogamente alla variabile PRG, anche WET coglie una maggiore WTP nei confronti delle aree sensibili come le zone umide. Questo risultato parte dal presupposto che l'agricoltura, almeno in talune aree di pianura, abbia prodotto una notevole semplificazione della flora e della fauna selvatica.

Pertanto, la possibilità che all'interno dell'agroecosistema organismi animali selvatici e piante spontanee trovino habitat per il loro insediamento è fortemente condizionata dalla presenza di ambiti spaziali in cui l'attività antropica non sia invasiva, come le zone umide, gli ecotoni lentici e quelli palustri.

- iii) VARQ: variazione percentuale di specie protette. Il segno positivo e la significatività di questo parametro conferma la sensibilità della collettività per la protezione delle specie. Questo parametro consente di stimare la WTP marginale, ovvero i benefici sociali associati ad un aumento della biodiversità.
- iv) UCC: solo uccelli (UCC=0), biodiversità in generale (UCC=1). Questa variabile non è significativa anche perché la maggior parte degli studi hanno preso in considerazione solo gli uccelli.

Il trasferimento effettuato applicando le metafunzioni al contesto veneto ha permesso di ricavare la WTP media per la conservazione della biodiversità. Nel trasferimento si è ipotizzato il reddito medio del Veneto del 2006, che l'area sia inclusa in programmi di protezione ambientale, che la pressione ambientale sia di origine agricola, che le variabili metodologiche siano in linea a quelle degli studi primari. I risultati hanno evidenziato una WTP media per il livello attuale di preservazione della biodiversità variabile dai 27,71 euro/famiglia/anno della metafunzione B ai 38,43 euro/famiglia/anno della metafunzione A.

*Tabella 23 – Funzioni di metanalisi per la biodiversità*

	Modello (A)		Modello (B)	
	Coeff.	ES <sup>^</sup>	Coeff.	ES <sup>^</sup>
RED <sup>†</sup>	-1,6278**	0,5775	-1,3243**	0,5230
UCC	0,1673	0,1520	0,1489	0,1246
PRG	0,6505**	0,2265	0,6353**	0,1905
VARQ	0,8738**	0,3270	0,9670**	0,3111
RR	-0,7037*	0,4577		
EMA	0,0951	0,1378		
AGR	-0,1432*	0,1156	-0,1640*	0,1698
CONS	19,7496*	5,9679	16,2906**	5,2287
	R <sup>2</sup> =0,801; $\sqrt{MSE}$ =0,269; F <sub>7,9</sub> =5,32**, N=17		R <sup>2</sup> =0,754; $\sqrt{MSE}$ =0,272; F <sub>5,11</sub> =6,50**, N=17	

<sup>†</sup> Nel modello la variabile dipendente (WTP) e il reddito sono stimati nella forma logaritmica.

<sup>^</sup> Errore standard consistente (Huber-White)

Statisticamente significativi con probabilità inferiore al 5% (\*\*) o tra 5 e 10% (\*)

### 5.5.5 Stima degli effetti sulla salute

La valutazione degli effetti sulla salute è stata effettuata con riferimento all'impiego degli agrofarmaci. Operativamente, il rischio per la salute associato all'impiego ai pesticidi è una tematica delicata. Essa coinvolge aspetti epidemiologici e metodologici. I primi intendono individuare la funzione esposizione-risposta e il tipo di effetti arrecati alla salute, distinti in mortalità e morbilità<sup>54</sup>; gli aspetti metodologici, invece, sono strettamente influenzati dai rischi da valutare (mortalità, morbilità, ovvero effetti acuti e cronici) oltre che dall'obiettivo della stima.

In linea generale, gli approcci di valutazione si basano su metodi specifici e puntuali che stimano la disponibilità a pagare per ridurre i rischi per la salute e approcci in cui si lavora prevalentemente con indicatori economici come le spese sanitarie evitate (Lutala and Samakovlis, 2001; Skånberg, 2001; Aunan *et al.*, 2000). Questi ultimi forniscono delle informazioni utili, ma la letteratura recente su questo argomento sembra prediligere approcci di valutazione che seguono l'inquinante nel suo corso d'azione (*impact pathway*) e che si basano sulla stima della disponibilità a pagare<sup>55</sup>. Il principale metodo per la valutazione economica della riduzione dei rischi per la salute fa riferimento al concetto di "valore statistico della vita" che è inteso come il valore attribuito alla prevenzione di un evento mortale in senso probabilistico<sup>56</sup>.

Nel presente studio i rischi sulla salute degli operatori sono stati valutati con riferimento alla disponibilità a pagare. La necessità di limitare la ricerca ad un argomento così specifico come i rischi da pesticidi, il cui impatto è comunque limitato rispetto all'infortunistica legata all'uso delle macchine, nonché a un settore la cui rilevanza economica è marginale, almeno nelle economie sviluppate, ha ridotto il numero di studi primari potenzialmente trasferibili. Sono stati, infatti, raccolti e selezionati 7 studi da cui sono state ricavate 12 osservazioni (Tabella 24), di cui 4 da Lohr *et al.* (1996), 2 da Brox *et al.* (2003), 2 da Brethour (2000), 2 da Foster e Muraro (1998), 1 da Travisi e Nijkamp (2004) e 1 da Cuyno *et al.* (2001).

---

<sup>54</sup> La mortalità è espressa in numero di morti in un dato tempo su una data popolazione; la morbilità riguarda la frequenza di una malattia.

<sup>55</sup> Tra i metodi di valutazione dei rischi sulla salute di ricorda il salario edonico (relazione tra livello salariale e rischio di mortalità sul posto di lavoro), il prezzo edonico (relazione tra beni di consumo e benefici o rischi per la salute), costo della malattia (COI, Cost of illness) o spesa sanitaria, la disponibilità a pagare (Viscusi *et al.*, 2003)

<sup>56</sup> Con questo termine non si intende attribuire un valore alla vita individuale (valore della vita in senso stretto) ma piuttosto stimare il valore della vita di un ipotetico individuo facente parte di una popolazione statistica (Schelling, 1968).

Le variabili esplicative sono, oltre al reddito, l'uso delle sostanze tossiche impiegate (agricole o no), la localizzazione geografica dello studio (europea/extraeuropea), il tipo di intervistato (se agricoltore o no), il valore di non uso (se rilevato o no), la variazione della qualità ambientale (si/no), la presenza di effetti cronici (si/no), le variabili metodologiche (tasso risposta, modalità di intervista, ecc.) e, infine, una variabile che valuta eventuali evoluzioni temporali nelle preferenze verso questa tematica.

*Tabella 24 – Studi trasferiti nella funzione di metanalisi (salute)*

---

Lohr L., Park T., Higley L., 1996. *Valuing Risk Tradeoffs and Voluntary Insecticide Reduction*, Faculty Series, n. 96-10, Department of Agricultural and Applied Economics, University of Georgia.

---

Brox J.A., Kumar R.C., Stollery K.R., 2003. Estimating Willingness to Pay for Improved Water Quality in the Presence of Item Nonresponse Bias, *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 85, n. 2, pp. 414-428.

---

Cuyno L.C.M., Norton G.W., Rola A., 2001. Economic Analysis of Environmental Benefits of Integrated Pest Management: A Philippine Case Study, *Agriculture Economics*, n. 25, pp. 227-233.

---

Tegtmeier E.M., Duffy M.D., 2004. External Costs of Agricultural Production in the United States, *International Journal of Agricultural Sustainability*, vol.2, n. 1, pp. 1-20.

---

Brethour C.C., 2000. *An Economic Evaluation of the farm and Off-farm Effects of Pesticide Reduction Research*, National Library of Canada, Acquisitions and Bibliographic Services.

---

Foster V., Muraro S., 1998. *Behavioural Consistency, Statistical Specification and Validity in the Contingent Ranking Method: Evidence from a Survey on the Impacts of Pesticide Use in UK*, CSERGE Working Paper.

---

Travisi C.M., Nijkamp P., 2004, *WTP for Agricultural Environmental Safety: Evidence From a Survey of Milan, Italy*, Department of Management Economics and Industrial Engineering, Politecnico di Milano, Italia.

---

Fonte: EVRI, 2007.

La metanalisi ha generato due modelli di stima che si differenziano per l'inclusione o meno degli effetti cronici. Le due metafunzioni evidenziano un elevato coefficiente di determinazione nonostante la limitata numerosità campionaria, a conferma di una convergenza dei risultati tra i diversi studi primari (Tabella 23). Entrambi le metafunzioni evidenziano invece delle differenze nella significatività dei parametri stimati che migliorano decisamente nel modello che include anche gli effetti cronici. Contrariamente alle altre stime, i parametri di stima del reddito appaiono poco significativi, almeno nella metafunzione B, a conferma dell'elevata rigidità del bene salute rispetto alla corrispondente

disponibilità a pagare. Di seguito, sono riportate le principali variabili esplicative della metanalisi (Tabella 25).

- i) STX: sostanze tossiche impiegate in agricoltura (STX=0) o in generale (STX=1). Questa variabile diventa significativa nel modello A ed il segno positivo rivela una sensibilità per la tossicità in generale.
- ii) GEO: studio europeo (GEO=1), studio extraeuropeo (GEO=0). Il parametro di stima è significativo in entrambe le metafunzioni, mentre il segno positivo indica una maggiore sensibilità o WTP nei paesi europei rispetto agli extraeuropei.
- iii) NUS: valori di non uso (NUS=1). Il parametro è significativo solo nella metafunzione B e rileva un apprezzamento dei valori di non uso (esistenza).
- iv) VARQ: miglioramento qualità ambientale lieve (VARQ=0) o sensibile (VARQ=1). Questa variabile intende valutare se esiste una relazione tra qualità dell'ambiente di lavoro e i rischi per la salute. Questo parametro diventa significativo nella metafunzione A.
- v) ANN: evoluzione temporale nelle preferenze sui rischi per la salute (ANN=1). Questa variabile è stata introdotta per verificare se vi sono stati dei break temporali, ovvero cambiamenti di preferenze. Il parametro è risultato significativo nel modello A.
- vi) TCR: presenza di effetti cronici (TCR=1). Si tratta di una variabile particolarmente importante nel caso degli effetti sulla salute legati all'uso dei pesticidi. Il parametro, stimato nella metafunzione A, è significativo e il segno mette in evidenza la sensibilità degli intervistati e quindi una maggiore WTP quando sono coinvolti rischi di tossicità cronica.

Per effettuare il trasferimento sono state impiegate le seguenti variabili: reddito veneto 2006, sostanze tossiche usate in agricoltura (STX), localizzazione geografica (GEO), valore di non uso (NUS), break temporale (ANN), effetti cronici (TCR), mentre non è stata ipotizzata alcuna variazione di qualità ambientale (VARQ=0). Il trasferimento delle due metafunzioni ha rilevato una WTP media pari a 148,26 euro/famiglia/anno nel modello A che scende a 87,86 euro/famiglia/anno nel modello B. In altre parole, l'introduzione degli effetti cronici accresce la WTP a conferma dell'elevata sensibilità nei confronti di tali effetti.

Tabella 25 – Funzioni di metanalisi per i rischi sulla salute

	Modello (A)		Modello (B)	
	Coeff.	ES <sup>^</sup>	Coeff.	ES <sup>^</sup>
RED†	0,0938	0,1275	0,4279*	0,2313
STX	-0,0733	0,5687	0,4279**	0,2313
GEO	0,5527*	0,2544	0,4796**	0,1816
VARQ	0,0721	0,2605	0,3016*	0,2183
NUS	1,1529*	0,8205		
ANN			1,0686**	0,3865
TCR			0,6000**	0,1236
CONS	1,8917*	1,3556	-2,2900	2,5394

$R^2=0,830$ ; $\sqrt{MSE}=0,310$ ;	$R^2=0,931$ $\sqrt{MSE}=0,217$
$F_{5,6}=16,50^{**}$ , N=12	$F_{6,5}=18,50^{**}$ , N=12

† Nel modello la variabile dipendente (WTP) e il reddito sono stimati nella forma logaritmica.

^) Errore standard consistente (Huber-White)

Statisticamente significativi con probabilità inferiore al 5% (\*\*) o tra 5 e 10% (\*)

## 5.6 Stima dei costi esterni dell'agricoltura convenzionale

I dati ottenuti dalle stime del modello di benefit transfer (indicati d'ora in poi come Uo Padova) sono stati integrati da altri risultati riscontrati nella letteratura nazionale e internazionale (Tabella 26). A tale proposito, sono stati utilizzati due studi nazionali (Travisi e Nijkamp, 2004; Travisi *et al.*, 2004) che stimano la WTP per mitigare i danni da pesticidi alle acque e alla biodiversità e i rischi sulla salute degli operatori, una stima del costo opportunità delle emissioni di nitrati nelle acque (Tiezzi, 1999), le spese sostenute dalla Ue<sup>57</sup> e Ministeri per la salvaguardia della biodiversità, uno studio nazionale focalizzato sui costi di depurazione delle acque ad uso potabile dai nitrati (Bontempi *et al.*, 2007). Da ultimo, due studi internazionali (Pretty *et al.*, 2000; Tegtmeier e Duffy, 2004) sono stati utilizzati per stimare i costi di ripristino delle acque ad uso potabile, i danni da erosione dei suoli, i danni alla biodiversità, mentre uno studio dell'Agenzia Europea per l'Ambiente (IRENA, 2005) è stato impiegato per misurare le emissioni di CO<sub>2</sub> dai terreni agricoli successivamente valutate ai prezzi di mercato.

<sup>57</sup> Spese relative alle misure sulla biodiversità del reg. CE 2078/92 e reg. 1257/99 (misura f).

Tabella 26 – Studi utilizzati per la stima delle esternalità dell'agricoltura convenzionale

	Metodo	Acqua	Biodiversità	Suolo		Salute (operatori)
				Erosione	Emissioni CO <sub>2</sub>	
Metanalisi (Uo Padova)	Valutazione contingente	Rischio nitrati e pesticidi in acque di falda	Danni agli uccelli	Rischio di erosione		Rischio sulla salute da pesticidi
V a l u t e  T r a n s f e r	Travisi e Nijkamp, 2004;	Valutazione contingente	Rischio pesticidi (generico)	Danni pesticidi agli (uccelli)		Rischi da pesticidi (generico)
	Travisi <i>et al.</i> , 2004	Valutazione contingente	Rischio pesticidi in acque superf. e di falda	Danni da pesticidi agli ecosistemi terrestri		Rischio pesticidi (effetti acuti e cronici)
	Tiezzi, 1999	Costo opportunità	Emissioni nitrati (prezzo ombra)			
	Bontempi <i>et al.</i> , 2007	Costo di ripristino		Inquin. nitrati e fosfati (acqua potabile)		
	Pretty <i>et al.</i>	Costo di ripristino, spese difensive	Costi depurazione acque ad uso potabile		Costi ripulitura canali	
	Tegtmeier e Duffy, 2004	Costo di ripristino, spese difensive	Costi depurazione acque ad uso potabile			
	IRENA, 2005					Stima emissioni e prezzo CO <sub>2</sub>
	Ministeri, Ue	Costo di ripristino, costo di produzione		Spesa per la protezione della biodiversità		

Tutti i valori rilevati negli studi sono trasferiti nel tempo e nello spazio utilizzando il PPPI (Pattanayah *et al.*, 2002). Negli studi sulle WTP nazionali si è invece proceduto ad un ulteriore trasferimento per adeguare il valore al differenziale di reddito tra regione di origine e quella di destinazione. La conversione dei valori in unità di superficie è stata invece effettuata caso per caso tenendo conto anche delle peculiarità territoriali e delle problematiche ambientali del Veneto. Un particolare approfondimento merita il suolo ed in particolare la



stima degli effetti dell'erosione e delle emissioni di CO<sub>2</sub>. Per l'erosione si è proceduto ad una prima quantificazione del fenomeno nel Veneto e quindi alla stima degli effetti *off-farm*. Per queste ultime, viste le difficoltà di isolare dalle spese di manutenzione sostenute dai consorzi di bonifica le componenti legate all'erosione, si è optato per il trasferimento del costo di ripulitura dei canali già valutato da Pretty *et al.* (2000) e Tegtmeier e Duffy (2004). Riguardo alle emissioni di CO<sub>2</sub> dal suolo, invece, si è proceduto ad una misurazione del fenomeno ponderando le emissioni di CO<sub>2</sub>, riscontrate in letteratura e differenziate per livelli standard di sostanza organica (IRENA, 2005), al contenuto effettivo di sostanza organica rilevato nei suoli del Veneto e alla loro estensione territoriale (Arpav, 2005). Da ultimo, va segnalato che i valori unitari relativi alle spese sostenute annualmente dal Ministero o dall'Ue per la protezione della biodiversità sono stati ponderati per la superficie protette presenti nel Veneto.

Vale la pena sottolineare che i risultati, sia di metanalisi sia di value transfer, sono connotati da un elevato grado di approssimazione e la loro attendibilità va reinterpretata in funzione di un criterio di stima precauzionale, ovvero di individuazione di un range o intervallo di valori e non di stime puntuali. Peraltro, l'ampiezza di questo intervallo risulta in taluni casi elevato e ciò viene giustificato dal metodo di stima utilizzato e dalla sua capacità di cogliere le funzioni ambientali svolte dalla risorsa oggetto di stima nonché dalle modalità del trasferimento.

I risultati ottenuti con benefit transfer evidenziano, infatti, delle stime su due ordini di grandezza. Da una parte, le stime sulla WTP che oscillano da 20-25 fino a oltre 300 euro/famiglia/anno e dall'altra, le stime sui costi di ripristino e spese difensive che si aggirano su valori compresi tra i 25 e 60 euro per ettaro. Questa variabilità diventa particolarmente ampia nella WTP sulla qualità delle acque e sulla biodiversità; in particolare, gli studi proposti da Travisi e Nijkamp (2004) e Travisi *et al.* (2004) rilevano valori decisamente più elevati e ciò va reinterpretato considerando l'oggetto della stima, la tipologia di intervistati, l'area di studio, la metodologia di valutazione nonché l'efficacia del trasferimento mediante value transfer.

Per contro, i risultati realizzati con la metanalisi forniscono valori più vicini a quelli stimati da metodi indiretti e ciò potrebbe essere giustificato anche da una migliore efficacia del trasferimento. Va tuttavia sottolineato che queste differenze sono attribuite ad altri fattori metodologici. Ad esempio, nel caso della biodiversità, la metanalisi è stata limitata solo alla componente uccelli, mentre le altre WTP includono anche altre componenti della biodiversità (es. mammiferi, api, pesci). Nel caso dell'acqua, la metanalisi considera l'effetto dell'inquinamento di origine

agricola, mentre nelle altre WTP si valutano gli effetti dell'inquinamento delle acque senza alcun riferimento alla fonte delle emissioni che diventa significativa nel caso dei nitrati e fosfati. Passando ai metodi di valutazione indiretta, si riscontra, ovviamente, una maggiore attendibilità dei valori che scaturiscono da indagini effettuate in Italia piuttosto che all'estero. In questo ultimo caso, le stime trasferite dagli studi di Pretty *et al.* (2000) e riferite a una realtà europea sono indubbiamente più vicine alla realtà nazionale rispetto a quelli analoghi di Tegtmeier e Duffy (2004) rilevati su un'agricoltura e su un ambiente, quelli statunitensi, molto diversi da quello italiano.

Va infine illustrato il procedimento utilizzato per valutare le emissioni di CO<sub>2</sub> dal suolo. Come già anticipato in precedenza, la base informativa fornita da uno studio dell'Agenzia Europea dell'Ambiente (IRENA, 2005), ha permesso di stimare il contenuto di carbonio in funzione del contenuto di sostanza organica del suolo. Utilizzando i dati sul contenuto di sostanza organica dei suoli del Veneto e la corrispondente estensione si è giunti ad una stima approssimativa del contenuto di carbonio nello strato superficiale (0-30 cm). A questo punto è necessario individuare le emissioni di CO<sub>2</sub>, che rappresentano l'elemento più critico di questa valutazione anche perché la relazione tra pratiche agricole, contenuto di CO<sub>2</sub> ed emissioni non è chiara, ovvero in essa convergono fattori pedologici, climatici, ambientali, agronomici che impediscono una generalizzazione del fenomeno. A tale proposito, il rapporto IRENA (2005) riporta per i terreni a seminativo delle perdite medie annue di CO<sub>2</sub> nell'ultimo decennio pari all'1,7% del carbonio totale contenuto nello strato superficiale. Sulla scorta di queste informazioni sono state simulate le emissioni di CO<sub>2</sub> annue dei terreni che oscillano tra un valore minimo e un valore massimo che corrispondono rispettivamente al limite inferiore e superiore dell'intervallo di sostanza organica contenuto nel terreno e riportato dall'Ufficio Europeo Suoli. A queste emissioni è stato applicato il prezzo della CO<sub>2</sub>, rilevato sul mercato comunitario<sup>58</sup> e, quindi, il valore complessivo è stato ponderato per la corrispondente superficie agricola totale.

---

<sup>58</sup> Prezzo rilevato su [www.pointcarbon.it](http://www.pointcarbon.it) (ultimo accesso aprile 2008).

Tabella 27 – Stime delle esternalità prodotte dall'agricoltura convenzionale

Risorse/fonti	stima	unità	Valore	
			min	max
<b>QUALITÀ ACQUA</b>				
UO Padova (nitrati)	WTP	€/fam/anno	24,7	29,2
UO Padova (pesticidi)	WTP	€/fam/anno	21,9	25,3
Travisi e Nijkamp (2004)	WTP	€/fam/anno	171,1	187,0
Travisi <i>et al.</i> (2004)	WTP	€/fam/anno	184,6	430,8
Tiezzi (1999)	costo opportunità	€/ha	51,6	64,6
Bontempi <i>et al.</i> (2007)	costo ripristino	€/ha	25,0	81,1
Pretty <i>et al.</i> (2000)	costo ripristino	€/ha	29,7	43,2
Tegtmeier e Duffy (2004)	costo ripristino	€/ha	2,3	3,3
<b>SUOLO</b>				
<b>Erosione</b>				
UO Padova (> 2 ton/anno)	WTP	€/ton/ha/anno	50,5	54,1
UO Padova (< 2 ton/anno)	WTP	€/ton/ha/anno	44,2	47,5
Pretty <i>et al.</i> (2000)	costo ripristino	€/ha	1,4	1,7
<b>Emissioni CO2</b>				
Stima emissione CO2*	prezzo di mercato CO2	€/ha	16,0	29,2
<b>BIODIVERSITÀ</b>				
UO Padova	WTP	€/fam/anno	27,7	38,4
Travisi e Nijkamp (2004)	WTP	€/fam/anno	144,3	173,8
Travisi <i>et al.</i> (2004)	WTP	€/fam/anno	186,1	284,2
Spesa UE	spese difensive	€/ha	52,9	68,0
Spesa Ministeri	spese difensive	€/ha	24,8	31,8
Pretty <i>et al.</i> (2000)	costo ripristino	€/ha	24,1	31,0
Tegtmeier e Duffy (2004)	costo ripristino	€/ha	5,0	6,5
<b>SALUTE OPERATORI</b>				
UO Padova (effetti acuti/effetti acuti e cronici)	WTP	€/fam/anno	87,9	148,3
Travisi <i>et al.</i> (2004)	WTP	€/fam/anno	91,0	106,9

\*) valori simulati

## 5.7 Fase VI: Stima delle esternalità dell'agricoltura biologica

### 5.7.1 Acqua

Il ruolo dell'agricoltura biologica sulla qualità delle acque è ancora piuttosto controverso. Analogamente al metodo convenzionale, anche i sistemi biologici possono influenzare in modo significativo la qualità delle acque sotterranee e superficiali mediante le pratiche legate alla fertilizzazione e secondariamente all'uso di agrofarmaci. Come già accennato nei paragrafi precedenti, la misurazione degli effetti differenziali tra sistemi biologici e convenzionali è molto complessa non solo per la natura diffusa delle emissioni, trasferibilità degli effetti nel tempo e nello spazio, ovvero per la difficoltà di individuare la funzione di danno, ma anche nell'estrema variabilità degli effetti. Questo ultimo aspetto è, infatti, influenzato da fattori pedo-climatici, idrologici nonché agronomici e gestionali (rotazioni, concimazioni, sovescio).

Passando ai risultati, sul versante del rischio di inquinamento da nutrienti (nitrati e fosfati) si registra un cambiamento di opinioni in merito ai benefici dei sistemi biologici rispetto a quelli convenzionali. Stanno, infatti, emergendo nuove tesi che sembrano ridimensionare gli effetti di contenimento delle perdite di azoto evidenziati da numerosi autori nel corso degli anni novanta (Hansen *et al.*, 2000; Stolze *et al.*, 2000; Pimentel *et al.*, 2005). Tra questi ultimi, Hansen *et al.* (2000) avrebbero stimato che le maggiori perdite di azoto per lisciviazione del convenzionale rispetto al biologico varierebbero tra il 60 al 70% a seconda del tipo di terreno. Secondo Pimentel *et al.* (2005) tali percentuali scenderebbero invece al 20%.

Recentemente, numerosi studi sperimentali sembrano evidenziare dei risultati meno incoraggianti. Alcuni autori, infatti, criticano il metodo biologico sotto il profilo della sostenibilità dei nutrienti in quanto utilizzerebbe le riserve di fosforo e potassio accumulate nei suoli (Heathwaite, 1997; Løes and Øgaard, 2001), mentre la fertilizzazione organica aumenterebbe il contenuto di azoto negli strati superficiali come pure i rischi di lisciviazione (Torstensson *et al.*, 2006; Boldrini *et al.*, 2007; Boldrini *et al.*, 2008). Secondo Loges *et al.* (2008) gli effetti di lisciviazione dei nitrati sarebbero associati ad una progressiva specializzazione delle aziende biologiche, ovvero all'allontanamento dalla tradizionale diversificazione produttiva, e all'intensificazione colturale accompagnata dal ricorso di concimazioni organiche. In un recente studio, Kelm *et al.* (2008) avrebbero evidenziato un significativo contenimento nel surplus azotato delle

aziende biologiche rispetto a quelle convenzionali; d'altra parte, l'eccesso di azoto si manterrebbe ancora elevato in entrambi i sistemi produttivi. Secondo Thorup (2007), questi risultati potrebbero essere migliorati grazie ad una corretta gestione dei nutrienti intesa come equilibrio tra ciclo di mineralizzazione e fase di assorbimento delle colture. In questo caso la concimazione organica potrebbe addirittura essere controproducente se effettuata con modalità inadeguate o poco coordinate rispetto alla rotazione in atto (Dux e Fink, 2007; Thorup, 2007). Altri studi stanno verificando l'efficacia delle colture da sovescio in sostituzione della tradizionale concimazione organica (Muller *et al.*, 2006; Askegaard e Eriksen, 2008). Pur constatando un crescente interesse verso questo argomento, la letteratura è ancora piuttosto limitata soprattutto con riferimento a studi empirici su scala a livello aziendale e non particellare (Loges *et al.*, 2008) anche a conferma delle difficoltà che si incontrano nella valutazione di questo aspetto.

Anche le indagini effettuate dall'Uo Bologna hanno evidenziato un sostanziale miglioramento degli indicatori del bilancio azotato sia nelle aziende di pianura che di collina, ma ciò non consente di esprimere un giudizio univoco sui rischi di lisciviazione di nutrienti nelle acque, ovvero sui benefici ambientali del sistema biologico rispetto a quello convenzionale.

Non va peraltro trascurato anche l'effetto indiretto legato al mancato utilizzo dei fertilizzanti di sintesi che si traduce in un risparmio di combustibili fossili, una migliore efficienza energetica oltre alla minore produzione di gas serra. Tali effetti, marginali a livello di azienda, potrebbero diventare significativi a livello territoriale e/o nazionale.

Contrariamente alla gestione dei nutrienti, gli effetti ambientali sembrano più evidenti nel caso dei pesticidi chimici il cui impiego è vietato nell'agricoltura biologica. Restano ancora dei dubbi sull'impiego di alcune sostanze ammesse (rame, piretroidi, rotenone) dotate peraltro di scarsa mobilità nel terreno<sup>59</sup>. Anche se alcune di queste sostanze come il rame si accumulano nel terreno, non sono stati rilevati contenuti significativi nel suolo (Shepherd *et al.*, 2003).

Di fronte a questi risultati è difficile proporre una quantificazione degli effetti ambientali dell'agricoltura biologica rispetto a quella convenzionale almeno per quanto riguarda la gestione dei fertilizzanti. Seguendo un criterio prudenziale, si potrebbe ipotizzare un effetto positivo associato al divieto di utilizzo di agrofarmaci di origine chimica. A tale proposito, la metanalisi ha permesso di

---

<sup>59</sup> Molte di queste sostanze non sono previste dal nuovo regolamento sull'agricoltura biologica.

isolare la componente di esternalità imputabile ai pesticidi (21,9 - 25,3 euro/famiglia/anno), che ponderata alla popolazione e alla superficie agricola totale genera un valore medio per ettaro variabile da 29,3 a 33,8 euro/ettaro.

### 5.7.2 Suolo: erosione ed emissioni CO<sub>2</sub>

Come già accennato nei paragrafi precedenti, il contributo dell'agricoltura biologica alla mitigazione del fenomeno erosivo non è univocamente definito. Le modalità di realizzazione del metodo biologico, l'ordinamento colturale nonché le caratteristiche pedoclimatiche e l'orografia del territorio giocano un ruolo determinante sul controllo dell'erosione. Tra le pratiche che favoriscono un'attenuazione del fenomeno erosivo vanno citate le frequenti rotazioni, che riducono il periodo di tempo in cui il suolo resta esposto agli agenti atmosferici (acqua e vento) e la presenza di frangivento naturali (siepi, cespugli, boschetti) che limitano l'erosione eolica. Una delle pratiche che offrono un'efficace protezione dall'erosione, soprattutto nelle aree collinari, è costituito dal mantenimento della copertura vegetale sul terreno (*cover crops*). Alcune indagini sperimentali, nonché l'evidenza empirica sembrano suggerire che, nel complesso, la conversione all'agricoltura biologica porti una riduzione del rischio da erosione (Stolze *et al.*, 2000; Pimentel *et al.*, 2005; Mader *et al.*, 2002).

Sulla scorta di questi risultati, per procedere ad una comparazione dei due metodi agronomici, si può verosimilmente supporre che nelle aree che attualmente presentano un rischio erosivo superiore alle 2 ton/ha/anno, ci possa essere una mitigazione del fenomeno erosivo attribuibile all'agricoltura biologica. Approssimativamente, si può ipotizzare che l'agricoltura biologica abbassi il fenomeno al di sotto delle 2 ton/ha/anno.

Dalla metanalisi si è stimata una WTP per il controllo dell'erosione pari a 50,46 euro per ton/ha/anno nelle aree con alto rischio di erosione (> 2 ton/ha/anno) e una WTP di 37,96 euro per ton/ha/anno nelle zone dove il fenomeno è meno rilevante (< 2 ton/ha/anno). Per giungere ad una valutazione dell'erosione è necessario procedere in primo luogo ad una quantificazione delle perdite di suolo e, secondariamente, ad una loro monetizzazione applicando la WTP stimata con la metanalisi. La base di dati per procedere alla quantificazione delle perdite di suolo è costituita dalla classificazione per classe di vulnerabilità (Arpav, 2006; Istat, 2002; Regione Veneto, 2006). Su queste superfici è stata applicata l'equazione USLE (*Universal Soil Loss Equation*) che fornisce, seppur in via approssimativa, il

volume di suolo che potrebbe essere potenzialmente eroso nel corso di un anno. Queste perdite potenziali variano in un intervallo definito da un limite inferiore e superiore per classe di rischio erosivo. Questi volumi, espressi in ton/anno, sono stati monetizzati utilizzando la WTP di 50,46 euro ton/ha/anno per la classe di rischio elevata e di 37,96 euro per le altre superfici. Rapportando i valori ottenuti alle corrispondenti superfici si ottiene un valore di 15,1 - 16,1 euro/ha nello scenario con basso rischio fino a 24,1 - 25,9 euro/ha nello scenario con elevato rischio erosivo. Assumendo che il sistema biologico compori l'attenuazione del fenomeno erosivo<sup>60</sup>, si giunge ad beneficio che varia dai 3,9 - 6,8 euro/ha nello scenario con basso rischio fino a 5,5 - 11,8 euro/ha nel caso di rischio più elevato (Tabella 30).

Tabella 28 - Costi esterni dell'erosione

	Costo (euro/ha)	
	Basso	Alto
<b>Basso rischio</b>		
Status-quo	15,1	16,2
Riduzione rischio aree collinari	8,3	12,3
Differenza	6,8	3,9
<b>Alto rischio</b>		
Status-quo	24,1	25,9
Riduzione rischio aree collinari	12,3	20,4
Differenza	11,8	5,5

Analogamente all'erosione, anche il contributo dell'agricoltura biologica al controllo delle emissioni di CO<sub>2</sub> dal suolo è piuttosto incerto. Se da una parte si registra un aumento generalizzato del contenuto di sostanza organica nei suoli gestiti con metodo biologico (Canali, 2003; Ciaccia, 2008) dall'altra, gli studi che dimostrano un aumento nelle capacità di sequestro della CO<sub>2</sub> sono ancora limitati anche se favorevoli a tale effetto (Mader *et al.*, 2002). Ciò nonostante si preferisce non fare delle ipotesi sugli eventuali benefici associati a questo fenomeno. Pertanto il costo esterno sulle emissioni di CO<sub>2</sub> dal suolo stimato dai 16,0 ai 29,2 euro/ha può essere considerato come un beneficio potenziale, ovvero un limite massimo, che potrebbe risultare utile qualora venisse supportato da analisi sperimentali.

<sup>60</sup> Sono state escluse da questa stima le aree montane dove il fenomeno erosivo viene fortemente influenzato anche da fattori extragricoli.

### 5.7.3 Biodiversità

Contrariamente a quanto riscontrato per la qualità delle acque o l'erosione, la relazione tra agricoltura biologica e biodiversità presenta dei contorni decisamente più definiti. La maggior parte degli studi e analisi empiriche, cui si rimanda al capitolo quattro per un approfondimento, concorda sugli effetti positivi del metodo biologico almeno in termini di aumento della diversità di specie. In particolare, il divieto all'impiego dei pesticidi, l'aumento del contenuto di sostanza organica nel suolo, la policoltura, la presenza di piccoli appezzamenti assieme a pratiche come il sovescio o il maggese o l'introduzione di siepi o alberature sono alcuni dei fattori che creano condizioni favorevoli allo sviluppo della popolazione vertebrata e invertebrata nonché allo sviluppo della composizione floristica. Restano alcune perplessità riguardo alle pratiche di controllo meccanico delle malerbe e alle lavorazioni del terreno che, analogamente al metodo convenzionale, rischiano di creare condizioni sfavorevoli allo sviluppo della flora e fauna terricola.

La sperimentazione in campo nonché le indagini aziendali effettuate dall'Uo Bologna (Vitali *et al.*, 2008) hanno rilevato il contributo dell'agricoltura biologica sulla biodiversità grazie ad un ampio ventaglio di indicatori agroambientali (Tabella 9). I risultati di una larga quota degli indicatori ha, infatti, evidenziato la superiorità del metodo biologico rispetto al convenzionale sia nelle unità di pianura che in quelle di collina. Per alcuni indicatori (durata avvicendamento, diversità colturale) la migliore performance del metodo biologico rispetto al convenzionale viene confermata anche dall'indagine campionaria.

La valutazione dell'impatto dell'agricoltura convenzionale mediante metanalisi ha evidenziato una WTP che varia da 27,7 a 38,4 euro/famiglia/anno. Il confronto con altri studi, riferiti alla realtà italiana e trasferiti all'area di studio con *value transfer*, rileva un differenziale di WTP molto elevato e giustificato dai diversi obiettivi della stima. La metanalisi, infatti, limita la stima agli effetti delle attività agricole sulla popolazione di uccelli; per contro gli altri studi diretti hanno esteso la stima agli ecosistemi terrestri e acquatici, ovvero alla flora e fauna terrestre e acquatica. I metodi indiretti hanno infatti stimato un costo per la salvaguardia della biodiversità variabile da circa 25 a 68 euro/ha. Si tratta ovviamente di valori piuttosto approssimativi ed il cui significato, per lo più statistico, va rivisto come ordine di grandezza del costo sociale sostenuto dalla collettività per la protezione della biodiversità.

I risultati della metanalisi sono stati utilizzati per stimare il contributo dell'agricoltura biologica alla biodiversità. Anche se gli indicatori forniti dall'Uo



Bologna forniscono dei valori analitici, essi sono difficilmente aggregabili in un indicatore complessivo di biodiversità. In altre parole, gli indicatori misurano situazioni specifiche che richiederebbero delle stime monetarie ad hoc. Vista la complessità di questo percorso valutativo, si è optato per una stima dei benefici dell'agricoltura biologica alla biodiversità usando i modelli di metanalisi. Nello specifico, si è ipotizzato che il metodo biologico produca un miglioramento della qualità ambientale (variabile VARQ) fino al 20% rispetto allo status quo. Applicando questa ipotesi alle metafunzioni, la WTP per il contributo alla biodiversità del metodo biologico sarebbe di 33,64 - 45,77 euro/fam/anno, pari un beneficio di 5,91 - 7,34 euro/fam/anno. Ponderando il differenziale di WTP per la popolazione residente (famiglie) e l'area interessata si ottiene un valore di 7,9 - 9,8 euro/ha se si considera la superficie agricola totale che aumenta a 23,6 - 29,3 euro/ha se la WTP viene distribuita solo sulla superficie protetta.

#### 5.7.4 Salute degli operatori

Il contributo dell'agricoltura biologica alla riduzione dei rischi sulla salute degli agricoltori e lavoratori agricoli è ancora poco chiaro. Se da una parte il divieto di impiego di fitofarmaci dovrebbe mitigare tale rischio dall'altra, un eventuale maggiore ricorso alle macchine per surrogare talune operazioni (es. controllo meccanico delle malerbe) potrebbe accrescere il rischio di infortuni. Vale la pena ricordare, che la quota di infortuni attribuibile, seppur in linea teorica, all'uso di agrofarmaci è limitata rispetto agli infortuni complessivi in agricoltura<sup>61</sup> ma è comunque rilevante perché associata a rischi di natura sia acuta che cronica.

La stima della WTP mediante metanalisi ha generato due metafunzioni, di cui una tiene conto sia degli effetti acuti che di quelli cronici. In particolare, la WTP è pari a 87,9 euro/fam/anno per i soli effetti acuti e sale a 148,3 euro/fam/anno qualora siano inclusi anche i rischi cronici. Il confronto con lo studio di Travisi *et al.* (2004) evidenzia valori non lontani da quelli stimati con la metanalisi. Nonostante l'incertezza circa gli effetti dell'agricoltura biologica, si è ipotizzato che il divieto all'impiego dei prodotti chimici di sintesi produca un generico miglioramento della qualità ambientale che introdotto nelle metafunzioni genera accresce la WTP a 94,43 e 172,39 euro/fam/anno a seconda che siano

---

<sup>61</sup> Secondo i dati INAIL, gli infortuni in agricoltura nella Regione Veneto si aggiravano nel 2006 su circa 5.677 casi di cui 1.417 imputabili alle malattie professionali. Riguardo a queste ultime circa 300 casi (5,3% del totale) fanno riferimento a patologie respiratorie, cutanee o neurologiche (INAIL, 2007).

inclusi solo gli effetti acuti oppure effetti acuti e cronici. Ponderando la WTP per la popolazione agricola (famiglie) e la superficie agricola utilizzata, il contributo dell'agricoltura biologica alla riduzione dei rischi per la salute raggiunge valori di 2,6 - 9,7 euro/ha.

## 5.8 Costi e benefici dell'agricoltura biologica

I contributi dell'agricoltura biologica al miglioramento qualitativo delle risorse ambientali, ovvero alla mitigazione dei costi esterni associati al metodo convenzionale, sono stati aggregati con l'intento di fornire un indicatore complessivo in grado di evidenziare, seppur in modo indiretto e approssimativo, i benefici esterni del metodo olistico. E' necessario sottolineare che si tratta di un'esemplificazione che, sulla scorta di studi primari e analisi empiriche, fornisce una stima di alcune componenti pubbliche associate al metodo di produzione biologica. Questo esercizio estimativo produce dei risultati approssimativi in quanto non si tiene conto delle complessità delle relazioni tra agricoltura e ambiente nonché degli effetti indiretti a carico dell'ecosistema che si propagano nel tempo e nello spazio dando luogo ad effetti ritardati e cumulati, anche di particolare gravità (es. irreversibilità) o degli effetti indiretti su vasta scala (es. effetti indotti sul sistema economico). Infine, si ricorda che nella valutazione è stato seguito un criterio prudenziale e che la stima è stata quindi limitata solo agli effetti comprovati da analisi empiriche riportate in letteratura.

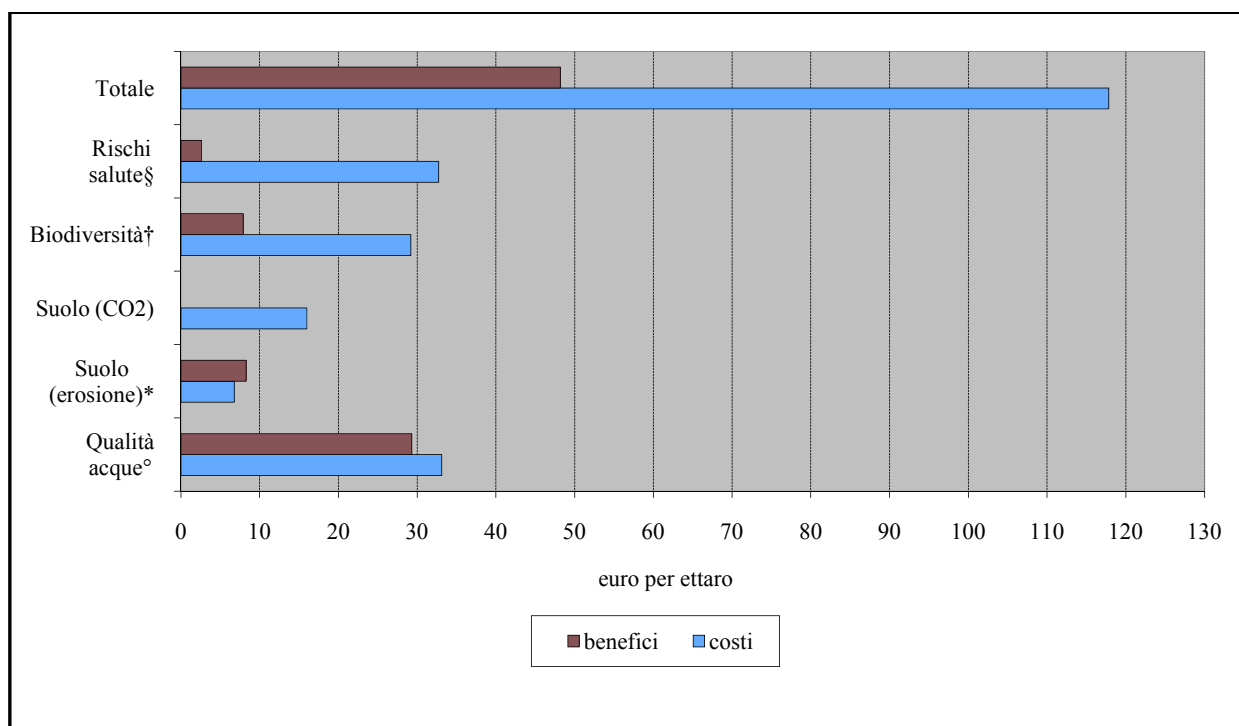
Fatte queste premesse, il contributo o beneficio esterno è stato stimato come riduzione dei costi esterni prodotti dall'agricoltura convenzionale. Sotto il profilo metodologico, il confronto tra i due sistemi agricoli è stato effettuato utilizzando le metafunzioni stimate in precedenza, i cui risultati hanno permesso di individuare un intervallo di valutazione. I limiti inferiore (*lower*) e superiore (*upper*) sono stati utilizzati come valori di riferimento per due scenari di valutazione: a) uno scenario "*lower*" o prudenziale e b) uno scenario "*upper*" o ottimistico. Sono stati considerati i seguenti benefici esterni: i) miglioramento della qualità delle acque a seguito del divieto all'uso di agrofarmaci chimici; ii) riduzione del rischio di erosione nelle aree collinari al di sotto delle 2 ton/ha/anno; iii) incremento della biodiversità nelle aree agricole a seguito dell'aumento della numerosità e diversità di specie di uccelli; iv) riduzione del rischio per la salute degli operatori conseguente al divieto all'uso di agrofarmaci. Assieme a questi benefici sono stati riportati anche alcuni potenziali costi esterni che, nel caso di conversione al biologico, potrebbero confluire nei benefici differenziali di questo metodo rispetto

al convenzionale. Questo va tuttavia avvalorato da studi empirici in grado di confermare la validità scientifica di tali effetti.

Nello scenario *lower* il beneficio esterno ammonterebbe a 48,2 euro/ha, di cui il 60% attribuibile alla riduzione di inquinamento da agrofarmaci, 16-17% sia alla mitigazione dell'erosione che ai minori rischi per la salute degli operatori (Figura 14). Nello scenario *upper* il beneficio esterno sale a 65,2 euro/ha grazie al sensibile incremento della componente di rischio sulla salute che tiene conto anche degli effetti cronici (Figura 15). Questi ultimi accrescono il peso di questo beneficio che incide per il 15% sul totale, valore simile a quello associato al miglioramento della biodiversità e poco inferiore ai benefici di riduzione dell'erosione; il peso dei benefici sulla qualità delle acque è invece del 51%.

Tra i costi esterni, un ulteriore contributo potrebbe derivare dal contenimento delle emissioni di CO<sub>2</sub> dai suoli, ovvero da una maggiore attività di fissazione del carbonio, e da minori rischi di inquinamento da nutrienti. Entrambi gli effetti potrebbero raddoppiare i benefici esterni del metodo biologico.

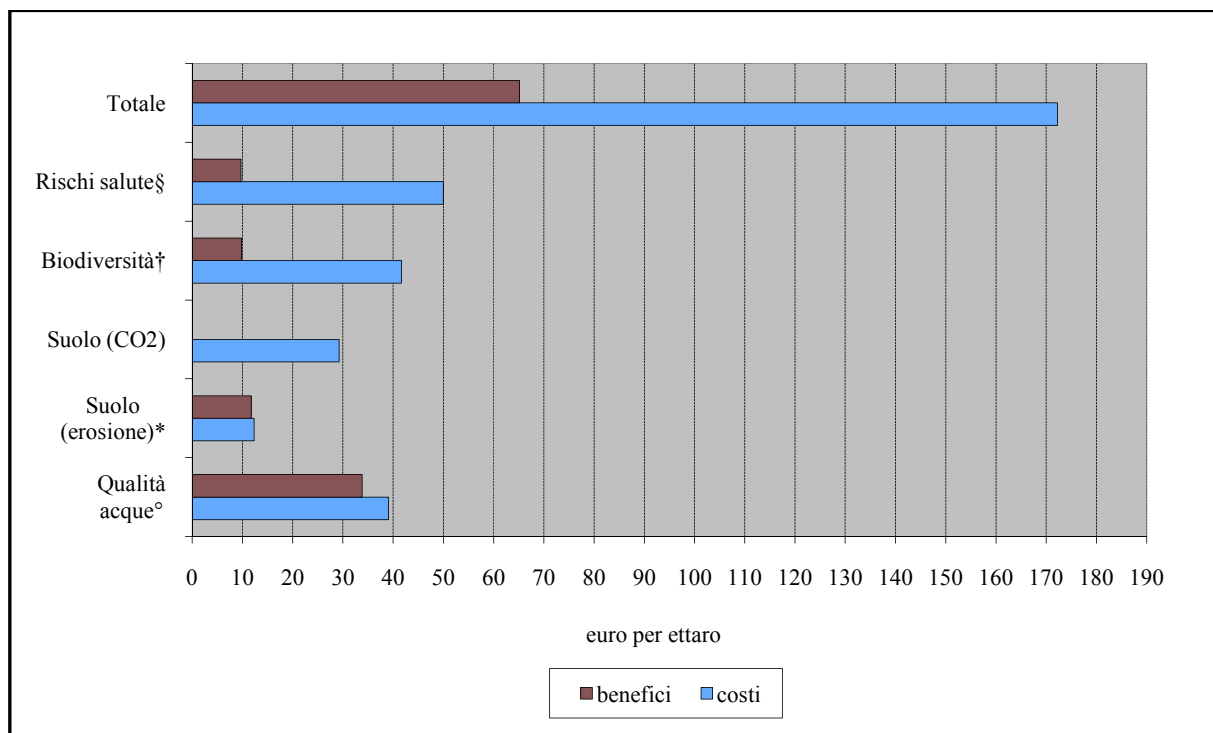
Figura 14 – Costi e benefici esterni dell'agricoltura biologica (*lower*)



. §) Solo effetti acuti †) Costi/benefici riferiti alle popolazioni di uccelli

°) Costi: nitrati; benefici: divieto agrofarmaci. \*) Erosione < 2 euro/ton in zone collinari

Figura 15 – Costi e benefici esterni dell'agricoltura biologica (upper)



§) Effetti acuti e cronici. †) Costi/benefici riferiti alle popolazioni di uccelli.

\*) Erosione < 2 euro/ton in zone collinari °) Costi: nitrati; benefici: divieto agrofarmaci.



## CONCLUSIONI\*

Gli effetti esterni dell'agricoltura biologica contribuiscono in modo rilevante, se non decisivo, alla sostenibilità ambientale di questo metodo di produzione. La ricerca di un equilibrio tra agricoltura e ambiente è, infatti, uno dei principi su cui si fonda il metodo biologico che rinuncia all'impiego di mezzi tecnici di sintesi per affidarsi a modalità di gestione che intendono cogliere le sinergie tra tecnica agronomica e risorse naturali. Se da una parte si riscontra una unanimità di pareri riguardo alla migliore sostenibilità ambientale del metodo biologico rispetto a quello convenzionale, dall'altra si registrano opinioni contrastanti sulla sostenibilità economica e sociale di questa agricoltura e perplessità sull'effettiva possibilità di riuscire a misurare l'impatto ambientale di questo metodo.

La valutazione delle componenti pubbliche (*off farm effects*) dell'agricoltura biologica è operazione molto complessa sul piano metodologico. L'ampia variabilità del contesto ambientale e territoriale e delle modalità con cui viene effettuato sia il metodo biologico sia quello convenzionale è uno dei principali limiti tecnici cui si aggiungono le difficoltà legate alla misurazione e monetizzazione degli effetti ambientali.

Nei capitoli introduttivi di questo volume sono state approfondite le problematiche tecniche e metodologiche con l'intento di individuare una metodologia in grado di offrire un buon compromesso tra onerosità della valutazione e attendibilità dei risultati.

Un primo aspetto analizzato è rappresentato dallo studio dei rapporti tra agricoltura e ambiente. Esso ha evidenziato le principali problematiche di carattere tecnico ed economico legate: alla natura diffusa e pervasiva dell'agricoltura sul territorio, che ostacola una definizione delle relazioni causa-effetto; alle peculiarità del capitale naturale (resilienza e resistenza, complessità degli ecosistemi, incertezza sui processi ecologici); alla dinamica temporale delle interdipendenze tra attività economiche e ambiente (tecnologia, effetti cumulati o a cascata), nonché alla connotazione sostanzialmente pubblica degli effetti ambientali.

---

\* Luca Rossetto e Vasco Boatto.

La misurazione degli effetti esterni viene resa ancor più difficoltosa quando la scala di rilevazione passa dal livello particellare a quello aziendale o, addirittura territoriale. Oltre alla natura diffusa degli effetti esterni, si sommano i problemi legati alla loro trasferibilità (nello spazio e nel tempo), alla loro eterogeneità e magnitudine (a livello territoriale), alle interazioni (sinergie positive/negative, effetti cumulati).

La metodologia di valutazione degli effetti esterni dell'agricoltura biologica ha seguito l'approccio per funzioni o "risorsa per risorsa". Tale approccio consente di isolare gli effetti ambientali e rende più agevole la loro misurazione riducendo i rischi dei doppi conteggi a causa della parziale sovrapposizione di talune funzioni ambientali. Per contro, tale metodo non coglie tutta la complessità delle interazioni tra agricoltura e ambiente riducendo gli ecosistemi a delle componenti isolate.

Sul piano economico gli effetti esterni si configurano come delle esternalità la cui valutazione è resa difficoltosa dalla natura pubblica, ossia dalle loro caratteristiche di non rivalità e/o non escludibilità, che impediscono il corretto funzionamento del mercato. In questo caso il prezzo o non esiste oppure, se esiste, non riflette l'effettivo valore delle esternalità. I metodi di valutazione degli effetti esterni, diventano quindi degli strumenti in grado di cogliere il cosiddetto valore economico totale, ossia le componenti di uso e di non uso legate al bene ambientale.

Per superare le difficoltà della valutazione monetaria e giungere ad un valore in grado di cogliere sia i valori di uso che quelli passivi, si è optato per i metodi di stima diretta usando la tecnica del benefit transfer. Usando questa pratica le esternalità sono state stimate mediante un trasferimento o adattamento di valori ottenuti da studi simili al contesto oggetto di studio. La bontà dell'adattamento è stata migliorata grazie alla tecnica della metanalisi che rispetto al tradizionale *value transfer* ha migliorato l'attendibilità dei risultati.

Tra i fattori che hanno contribuito a orientare la scelta sulla metodologia di benefit transfer: i) la disponibilità di studi primari, resa possibile grazie a dei database internazionali; ii) la disponibilità di dati ambientali e socioeconomici del contesto di destinazione; iii) l'impiego della metanalisi come tecnica di trasferimento.

Il percorso valutativo, che si è articolato per fasi successive, ha permesso di delineare i principali effetti esterni dell'agricoltura biologica e di focalizzare gli sforzi della valutazione solo sugli aspetti dove si riscontra una convergenza dei risultati empirici riportati della letteratura scientifica. Questa fase della ricerca ha,

infatti, rilevato opinioni talvolta discordanti sui benefici ambientali del metodo biologico rispetto a quello convenzionale, almeno per taluni effetti come l'inquinamento delle acque da nitrati, il controllo dell'erosione, le emissioni di gas serra nonché la riduzione dei rischi per la salute degli operatori. Per contro, si riscontra una unanimità di opinioni sul ruolo positivo del metodo biologico sulla biodiversità.

Per superare le difficoltà tecniche relative all'ampia variabilità del contesto territoriale si è optato per circoscrivere la valutazione alla Regione Veneto. Questa scelta è giustificata dalla disponibilità di dati ambientali, che hanno permesso di delineare le criticità del territorio, oltre che da un'approfondita conoscenza della realtà produttiva agricola. Da questa fase di ricerca è emerso che: i) la qualità ambientale delle acque è mediocre o scarsa, specialmente nelle zone vulnerabili, ii) il rischio di erosione è rilevante nelle aree collinari e montane, iii) il contenuto di carbonio nei suoli di pianura è basso, iv) la biodiversità, come numero di specie, è ridotta in molte aree di pianura dove si pratica agricoltura intensiva, mentre in collina e montagna si rilevano maggiori pericoli di estinzione. L'analisi ambientale e territoriale è stata propedeutica alla successiva fase di trasferimento delle esternalità con metanalisi.

La fase di valutazione monetaria delle esternalità si è focalizzata sulla stima della WTP per migliorare la qualità delle risorse idriche, per controllare i fenomeni erosivi, per conservare la biodiversità, per mitigare i rischi sulla salute degli operatori. Il trasferimento mediante metanalisi ha portato alla stima di metafunzioni che presentano una soddisfacente significatività statistica e che si differenziano per tipologia e numerosità delle variabili esplicative, distinte tra fattori socioeconomici, ambientali e metodologici. Le variabili esplicative delle metafunzioni hanno migliorato l'efficienza del trasferimento e hanno permesso di valutare il contributo del metodo biologico e convenzionale risorsa per risorsa, ovvero funzione per funzione. I risultati delle metanalisi sono stati accompagnati da altre valutazioni, trasferite però con la tecnica di *value transfer*, i cui studi primari impiegavano sia metodi di valutazione diretta che indiretta. Le stime per *value transfer* hanno assunto un valore indicativo, ovvero di riferimento per i modelli di metanalisi.

L'adozione di un criterio prudenziale nella valutazione ha orientato la stima ai soli effetti comprovati dalla letteratura e ha limitato la valutazione degli effetti ambientali del metodo biologico che attenuano o mitigano quelli negativi generati dall'agricoltura convenzionale. Di conseguenza, i risultati rischiano di sottostimare il reale contributo dell'agricoltura biologica al miglioramento della qualità



ambientale; d'altra parte, le stime ottenute possono essere considerate come una sorta di limite inferiore (*lower bound*), un valore iniziale cui potrebbero aggiungersi altre componenti ambientali (o funzioni) confermate da studi empirici.

Le ipotesi di valutazione hanno previsto due scenari - prudenziale (*lower*) e ottimistico (*upper*) - cui valori rappresentano rispettivamente i limiti inferiore e superiore del range di stima. Le esternalità ambientali dell'agricoltura biologica oggetto di valutazione rientrano in quattro categorie: i) miglioramento della qualità delle acque a seguito del divieto all'uso di agrofarmaci di sintesi; ii) attenuazione del fenomeno erosivo nei suoli vulnerabili; iii) miglioramento della biodiversità; iv) mitigazione dei rischi per la salute conseguente al non uso di prodotti di sintesi chimica.

La qualità dell'acqua è stata valutata con riferimento alla funzione di uso alimentare (potabilità) che, specialmente in talune aree di pianura del Veneto, è stata compromessa dall'inquinamento da fertilizzanti, nitrati in particolare, e agrofarmaci. Prudenzialmente, si è optato per non includere l'inquinamento da nitrati dal momento che il contributo dell'agricoltura biologica all'attenuazione del fenomeno è stato recentemente messo in discussione da numerosi autori (capitolo 5). La metanalisi applicata alla risorsa acqua ha impiegato 11 studi primari che trasferiti alla realtà veneta ha generato una WTP media 21,9 – 25,3 euro/famiglia/anno nel biologico.

A livello di risorsa suolo sono state valutate due funzioni ambientali: controllo dell'erosione e sequestro della CO<sub>2</sub>. Tuttavia, la scarsa disponibilità di studi in grado di valutare l'effettivo contributo dell'agricoltura biologica alla riduzione delle emissioni di CO<sub>2</sub> dal suolo giustifica la scelta di considerare questo effetto ambientale solo come potenziale. Con riferimento all'erosione, si è ipotizzato che l'agricoltura biologica produca un'attenuazione del fenomeno erosivo al di sotto delle 2 ton/ha/anno, limitatamente alle aree collinari e di pianura. Il modello di metanalisi è stato condotto su 7 studi primari, mentre il trasferimento alla realtà oggetto di studio ha generato una WTP media rispettivamente di 50,5 e 37,9 euro/fam/anno rispettivamente nelle aree con rischio erosivo superiore e inferiore alle 2 ton/ha/anno.

La biodiversità è stata valutata usando come proxy la ricchezza e abbondanza di specie di uccelli. Tale scelta è stata giustificata, dal fatto che gli uccelli sono i vertebrati in grado di colonizzare rapidamente biotopi creati ex-novo, sono tutelati dall'Ue e sono ampiamente studiati in letteratura. Per contro, questa scelta sottostima il reale contributo alla biodiversità dell'agricoltura biologica in

quando esclude categorie importanti come gli invertebrati, pesci e mammiferi. L'ipotesi di valutazione è che l'agricoltura biologica generi un miglioramento degli habitat dove gli uccelli possono trovare un rifugio, alimentarsi e riprodursi. La stima, effettuata su 11 studi primari, ha prodotto due metafunzioni che trasferite alla regione del Veneto ha generato una WTP media di 27,7 - 38,4 euro/fam/anno nel convenzionale e una WTP media di 33,6 - 45,8 euro/fam/anno nel biologico.

I rischi per la salute degli operatori sono stati valutati limitatamente alla componente di uso degli agrofarmaci che, tuttavia, rappresentano una quota marginale delle cause di infortunio degli agricoltori. La valutazione è stata effettuata con riferimento sia rischi di tipo acuto che cronico. I modelli di metanalisi sono stati stimati su 7 studi primari, mentre il trasferimento delle metafunzioni alla realtà regionale ha prodotto una WTP media variabile dagli 87,8 euro/fam/anno per i soli effetti acuti fino a 148,3 euro/fam/anno quando sono compresi anche gli effetti cronici.

Il trasferimento di questi valori, espressi come WTP, è stato completato ponderando la WTP con la popolazione regionale e la superficie agricola. I valori dello scenario "lower" e "upper" hanno permesso di individuare i limiti inferiore e superiore dell'intervallo entro cui verosimilmente si situa la stima. In particolare, i benefici esterni del metodo biologico rispetto al convenzionale sarebbero compresi tra 29,3 e 33,8 euro/ha per la componente di riduzione dell'inquinamento da agrofarmaci, tra 6,8 e 11,8 euro/ha per la componente di controllo dell'erosione, tra 7,9 e 9,8 euro/ha per quella relativa al miglioramento della biodiversità e, infine, tra 2,6 e 9,7 euro/ha per quella sulla riduzione dei rischi per la salute degli operatori che non impiegano agrofarmaci.

Vale la pena sottolineare che questi valori sono esemplificativi di una determinata situazione territoriale e di specifiche funzioni ambientali. L'ampia variabilità delle situazioni pedoclimatiche e ambientali nonché agronomiche e colturali impediscono una generalizzazione dei risultati se non mediante un trasferimento calibrato sulle peculiarità del territorio e della realtà agricola.

I risultati ottenuti si prestano ad alcune riflessioni e critiche. Rispetto a queste ultime, i valori ottenuti, come già sottolineato più volte nel corso della ricerca, sono fortemente condizionati dagli aspetti metodologici della stima, nonché dalla procedura di trasferimento, ovvero dalle variabili impiegate per trasferire i valori al contesto di studio. Tra queste emerge il ruolo chiave del reddito che risulta forse, con la sola eccezione dei rischi per la salute, una variabile altamente significativa e in grado di condizionare in modo sensibile la WTP finale.

Un altro elemento critico è costituito dal contesto di valutazione degli studi primari, la maggior parte dei quali fa riferimento a regioni dell'Europa continentale o degli Stati Uniti, nonché alle superfici utilizzate per trasformare la WTP in valori per ettaro. Infine, va ribadita l'importanza dell'evoluzione temporale delle preferenze. Anche se la maggior parte degli studi primari è relativamente recente, la valutazione con benefit transfer coglie solo in parte questa evoluzione, ovvero la riduce ad un adeguamento del potere di acquisto.

Se in taluni casi queste critiche appaiono legittime, dall'altra i percorsi valutativi alternativi, e tra questi la valutazione contingente o i costi di ripristino, potrebbero rivelarsi piuttosto onerosi e difficoltosi sia sotto l'aspetto metodologico sia per la scarsa reperibilità dei dati necessari alla valutazione e, comunque, non vi sono garanzie sull'oggettività dei risultati raggiunti proprio per la natura pubblica delle componenti ambientali.

I risultati della stima anche se riferiti ad una realtà territoriale specifica si prestano anche a delle considerazioni di politica agricola e sviluppo rurale. Se da una parte il sistema biologico è in grado di raggiungere una sostenibilità ambientale, dall'altra la crescente variabilità degli andamenti meteorologici e la progressiva internazionalizzazione espongono le produzioni biologiche a delle fluttuazioni del mercato che minacciano la sostenibilità economica dei sistemi di agricoltura biologica, specialmente nei paesi industrializzati. Di fronte a questo scenario gli aiuti comunitari erogati a favore dell'agricoltura biologica, anche dopo il periodo di conversione, diventano una garanzia di sostenibilità anche in virtù dei benefici sociali che il metodo biologico è in grado di offrire rispetto ai sistemi di agricoltura convenzionale.

Nell'ambito dei programmi di sviluppo rurale, la valutazione dei benefici ambientali potrebbe diventare un valido strumento per rafforzare il sostegno finora erogato alle aziende biologiche a compensazione delle funzioni pubbliche svolte da questa agricoltura.

Questo concetto diventa ancora più evidente se si considera che i benefici internalizzati come premio di prezzo rappresentano una compensazione, pagata peraltro solo dai consumatori di prodotti biologici, per alimenti ottenuti senza l'uso di mezzi di sintesi. E ancora, che gli aiuti erogati nella fase di conversione si propongono di accompagnare, ovvero sostenere il neo agricoltore biologico, nella delicata fase di abbandono del metodo convenzionale. E infine, che gli aiuti erogati al comparto biologico attraverso i piani di sviluppo rurale si propongono di sostenere gli agricoltori nel medio periodo in ragione solo dei maggiori costi o

minori benefici internalizzati dall'azienda biologica come spesa o ricavo. In questa logica, è evidente che i cosiddetti aiuti di mantenimento compensano solo una quota dei benefici prodotti dall'agricoltura biologica. Restano, infatti, esclusi da questo calcolo tutti i benefici addizionali prodotti dal metodo biologico rispetto a quello convenzionale la cui connotazione sostanzialmente pubblica implica un godimento collettivo ma anche un fallimento del mercato.

Nel caso specifico della Regione del Veneto, a fronte di un aiuto di mantenimento dell'agricoltura biologica (misura 214/c del piano di sviluppo rurale) di 144 euro/ha nel caso dei cereali autunno-vernini, il contributo addizionale dell'agricoltura biologica potrebbe innalzarlo nella misura compresa tra 48 e 64 euro/ha, cui corrisponde un aumento tra 25 e 31%.

Alla luce di queste considerazioni, la valutazione degli effetti ambientali dell'agricoltura biologica rispetto a quella convenzionale consentirebbe di misurare e monetizzare i benefici pubblici, o almeno una parte di questi, e ciò rappresenterebbe un riconoscimento dello sforzo compiuto dagli agricoltori biologici per il rispetto e la salvaguardia dell'ambiente.



## BIBLIOGRAFIA

Accorti M., 2000, Impollinatori, economia e gestione delle risorse, in Pinzauti (a cura di), *Api e Impollinazione*, pp. 219-231.

Accorti M., Persano Oddo L., 2006. L'apicoltura continua a sostenere l'agricoltura (...ma non viceversa!), *L'Apis*, XIV (6), pp. 17-24.

Adger W.N., Whitby M.C., 1993. Natural-resource accounting in the land-use sector: Theory and practice, *European Review of Agricultural Economics*, vol. 20, n. 1, pp. 77-97.

Agenzia Europea per l'Ambiente, 2005. *IRENA: (Indicator Reporting on the Integration of Environmental Concerns into Agriculture Policy) Indicator Report*, (documento online).

Aimone S., Biagini D., 1999. *Le esternalità dell'agricoltura. Un primo approccio alle problematiche della valutazione a scala locale*, working paper, n. 128, IRES Piemonte.

Akerlof, G. A., 1970. The Market for Lemons: Quality Uncertainty and the Market Mechanism, *Quarterly Journal of Economics*, vol. 84, n. 3, pp. 488-500.

Alcazar J., 2002. *Trattato sulla biodiversità*, FAO.

Alfoldi T., Mader P., Besson J., Niggli U., 1995. *DOC-trial: Long-term effects of byodynamic, bioorganic and conventional farming system and soil conditions, yield and product quality*, In: Raupp j. (a cura di), Proceedings of the first meeting of the Concerted Action AIR3-CT94-1940, Fertilisation system in Organic Farming , Institute of Byodynamic Research, Dermstadt, pp. 3-15.

Altieri M.D., 2008. *Agroecology: the science to transition organic farming towards a truly sustainable and equitable form of agriculture in: the XXI century*, comunicazione al 16mo Congresso IFOAM, Modena 16-20 giugno 2008.

Alvarez B., Hanley N., Wright R., MacMillan D., 1999. *Estimating the Benefits of Agri-environmental Policy: Econometric Issues in Open-ended Contingent Valuation Studies*, Journal of Environmental Planning and Management, vol. 42, n.1, pp. 23-43.

- Alvarez T., Frampton G.K., Goulson D., 2001. Epigeic Collembola in winter wheat under organic, integrated and conventional farm management regimes, *Agriculture Ecosystems & Environment*, vol. 83, 95–110.
- Alvensleben R., 1998. Ökologischer Landbau – ein umweltpolitisches Leitbild,? *Agrarwirtschaft*, n.47, pp.381-382.
- Amigues J.P., Boutaloff C., Desaignes B., Gauthier C., Keith J.E., 2002. *The Benefits and Costs of Riparian Analysis Habitat Preservation: a WTP Contingent Valuation Approach*, *Ecological Economics*, n. 43, pp. 17-31.
- Andersen A., Eltun R., 2000. Long-term developments in the carabid and staphylinid (Col., Carabidae and Staphylinidae) fauna during conversion from conventional to biological farming, *Journal of Applied Entomology*, vol. 124, pp. 51–56.
- Anon., 1999. *The environmental impact of arable crop production in the European Union*, European Commission, Directorate General XI.
- APAT, 2005. *Annuario dei dati ambientali*. Edizione 2004.
- APAT, 2008. *Sindrome dello spopolamento degli alveari in Italia: approccio multidisciplinare alla individuazione delle cause e delle strategie di contenimento*, workshop Roma gennaio 2008.
- Armstrong G., 1995. Carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) diversity and abundance in organic potatoes and conventionally grown seed potatoes in the North of Scotland. *Pedobiologia* vol. 39, pp. 231–237.
- ARPAV, 2006. *Rapporto di Valutazione Strategica - Programma di Sviluppo Rurale 2007-2013*, Regione Veneto (documento online)
- Askegaard M., Eriksen J., 2008. *Legume catch crops for reducing N leaching and substituting animal manure*, Proceedings of the 16th Congress IFOAM, Modena 16-20 giugno 2008, vol. 1, pp. 112-115.
- Aunan K., Aaheim H.A., Seip H.M., 2000. *Reduced Damage to Health and Environment from Energy Saving in Hungary*, Washington IPCC-OECD Workshop, March 2000.
- Axelsen J., Elmholt S., 1998. *Jourdbundes biologi, Background report A.3.4 on Organic scenarios for Denmark under Bichel Committee*.

- Banaszak J., 2000. Effect habitat heterogeneity on the diversity and density of pollinating insects. In: Ekbom B., Irwin M., Robert Y. (a cura di) *Interchanges of Insects*, Kluwer Academic Publishers, pp. 123-140.
- Barnett V., Lewis T., 1994. *Outliers in statistical data*, John Wiley & Sons, New York.
- Bateman I.J., Turner R.K., 1993. Valuation of the environment methods and techniques; the contingent valuation method, In Turner R.K. (a cura di) *Sustainable Environmental Economics and Management Principles and Practice*, London: Belhaven Press.
- Bator F. M., 1958. Anatomy of Market Failure, *Quarterly Journal of Economics*, vol.72, pp. 351-379.
- Baumgärtner S., Dyckhoff H., Fabera M., Proops J., Schillerd J., 2003. *Joint Production*, International Society for Ecological Economics (documento online)([http://www.ecoeco.org/education\\_encyclopedia.php](http://www.ecoeco.org/education_encyclopedia.php) - accesso marzo 2008).
- Baumol W. J., Oates W. E., 1994. *The Theory of Environmental Economics*. Seconda edizione, Cambridge: Cambridge University Press.
- Beare M.H., Parmelee R.W., Hendrix P.F., Cheng, W.X., Coleman D.C., Crossley D.A., 1992. Microbial and faunal interactions and effects on litter nitrogen and decomposition in agroecosystems, *Ecological Monographs*, vol. 62, pp. 569–591.
- Beecher N.A., Johnson R.J., Brandle J.R., Case R.M., Young L.J., 2002. Agroecology of birds in organic and nonorganic farmland, *Conservation Biology* vol. 16, pp. 1620–1631.
- Bergland O., Magnussen K., Navrud S., 1995. Benefit transfer: testing the reliability for accuracy and reliability. In: Florax R.J.G.M., Nijkamp P., Willis K.G. (eds.), *Comparative Environmental Economic Assessment*, pp. 117-132, Edward Elgar, Cheltenham UK.
- Bergstrom J.C., 1990. Concepts and Measures of the Economic Value of Environmental Quality: A Review, *Journal of Environmental Management*, vol. 2.
- Bergstrom J.C., Taylor L.O., 2006. Using meta-analysis for benefit transfer: Theory and practice, *Ecological Economics*, vol. 60, pp. 351-360.
- Berkelmans R., Ferris H., Tenuta M., Van Bruggen A.H.C., 2003. Effects of long-term crop management on nematode trophic levels other than plant feeders



disappear after 1 year of disruptive soil management, *Applied Soil Ecology*, vol. 23, pp. 223–235.

Berry E.C., Karlen D.L., 1993. Comparison of alternative farming systems. II. Earthworm population density and species diversity, *American Journal of Alternative Agriculture* vol. 8, pp. 21–26.

Berry N.A., Wratten S.D., McErlich A., Frampton C., 1996. Abundance and diversity of beneficial arthropods in conventional and organic carrot crops in New Zealand, *New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science* vol. 24, pp. 307–313.

Birchel Committee, 1999. *Report from Bitchel Committee - Organic Scenarios in Denmark*, Miljøstyrelsen.

Birol E., Karousakis K., Koundouri P. (2005), *Using a choice Experiment to Estimate the Non-Use Values of Wetlands: the Case of Cheimaditida Wetland in Greece*, Discussion Paper Series no. 08.2005, Environmental Economy and Policy Research, University of Cambridge.

Bjorner T.B., Hauch J., Jespersen S. (2004), *Biodiversity, Health and Uncertainty – a Contingent Ranking Study*, Secretariat of the Danish Economic Council.

Bockstael N., Freeman A.M., Kopp R., Portney P., and Smith V.K., 2000. On Valuing Nature, *Environmental Science and Technology*, vol. 34, n. 8, pp. 1384–1389.

Boldrini A., Benincasa P., Tosti G., Tei F., Guiducci M., 2007. *Apparent N balance in organic and conventional low input cropping systems*. Proceedings of the 3rd Integrated Congress of the European Integrated Project (QLIF), Hohenheim, Germany, March 20-23, 2007, pp. 264-267

Boldrini, Benincasa P., Gigliotti G., Businelli D., Guiducci M., 2008. *Effects of an organic and a conventional cropping system on soil fertility*, Proceedings of the 16th Congress IFOAM, Modena 16-20 giugno 2008, vol. 1, pp. 324-327.

Bonnieux F., Rainelli P., Vermersch D., 1998. Estimating the Supply of Environmental Benefits by Agriculture: A French Case Study, *Environmental and Resource Economics*, 11, 135–153.

Bontempi S., Broekman, Palladino G., Setti M., 2007. Agricoltura e Ambiente: una valutazione dei costi esterni, in: Brunori G. (a cura di) *Biodiversità e Tipicità. Paradigmi Economici e Strategie Competitive*, Atti del XLII Convegno Sidea, pp. 214-222.

- Booij C.J.H., Noorlander J., 1992. Farming systems and insect predators. *Agriculture Ecosystems & Environment* vol. 40, pp. 125–135.
- Bossio D.A., Scow K.M., Gunapala N., Graham K.J., 1998. Determinants of soil microbial communities: Effects of agricultural management, season, and soil type on phospholipid fatty acid profiles, *Microbial Ecology*, vol. 36, pp. 1-12.
- Bowes M. D., Krutilla J. V., 1989. *Multiple-Use Management: The Economics of Public Forestlands*. Washington D.C., Resource for the Future.
- Boyle K.J., Bergstrom J.C., 1992. Benefit transfer studies: myths, pragmatism and idealism, *Water resource research*, vol. 28, n. 3, pp. 657-663.
- Bresso M., 1993. *Per un'economia ecologica*, La Nuova Italia Scientifica, Roma.
- Brethour C.C., 2000. *An Economic Evaluation of the farm and Off-farm Effects of Pesticide Recuction Research*, National Library of Canada, Acquisitions and Bibliographic Services.
- Brooks D., Bater J., Jones H., Shah P.A., 1995. *Invertebrate and Weed Seed Food-sources for Birds in Organic and Conventional Farming Systems*, BTO Report No. 154, BTO, Thetford.
- Brookshire D.S., Neil H.R., 1992. Benefit transfer: conceptual and empirical issues, *Water resource research*, vol.28, n. 3, pp. 651-655.
- Brosio G., 2003. *Economia e finanza pubblica*, Carocci Editore Roma.
- Brouwer R., 2000. Environmental value transfer: state of the art and future prospects in *Ecological Economics*, 32, pp. 137-152.
- Brox J.A., Kumar R.C., Stollery K.R., 2003. Estimating Willingness to Pay for Improved Water Quality in the Presence of Item Nonresponse Bias, *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 85, n. 2, pp. 414-428.
- Buchanan J. M., Stubblebine W. C., 1962. Esternality, *Economica*, vol.29, pp. 371-384.
- Button K.J., 2002. An evaluation of the potential of meta-analysis in value and function transfer. In Florax R.J.G.M., Nijkamp P., Willis K.G. (a cura di), *Comparative Environmental Economic Assessment*, pp. 231-135, Edward Elgar, Cheltenham UK.

- Canali S., 2003. Soil quality of organically managed citrus orchards in the mediterranean area, in OECD, *Organic Agriculture: Sustainability, Markets and Policies*, pp. 115-125.
- Cannata G., Marino D., 2000. La biodiversità quale risorsa per lo sviluppo rurale endogeno, in Bevilacqua P., Corona G. (a cura di), *Ambiente e risorse nel Mezzogiorno contemporaneo*, Donzelli Editore, Roma, 2000.
- Carcamo H.A., Niemala J.K., Spence, J.R., 1995. Farming and ground beetles – effects of agronomic practice on populations and community structure, *Canadian Entomologist* vol. 127, pp. 123–140.
- Chamberlain D.E., Wilson J.D., 2000. The contribution of hedgerow structure to the value of organic farms to birds. In: Aebischer, N.J., Evans, A.D., Grice, P.V., Vickery, J.A. (a cura di), *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds. British Ornithologists Union*, Tring, pp. 57–68.
- Chamberlain D.E., Wilson J.D., Fuller R.J., 1999. A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. *Biological Conservation* vol. 88, pp. 307–320.
- Chattopadhyay S., 2003. A repeated sampling technique in assessing the validity of benefit transfer in valuing non-market goods, *Land economics*, vol.79, iss.4, pp. 576-596.
- Chen C., 2003. Defining Existence Values of Environmental Resources, *International Journal of Environmental Technology and Management*, vol. 3, pp. 390-402.
- Christensen K.D., Jacobsen E.M., Nohr H., 1996. A comparative study of bird faunas in conventionally and organically farmed areas, *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* vol. 90, pp. 21–28.
- Christie M., Hanley N., Warren J., Murphy K., Wright R., 2004. *An Economic Valuation of UK Biodiversity Using Stated Preferences*, EAERE (Budapest).
- Ciaccia C., 2008. *Biologico o convenzionale? Gli effetti della conduzione sulla qualità del suolo*, in [www.sito.entecra.it](http://www.sito.entecra.it).
- Cisilino F., Madau F., 2007. *Organic and Conventional Farming: a Comparison Analysis through the Italian FADN*, Poster Paper presentato al 103rd EAAE Seminar, Barcellona, 23-25 aprile 2007.

- Clark M.S., 1999. Ground beetle abundance and community composition in conventional and organic tomato systems of California's Central Valley. *Applied Soil Ecology* vol. 11, pp. 199–206.
- Coase R., 1960, The Problem of Social Cost, *The Journal of Law and Economics*, vol.3, n.1, pp. 1-15.
- Colombo S., Calatrava J., Hanley N., 2006. *Analysing the Social Benefits of Soil Conservation Measures Using Stated Preference Method*, *Ecological Economics*, n. 58, pp. 859-861.
- Commissione delle Comunità Europee, 1993. *Il libro verde sul risarcimento dei danni all'ambiente*, Documenti CB-CO-93-147-IT-C, Bruxelles.
- Common M., Reid I., Blamey R., 1997. Do Existence Value for Cost benefit Analysis Exist?, in *Environmental and Resource Economics*, vol. 9, pp. 225-238.
- Costanza R., D'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R., Paruelo J., Raskin R., Sutton P., Van den Belt M., 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital, *Nature*, vol. 387, pp. 253-260.
- Cozzi T., Zamagni S., 2004. *Principi di economia politica*, Il Mulino, Bologna, pag. 388.
- Cruchfield S.R., Cooper J.C., Hellerstein D. (1997), *Benefits of Safer Drinking Water: The Value of Nitrate Reduction*, Food and Consumer Economics Division, Economic Research Service, US Department of Agriculture.
- Cummings R.G., Harrison G.W., (1995) 'The Measurement and Decomposition of Non-use Values: a Critical Review' in *Environmental and Resource Economics*, vol. 5, pp. 225-247.
- Cuyno L.C.M., Norton G.W., Rola A., 2001. Economic Analysis of Environmental Benefits of Integrated Pest Management: A Philippine Case Study, *Agriculture Economics*, n. 25, pp. 227-233.
- Czarnecki A.J., Paprocki R., 1997. An attempt to characterize complex properties of agroecosystems based on soil fauna, soil properties and farming system in the north of Poland, *Biological Agriculture & Horticulture* vol. 15, pp.11-23.
- Dabbert S. 2003. Organic agriculture and sustainability: environmental aspects, in: *Organic Agriculture: sustainability, markets, policies*, OECD, CABI publishing.

Dabbert S., Stolze M., Häring A.M., Piorr A., 2000. A policy relevant assessment of the environmental impacts of organic farming in Alfoldi T., Lockeretz W., Niggli U. (a cura di), *Proceedings of the 13th International IFOAM Scientific Conference*, Zurigo (CH), pp. 148-151.

Daily G.C., Soderquist T., Aniyar S., Arrow K., Dasgupta P., Ehrlich P.R., Folke C., Jansson A., Jansson B.O., Kautsky N., Levin S., Lubchenco J., Maler K.-G., David S., Starrett D., Tilman D., Walker B., 2000. The value of nature and the nature of value. *Science*, vol. 289, pp. 395-396

De Benedictis M., 1996. *Agricoltura e Ambiente: Interazioni Tecniche ed Economiche*, Prima Stesura Edizione Università "La Sapienza", Roma, Dispense Didattiche.

De Groot R., 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes, *Landscape and Urban Planning*, vol. 75, pp. 175-186

De Groot S.R., Wilson M.A., Roelof M.J., Bouman M. R., 2002. Typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services, *Ecological Economics*, vol. 41, pp. 393-408.

De Lorenzo A., Di Rienzo L., 2006. *Nutrire per prevenire: quali nuovi indicatori di rischio funzionale?*, Working paper Sabio n.2, Inea, Roma.

De Zoysa A.D.N., 1995. *A benefit Evaluation of Programs to Enhance Groundwater Quality, Surface Water Quality and Wetland Habitat in Northwest Ohio*, Dissertation, The Ohio State University.

DEFRA, 2002. *Economic Valuation of the Organic Farming Scheme*, Final report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs.

Defrancesco E., Di Marco G., Rosato P., Rossetto L., La Notte A., Candido A., 2006. *Il risarcimento del danno ambientale*, Apat, Roma, pp. 338.

Defrancesco E., Rosato P., Rossetto L., 2002. *Il danno ambientale ex art.18 L.349/86: aspetti teorici e operativi della valutazione economica del risarcimento*, Roma, ANPA, Manuali e Linee Guida.

Demsetz M., 1967. Towards a Theory of Property Rights, *American Economic Review*, vol. 57, n. 2pp. 347-359.

Denison E.F., 1979. *Accounting for Slower Economic Growth the United States in the 1970s*, The Brookings Institution, Washington D.C..

- Desvousges W.H., Naughton M.C., Parsons G.R., 1992. Benefit transfer: conceptual problems in estimating water quality benefits using existing studies, in *Water Resources Research*, vol. 28, n. 3, 675-683.
- Dritschilo W., Wanner D., 1980. Ground beetle abundance in organic and conventional corn fields. *Environmental Entomology* vol. 9, pp. 629–631.
- Dunderdale J., Morris J., 1997. *The Benefit: Cost Analysis of River Maintenance*, Journal of Water and Environmental Management, vol. 11, n. 6, pp. 423-430.
- Dux J., Fink M., 2007. *Effects of long-term farmyard manure applications on soil organic matter, nitrogen mineralization and crop yield --a modelling stud.* Congress of the European Integrated Project (QLIF), Hohenheim, Germany, March 20-23, pp. 222-225.
- Egan K.J., Herriges J.A., Kling C.L., Dowing J.A., 2004. *Recreation Demand Using Physical Measures of Water Quality*, Faculty Series 04-WP 372, Centre for Agricultural and Rural Development, Iowa State University.
- Ehrlich P.R., Ehrlich A.G., 1992. The value of Biodiversity, *Ambio*, n. 21, pp. 219-226.
- Ehrlich P.R., Holdren J.P., 1971. Impact of Population Growth, *Science*, vol. 171, pp. 1212-1217.
- Eltun, R., 1995. Comparisons of nitrogen leaching in ecological and conventional cropping systems. *Biological Agriculture and Horticulture*, vol. 11, pp. 103-114.
- EPA, 1993. *Status Report on the Use of Environmental Labels Worldwide*, Office of Pollution Prevention and Status, Environmental Protection Agency, Washington, D.C..
- Etzioni A., 1988. The Moral Dimension, Toward a New Economics, *Journal of Economic Psychology*, vol. 9, pp.533-534.
- Farber C.S., Costanza R., Wilson A.M., 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services, *Ecological Economics*, vol. 41, pp. 375–392.
- Feber R.E., Firbank L.G., Johnson P.J., Macdonald D.W., 1997. The effects of organic farming on pest and non-pest butterfly abundance, *Agriculture Ecosystems & Environment*, vol. 64, pp.133–139.
- Ferris H., Venette R.C., Lau S.S., 1996. Dynamics of nematode communities in tomatoes grown in conventional and organic farming systems, and their impact on soil fertility, *Applied Soil Ecology*, vol. 3, pp. 161-175.

- Fleischer G., Waibel H., 2001. *Experience with Cost Benefit Studies of Pesticides in Germany*, OECD workshop on the Economics of Pesticide Risk Reduction in Agriculture, Copenhagen, Denmark.
- Fletcher M., Barnett L., 2003. Bee pesticide poisoning incidents in the United Kingdom, *Bulletin of Insectology*, vol.56(1), pp. 141-145.
- Foissner W., 1992. Comparative-studies on the soil life in ecofarmed and conventionally farmed fields and grasslands of Austria, *Agriculture Ecosystems & Environment*, vol. 40, pp. 207-218.
- Foster V., Mourato S., 1997. *Behavioural Consistency, Statistical Specification and Validity in the Contingent Ranking Method: Evidence from a Survey on the Impacts of Pesticide Use in the UK*, CSERGE Working Paper.
- Fraser D.G., Doran J.W., Sahs W.W., Lesoing G.W., 1988. Soil microbial-populations and activities under conventional and organic management, *Journal of Environmental Quality*, vol. 17, pp. 585-590.
- Freckman D.W., 1988. Bacterivorous nematodes and organic-matter decomposition, *Agriculture Ecosystems & Environment*, vol. 24, pp. 195-217.
- Freckman D.W., Ettema C.H., 1993. Assessing nematode communities in agroecosystems of varying human intervention, *Agriculture Ecosystems & Environment*, vol. 45, pp. 239-261.
- Freemark K.E., Kirk D.A., 2001. Birds on organic and conventional farms in Ontario: partitioning effects of habitat and practices on species composition and abundance. *Biological Conservation*, vol.101, pp. 337–350.
- Frykblom P., 1998. *Halved Emissions of Nutrients, What are the Benefits? A Contingent Valuation Method Survey Applied to Laholm Bay*, Doctor's dissertation, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala.
- Galvan P., Scattolin L., Ponge J., Viola F., Zanella A., 2005. Le forme di humus e la pedofauna, *Sherwood*, n. 112.
- Gardner J., Clancy S., 1996. Impact of farming practices on soil quality in North Dakota, in: *Methods for Assessing Soil Quality*, SSSA Special Publication, n.49, pp. 337-343.
- Gargano N., Sardone R., 2004. Multifunzionalità e ambiente, in: Henke R. (a cura di) *Verso il riconoscimento di un'agricoltura multifunzionale: teorie, politiche, strumenti*, INEA, Edizioni Scientifiche Italiane, pp. 119-154

- Gerhardt R.A., 1997. A comparative analysis of the effects of organic and conventional farming systems on soil structure, *Biological Agriculture & Horticulture* vol. 14, 139–157.
- Gewin V., 2004. Can organic farming replace conventional agriculture?, *Nature*, vol. 428, p. 798.
- Giardini L., 2004. *Agronomia generale, ambientale e aziendale*, Pàtron Editore.
- Gios G., Notaro S., 2001. *La valutazione economica dei beni ambientali: introduzione al metodo della valutazione contingente*, Cedam, Padova.
- Girvan M.S., Bullimore J., Pretty J.N., Osborn A.M., Ball A.S., 2003. Soil type is the primary determinant of the composition of the total and active bacterial communities in arable soils, *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 69, pp. 1800-1809.
- Glass G.V., 1976. Primary, secondary and meta-analysis of research, *Educational Researcher*, vol. 5, pp. 3-5.
- Gluck E., Ingrisich S., 1990. The effect of biodynamic and conventional agriculture management on Erigoninae and Lycosidae spiders. *Journal of Applied Entomology* vol.110, pp. 136–148.
- Görlach e Interviews, 2003. *Economic Assessment of Groundwater Protection: A Survey of the Literature - Final Report*, Commissione Europea, DG Ambiente.
- Grasso M., 2001. *Analisi economica e ambiente*, Franco Angeli, Milano.
- Gray M., 2003. *Influence of Agricultural Practices on Earthworm Populations*, in [www.ag.uiuc.edu](http://www.ag.uiuc.edu).
- Gregory R., Lichtenstein S., Slovic P., 1993. Valuing environmental resources: a constructive approach, *Journal of Risk and Uncertainty*, n.7, pp. 177-197.
- Griffiths B.S., Ritz K., Wheatley R.E., 1994. Nematodes as indicators of enhanced microbiological activity in a Scottish organic farming system, *Soil Use and Management*, vol. 10, pp. 20-24.
- Gunapala N., Scow K.M., 1998. Dynamics of soil microbial biomass and activity in conventional and organic farming systems, *Soil Biology & Biochemistry*, vol. 30, pp. 805-816.



- Haberts F., Oomen G., and Witte R., 1991. *FARM a calculating model for arable, diary, beef and mixed farms, thesis for doctoral examination in agriculture*, Wageningen (NL).
- Hanley N., 1991. The Economics of Nitrate Pollution in UK, Hanley N. (ed.) *Farming and the Countryside: An Economic Analysis of External Costs and Benefits*, CAB, Oxford.
- Hanley N., Oglethorpe D., 1999. Emerging policies on externalities from agriculture: an analysis for the European Union, *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 81, n. 5, pp. 1222–1227.
- Hansen B., Altroe H.F., Kristensen E.S., 2001. Approaches to assess the environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark. *Agriculture, Ecosystems and Environment* vol. 83, pp.11-26.
- Hansen B., Kristensen E.S., Grant R., Høgh-Jensen H., Simmelsgaard S.E., Olesen J.E., 2000. Nitrogen leaching from conventional versus organic farming systems: a systems approach, *Europea. Journal of Agronomy* vol. 13, pp. 65-82.
- Harris G., Hesterman O., Paul E., Peters S., Janke R., 1994. Fate of legume and fertilizer nitrogen-15 in a long term cropping systems experiment, *Agronomy Journal*, n.86, pp. 910-915.
- Hass G., Koepke U., 1994. Vergleich der Klimarelevanz Ökologischer und Konventioneller Landwirtschaft, Studie in Auftrag der Enquetekommission des Deutschen Bundestages “Schutz der Erdatmosphäre”, Economia Verlag.
- Hawksworth D.L., Kalin-Arroyo M.T., 1995. Magnitude and distribution of biodiversity, in: *Global Diversity Assessment* (ed.V.H. Heywood), Cambridge University Press, pp. 107-191.
- Heathwaite A. L., 1997. Sources and pathways of phosphorus loss from agriculture, in : Tunney H., Carton O.T., Brookes P., Jonhston A. (eds), *Posphorus loss from soil to water*, pp. 205-224.
- Heywood V.H., 1995 (ed.). *Global Biodiversity Assessment United Nations Environment Programme*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Hokkanen H., Holopainen J.K., 1986. Carabid species and activity densities in biologically and conventionally managed cabbage fields, *Journal of Applied Entomology* vol. 102, 353–363.

House of Commons Select Committee on Agriculture, 2001. *Second Report, Organic Farming*, documento online ([www.publications.parliament.uk](http://www.publications.parliament.uk), ultimo accesso ottobre 2007).

Howe C., 1990. *Damage Handbook: a Uniform Framework and Measurement Guidelines for Damages from Natural and Related Man-made Hazards*, Draft report to the National Science Foundation.

Hrubovcak J., LeBlanc M. and Eakin B.K., 2000. Agriculture, natural resources and environmental accounting, *Environmental and Resource Economics*, vol. 17, pp. 145–162.

Huhtala A., Samakovlis E., 2001. *Green Accounting, Air Pollution and Health*, working paper n.82, NIER, Stoccolma.

Imhoff M.L., Bounoua L., Ricketts T., Loucks C., Harriss R., Lawrence W.T., 2004. Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature* vol.429 pp.870–873.

INAIL, 2007. *Rapporto Annuale 2006: Statistiche*, Milano (documento online).

Inea, 1994. *Biodiversità e sviluppo rurale*, Quaderno informativo n. 11.

Ing-Marie Gren *et al.*, 1994. Primary and secondary values of wetland ecosystems, *Environmental and Resources Economics*, vol. 4, n. 1, pp. 54-74.

Irmeler U., 2003. The spatial and temporal pattern of carabid beetles on arable fields in northern Germany (Schleswig-Holstein) and their value as ecological indicators. *Agriculture Ecosystems & Environment* vol.98, pp.141-51.

Istat, 2001. *Flussi di materia dell'economia Italiana – indicatori 1997-2001*, Roma (dati online)

Istat, 2002. *5° Censimento generale dell'agricoltura 2000*, Roma (dati online: [www.istat.it](http://www.istat.it)).

Istat, 2005. *Strutture e produzioni delle aziende agricole, anno 2003*, Roma (dati online).

Istat, 2008. *Le emissioni atmosferiche delle attività produttive e delle famiglie, Anni 1990-2005*.

Istat, 2008. *Le emissioni atmosferiche delle attività produttive e delle famiglie (1995-2005)*, Roma, dati online.

- Jones D., 2003. Organic agriculture, sustainability and policy, in: *Organic Agriculture: sustainability, markets and policy* (a cura di OECD), CABI Publishing, OECD, 2003, pp. 18-30.
- Jordan J.L., Elnagheeb A.H., 1993. Willingness to Pay for Improvements in Drinking Water Quality, *Water Resources Research*, vol. 29, n. 2, pp.237-245.
- Jordan J.L., Elnagheeb A.H., 1994. Differences in Contingent Valuation Estimates from Referendum and Checklist Question, *Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol. 19, n. 1, pp.115-128.
- Juster T.F., Courant P.N., Dow G.K., 1981. A Theoretical Framework for the Measurement of Well- Being, *The Review of Income and Wealth*, vol 1.
- Kelm, M., Loges, R., Taube, F., 2008. *Comparative analysis of conventional and organic farming systems: Nitrogen surpluses and nitrogen losses*, 16th Congress IFOAM, Modena 16-20 giugno 2008, vol. 1, pp.312-315.
- Kohn R., 1993. Measuring the existence value of wildlife: comment, *Land Economics*, vol. 69, n. 3, pp. 304-308.
- Kontogianni A., Langford I., Papandreou A., Skourtos M., 2001. Social Preferences for Improving Water Quality: An Economic Analysis of Benefits from Waste-Water Treatment, Working Paper GEC 01-04, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, United Kingdom.
- Koepke U., Hass G., 1995, Vergleich Konventioneller und Organische Landbau – Teil II: Klimarelevante Kohlerndioxid-Senken von Pflanzen und Boden, *Berichte uber Landwirtschaft*, n. 73, pp. 416-434.
- Koepke U., Hass G., 1997. Umweltrelevanz des Okologischen Landaus, *Landbauforschung Volkenrode, Schriftenreihe*, n. 175, pp. 119-146.
- Kremers H., Nijkamp P., Rietveld P., 2002. The scope of meta-analysis for transport policy impact analysis in environmental economics. In Florax R.J.G.M., Nijkamp P., Willis K.G. (eds.), *Comparative environmental economic assessment*, pp. 47-73, Edward Elgar, Cheltenham UK.
- Kristoffersson D., Navrud S., 2005. Validity tests of benefit transfer: are we performing the wrong tests?, *Environmental and resources economics*, vol.30, pp. 279-286.

Kromp B., 1989. Carabid beetle communities (Carabidae, Coleoptera) in biologically and conventionally farmed agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 27, 241–251.

Kromp B., 1990. Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as bioindicators in biological and conventional farming in Austrian potato fields. *Biology and Fertility of Soils*, vol. 9, 182–187.

Kromp B., 1999. Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement, *Agriculture Ecosystems & Environment* vol. 74, 187–228.

Krooss S., Schaefer M., 1998. The effect of different farming systems on epigeic arthropods: a five-year study on the rove beetle fauna (Coleoptera : Staphylinidae) of winter wheat. *Agriculture Ecosystems & Environment* vol.69, 121–133.

Laffont J.J., 1987. *Externality*, in Eatwell J., Milligate M., Newmann P (eds), *The New Palgrave: A dictionary of Economics*, Macmillan.

Landis D., Wratten S.D., Gurr G. M., 2000. Habitat management for natural enemies, *Annual Review of Entomology*, n. 5, pp. 175–201.

Lant C.L. - Roberts R.S., 1990. Greenbelts in the Cornbelt: Riparian wetlands, Intrinsic Values, and MArket Failure, *Environment and Planning*, vol. 22, pp. 1375-1388.

Lavelle P., Spain A., 2001. *Soil ecology*, Kluver Academic Publishers, Dordrecht.

Le Goffe P., 2000. Hedonic Pricing of Agriculture and Forestry Externalities, *Environmental and Resource Economics*, vol. 15, 397-401.

Letourneau D.K., Goldstein B., 2001 (ed.). Pest damage and arthropod community structure in organic vs. conventional tomato production in California. *Journal of Applied Ecology*, vol. 38.

Limburg K.E., Folke C., 1999. The ecology of ecosystem services: introduction to the special issue. *Ecological Economics*, vol. 29, pp. 179-182.

Løes A. K., Øgaard, 2001, Long-term changes in extractable soil phosphorus (P) in organic dairy farming systems. *Plant and Soil*, vol. 237, pp.321-332.

Loges R., Kelm, M., Taube F., 2008. *Nitrate leaching and energy efficiency of stockless arable systems compared with mixed farming and a non-organic system on fertile soils in Northern Germany*, 16th Congress IFOAM, Modena 16-20 giugno 2008, vol. 1, pp. 108-111.

- Lohr L., Park T., Higley L., 1996. *Valuing Risk Tradeoffs and Voluntary Insecticide Reduction*, Faculty Series, n. 96-10, Department of Agricultural and Applied Economics, University of Georgia.
- Lokemoen J.T., Beiser J.A., 1997. Bird use and nesting in conventional, minimum-tillage, and organic cropland. *Journal of Wildlife Management* vol.61, pp.644–655.
- Loomis B.J., 1992. The evolution of a more rigorous approach to benefit transfer: benefit function transfer, *Water resource research*, vol.28, n. 3, pp.701-705.
- Loomis H., Kent P., Strange L., Fausch K., Covich A., (2000. Measuring the Total Economic Value of Restoring EcoSystem Services in an Impaired River Basin: Results from a Contingent Valuation Survey, *Ecological Economics*, n.33, pp. 103-117.
- Lundström S., 1997. Bor vi dricka ekologisk mjolk – An economical comparison of conventional and organic milk production, in: Lundström S. (ed.) Examination Certificate.
- Macilwain C., 2004. Organic FAQs, *Nature*, vol. 428, pp. 796–798.
- Mader P., Ließbach A., Dubois D., Gunst L., Fried P., Niggli U. 2002. Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming, *Science*, vol. 296, n. 5573, pp. 1694-1697.
- Mader P., Pfiffner L., Fliessbach A. Niggli U., 1995. Biodiversity of soil biota in biodynamic, organic and conventional farming systems. In: Isart, J., Llerena, J.J. (eds.), *Proceedings of the First ENOF Workshop – Biodiversity and Land Use: The role of Organic Farming*. Multitext, Barcelona, pp. 45-58.
- Marshall A., 1959. *Principi di Economia Politica*, UTET, Torino.
- McConnell KE., 1993. Existence and Bequest Values, in Rowe R.D., Chestnut L. (a cura di) *Quality and Scenic Resources at National Parks and Wildlife Areas*, Boulder, Westview Press.
- Medrzycki P., Montanari R., Bortolotti L., Sabatini A., Porrini C. 2002. Effetti di imidacloprid somministrato a dosi sub letali sul comportamento delle api, prove di laboratorio, Atti XIX Congresso nazionale Italiano di Entomologia, Catania 10-15 giugno 2002, pp. 1227-1232.
- Merlo M., Gatto P. 1999. *The economic Nature of Stewardship: Complementary and Trade-offs with Food and Fibre production*, in Van Huylenbroeck G., Whitby M. (a cura di), *Countryside Stewardship: Farmers, Policy and Markets*, Pergamon, Amsterdam-Oxford.

- Mishan E.J. 1971. The postwar literature on externalities: an interpretative essay, *Journal of Economic Literature*, n. 9, pp. 1-28.
- Moran D. McVittie A., Allcroft D., Elston D., 2004. *Beauty, beast and biodiversity: what does the public want from agriculture?*, Report to the Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department.
- Moreby, S.J., 1996. The effects of organic and conventional farming methods on plant bug densities (Hemiptera: Heteroptera) within winter wheat fields. *Annals of Applied Biology* 128, 415–421.
- Moreby, S.J., Aebischer, N.J., Southway, S.E., Sotherton, N.W., 1994. A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter-wheat in southern England. *Annals of Applied Biology* 125, 13–27.
- Morrison M., Bennet J., 2004. Valuing New South Wales rivers for use in benefit transfer, *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol. 48, n. 4, pp. 591-611.
- Morrison M., Bennet J., Blamey R. Louviere J., 2002. Choice modelling and test of benefit transfer, *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 84, n. 1, pp. 161-170.
- Muller T, Thorup-Kristensen K, Magid J, Jensen LS, Hansen S. 2006. Catch crops affect nitrogen dynamics in organic farming systems without livestock husbandry - Simulations with the DAISY model. *Ecological Modelling*, vol. 191, pp. 538-554.
- Muthke T. e Holm-Mueller K. 2004. National and international benefit transfer testing with rigorous test procedure, *Environmental and Resource Economics*, vol. 29, n. 3, pp. 323-336.
- Myers N. 1992. *Il valore delle risorse genetiche per l'agricoltura e l'industria, Innovazione e materie prime*, vol. 2.
- Napoli R. 2006. *La sostenibilità dei suoli all'irrigazione*, Conferenza CRA, Firenze, 7 febbraio 2006.
- Naturvårdsverket 1997. *Det framtida jordbruket, slutrapport fran systemstudien for ett miljoanpassat och uthalligt jordbruk*, Rapport 4755, pp. 1-137.
- Neher D.A., 1999. Nematode communities in organically and conventionally managed agricultural soils, *Journal of Nematology*, vol.. 31, pp. 142-154.
- Neher D.A., Olson R.K., 1999. Nematode communities in soils of four farm cropping management systems, *Pedobiologia*, vol. 43, pp. 430–438.

- Nicita A. 2003. *Esternalità, transazioni e ambiente, una rivisitazione del teorema di Coase*, Collana SIMPLE, Università di Siena.
- Nicita A. e Pagano U., 1985. *Le istituzioni del capitalismo fra estensione dei diritti ed espansione dei mercati*, il Mulino, Bologna, pp. 131-157.
- Niggli U., Leifert C., Alfoldi T., Luck L., Willer H., 2007. *Improving Sustainability in Organic and Low Input Food Production System*, Proceedings of the 3rd International Congress of the European Integrated Project Quality Low Input Food. pag. 464.
- Nuutinen, V., Haukka, J., 1990. Conventional and organic cropping systems at Suitia 7. Earthworms. *Journal of Agricultural Science in Finland*, vol. 62, pp. 357–367.
- O’Neill J. 1993. *Ecology, policy and politics*, Routledge, London.
- O’Riordan T. e Cobb D 2001. Assessing the consequences of converting to organic agriculture, *Journal of Agricultural Economics*, vol. 5, n. 21, pp. 22-35.
- O’Sullivan, C.M., Gormally, M.J., 2002. A comparison of ground beetle (Carabidae: coleoptera) communities in an organic and conventional potato crop. *Biological Agriculture & Horticulture* vol. 20, pp. 99–110.
- OCSE 2001. Multifunctionality. Towards an Analytical Framework.
- OCSE 2003. Multifunctionality: the Policy Implications, OCSE, pag. 108, (documento online).
- OCSE 2004, Recommendation of the Council on Material Flows and Resource Productivity, OECD Council, 21 April 2004, OCSE, Parigi.
- Odum, E.P., Odum H.T., 1972. Natural areas as necessary components of man’s total environment. In: Transcript of the 37<sup>th</sup> North American Wildlife Resources Conference. Wildlife Management Institute, Washington, DC, pp. 178-189.
- Odum, H.T., 1996. *Environmental Accounting: EMERGY and Environmental Decision Making*. Wiley, New York, 370 pp
- OECD, 2001, *Sustainable Development: Critical Issues*, Paris, France.
- Oldeman L.R. 1994. *The Global Extent of Soil Degradation*, In: Greenland D.J. – Szabolcs L. (eds.): *Soil Resilience and Sustainable land use*, pp. 99-118.
- Olewiler N., 2004. The Vale of Natural Capital in Settled Areas of Canada, Ducks Unlimited Canada and the Nature Conservancy of Canada.

- Opschoor, J.B., 1995. Ecospace and the fall and rise of throughput intensity. *Ecology Economics* vol.15, pp. 137–141.
- Panella F. 2002. Le api dall'immaginario collettivo al mondo reale, *Slowfood*, ottobre, pp. 170-174.
- Pateta A., Manino A. Marletto F., 2002, Prodotti fitosanitari e bombi: prove di tossicità per contatto topico, Atti XIX Congresso nazionale Italiano di Entomologia, Catania 10-15 giugno 2002, pp. 1221-1226.
- Pattanayak S.K., Mercer S., 1998. Valuing Soil Conservation Benefits of Agriculture in the Eastern Visaya, *Agricultural Economics*, n. 18, pp. 31-46.
- Pattanayak S.K., Wing J.M., Depro B.M., Van Houtven G.L. 2002. *International health benefit transfer application tool: the use of PPP and inflation indices*. Paper prepared for Economic Analysis and Evaluation Division, Office of Policy Coordination and Economic Analysis, Policy and Planning Directorate, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada.
- Pearce D., Atkinson G., Mourato S., 2006. *Cost-Benefit Analysis and the Environment*, OCSE, pag. 316.
- Pearce D.W., Markandya A., Barbier E., 1989, *Progetto per un'economia verde*, Il Mulino, Bologna.
- Pearce, D., 1993. *Economic Values and the Natural World* (Earthscan, London).
- Perman R., Ma Y., McGilvray J., Common M., 2003. *Natural Resource and Environmental Economics*, Pearson Education.
- Persano Oddo L., Accorti M., 2004, *The long flight of the bee*, Proceedings of the X Conference of the Italian Section of IUSS, Roma 11-13 June 2003, *Insect Social Life*, vol. 5, pp. 95-102.
- Pfiffner, L., Luka, H., 2003. Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders: a paired farm approach. *Basic and Applied Ecology* vol. 4, pp. 117-127.
- Pfiffner, L., Mader, P., 1997. Effects of biodynamic, organic and conventional production systems on earthworm populations. *Biological Agriculture & Horticulture* vol. 15, pp. 3-10.
- Pfiffner, L., Niggli, U., 1996. Effects of bio-dynamic, organic and conventional farming on ground beetles (Col Carabidae) and other epigeal arthropods in winter wheat. *Biological Agriculture & Horticulture*, vol. 12, pp. 353–364.



- Pigou A.C., 1920. *The Economies of Welfare*, Macmillian, London (trad.it.) *Economia del benessere*, UTET, Torino, 1960.
- Pimentel D., Hepperly P. Hanson J. Seidel R. Douds D., 2005. *Organic and conventional farming systems: environmental and economic issues*, Report 05-1 USDA.
- Pimentel D., Stachow U., Takacs D., Brubaker H., Dumas A., Meaney J., O'Neil J., Onsi D., Corzilius D., 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems, *BioScience*, n. 42, pp. 354-362.
- Pimentel D., Wilson C., McCullum C., Huang R., Dwen P, Flack J., Tran Q., Saltman T, Cliff B., 1997. Economic and Environmental Benefits of Biodiversity, *BioScience*, vol. 47, n. 11, pp. 747-757
- Pimentel, D., Acguay, H., Biltonen, M., Rice, P., Silva, M., Nelson, J., Lipner, V., Giordano, S., Harowitz, A., D'Amore, M., 1992. Environmental and economic cost of pesticide use, *Bioscience*, vol. 42, n. 10, pp. 750–760.
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kunz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., Blair, R., 1995 .Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits, *Science*, vol. 267, pp. 1117.
- Piot-Lepetit, I., Vermersch, D. and Weaver, R.D., 1997. Agriculture's environmental externalities: DEA evidence for French agriculture, *Applied Economics*, vol. 29, n. 3, pp. 331–338.
- Porrini C., 2002. La salvaguardia degli insetti pronubi per la conservazione della biodiversità, Atti XIX Congresso nazionale Italiano di Entomologia, Catania 10-15 giugno 2002, pp. 1303-1308.
- Porrini C., 2008. Il ruolo degli agrofarmaci nella sindrome della scomparsa delle api in Italia, 29 gennaio 2008.
- Porrini C., Sabatini A., Girotti S., Fini F., Monaco L., Celli G., Bortolotti L., Ghini S., 2003. The death of honey bees and environmental pollution by pesticides: the honey bees as biological indicators, *Bulletin of Isectology*, 56 (1), pp. 147-152.
- Pretty J., Brett G., Gee D. Hine R. , Mason C., Morison J., Rayment M., Van Der Bijl G., Thomas D., 2001. Policy Challenges and Priorities for Internalizing the Externalities of Modern Agriculture, *Journal of Environmental Planning and Management*, 44(2), 263–283.

- Pretty, J.N., Brett, C., Gee, D., Hine, R.E., Mason, C.F., Morison, J.I.L., Raven, H., Rayment, M.D. and van der Bijl, G., 2000. An assessment of the total external costs of UK agriculture, *Agricultural Systems*, vol. 65, pp. 113–136.
- Pretty, J.N., Mason, C.F., Nedwell, D.B., Hine, R.E., Leaf, S. and Dils, R., 2003. Environmental costs of freshwater eutrophication in England and Wales, *Environmental Science & Technology*, vol. 37, n. 2, pp. 201–208.
- Purvis A., Hoehn J., Sorenson V., Pierce F., 1989. Farmer's Response to a Filter Strip Program: Results from a Contingent Valuation Survey, *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 44, n. 5, pp. 501-504.
- Raupp J., 1995. *The long-term trial in Damstadt: mineral fertiliser, composted manure and composted manure plus all bio-dynamic preparation*, In: Raupp j. (eds.), Proceedings of the first meeting of the Concerted Action AIR3-CT94-1940, Fertilisation system in Organic Farming , Institute of Byodynamic Research, Dermstadt, pp. 28-36.
- Reddersen, J., 1997. The arthropod fauna of organic versus conventional cereal fields in Denmark. *Biological Agriculture & Horticulture* 15, 61–71.
- Reganold J. 1993, Soil quality and farm profitability studies of biodynamic and conventional farming, in Cook H & Lee H. (eds.) *Soil Management in Sustainable Agriculture*, Wye College Press, Wye UK, pp. 1-11.
- Regione Veneto, 2006. Programmazione Sviluppo Rurale 2007 – 2013: Documento Strategico Regionale (documento online)
- Ress W.E., Wackernagel M., 1996. Urban Ecological Footprints: Why Cities Cannot Be Sustainable And Why They Are A Key To Sustainability, *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 16, pp. 223-248.
- Ribaud M., 1986. Reducing Soil Erosion: Offsite Benefits, Natural Resource Economic Division, Economic Research Service, US Department of Agriculture Washington DC, Agricultural Economic Report, n. 561.
- RIVM, EFTEC, NTUA, IIASA, 2000. *Technical Report on Biodiversity*, RIVM report 481050119.
- Rogasik J., Dammgen U. – Luttich M., 1996. Okosystemare Betrachtungen zum Einfluss klimatischer Faktoren und varenderstesr Intensitat del Landnutzung auf Quellen und Senkeneigenschaften von Boden fur klimarelevante Spurengase, *Landbauforschung Volkenrionde*, n. 165, pp. 87-104.

- Romagnoli F., Galloni M., Medrzycki P., Porrini C., 2002. *Flora spontanea visitata da insetti pronubi in due ambienti a diversa gestione ambientale*, Atti XIX Congresso nazionale Italiano di Entomologia, Catania 10-15 giugno 2002, pp. 1233-1237.
- Rosenberger R.S., Loomis J.B., 2001. *Benefit transfer of outdoors recreation use values*, USDA Forest Service GEN.Tech.Rep.RMRS-GTR-72.
- Rosenberger R.S., Loomis J.B., 2003. *Benefit transfer*. In: Champ P., Boyle K., Brown T. (eds.), *A primary non market valuation*, Kluwer Academic Press, Boston, pp. 449-482.
- Rozan A., 2004. Benefit transfer: a comparison of WTP for air quality between France and Germany, *Environmental and Resource Economics*, vol. 29, n. 3, pp. 295-306.
- Sagoff M., 1988. *The Economy of the Earth: Philosophy, Law and Environment*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Sagoff M., 1994. Should preferences count?, *Land Economics*, vol. 70, n. 2, pp. 127-144.
- Schelling T.C., 1968. The Life You Save May Be Your Own, in Chase S.B. (a cura di), *Problems in Public Expenditure and Analysis*, Washington DC, Brookings Institution, pp. 127-162.
- Schou, J.S., 1996. Indirect regulation of externalities: The case of Danish agriculture, *European Environment*, vol. 6, n. 5, 162-167.
- Scitovsky T., 1954, Two Concepts of External Economies, *The Journal of Political Economy*, 1954, vol. 62, n. 2, pp. 143-151.
- Scitovsky T., 1954. Two concepts of external economies, *Journal of Political Economy*, vol. 62, pp. 143-151.
- Scow K.M., Somasco O., Gunapala N., Lau S.S., Venette R.C., Ferris H., Miller R., Shennan C., 1994. Transition from conventional to low-input agriculture changes soil fertility and biology, *California Agriculture*, vol. 48, pp. 20-27.
- Shannon D., Jonesa D., Murphyb D., Farrarc J., 2004. Role of dissolved organic nitrogen (DON) in soil N cycling in grassland soils, *Soil Biology & Biochemistry*, vol. 36, pp. 749-756.

Shannon D., Sen A.M., Johnson D.B., 2002. A comparative study of the microbiology of soils managed under organic and conventional regimes, *Soil Use and Management*, vol. 18, pp. 274-283.

Shepherd M., Harrison R., Webb J., 2002. Managing soil organic matter implications for soil structure on organic farms, *Soil Use and Management*, n. 18, pp. 284-292.

Shepherd M., Pearce B., Cormack B., Philipps L., Cuttle S., Bhogal A., Costigan P., Unwin R., 2003. *An assessment of the environmental impacts of organic farming*, Department for Environment, Food and Rural Affairs, London.

Shresta R.K., Loomis J.B., 2001. Testing a meta-analysis model for benefit transfer in international outdoor recreation, *Ecological Economics*, vol. 39, n. 1, pp. 67-83.

Sinarcori A., Nobile V., Mineo N., 2002. *Indagini sulla presenza di apoidei in aree marginali di agro ecosistemi in Sicilia occidentale*, Atti XIX Congresso nazionale Italiano di Entomologia, Catania 10-15 giugno 2002, pp. 1247-1251.

Skånberg K., 2001. *Constructing a Partially Environmentally Adjusted Net Domestic Product for Sweden 1993 and 1997. A presentation of the methodological steps and the empirical data*, Working paper 76, NIER, Stoccolma.

Soil Association (2000), *The biodiversity benefits of organic farming*.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen), 1996. *Umweltgutachten 1996 zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung*, Metzler-Poeschel, Stuttgart.

Stanley T.D., 2001. Wheat from Chaff: meta-analysis as quantitative literature review, *Journal of economic perspectives*, vol. 15, n. 3, pp. 131-150.

Steiner R.A., McLaughlin L., Faeth P., Janke R. R., 1995. *Incorporating externality costs into productivity measures: A case study using U.S. agriculture*, In Barnett V., Payne R., Steiner R. (a cura di) *Agricultural Sustainability: Economic, Environmental and Statistical Considerations*. New York: John Wiley & Sons.

Stevens T. H., More T. A., Glass R. J., 1993. Measuring the existence value of wildlife: reply, *Land Economics*, vol. 69, n. 3, pp. 309-312.

Stockdale E., Lampkin N., Hovi M., Keatinge R., 2001. Agronomic and environmental implications for organic farming systems, *Advance in Agronomy*, n.70, pp. 261-327.

Stolze M., Piorr A., Haring A., Dabbert S., 2000, *The environmental impacts of organic farming in Europe. Organic farming in Europe: Economics and Policy*, vol. 6, University of Hohenheim: Stuttgart-Hohenheim.

Strager M.P., Randall S. Rosenberger R.S., 2006, Incorporating stakeholder preferences for land conservation: weights and measures in spatial MCA, *Ecological Economics*, vol. 58, pp. 79 – 92.

Sun H., Bergstrom J.C., Dorfman J.H., 1992. Estimating the Benefits of Groundwater Contamination Control, *Southern Journal of Agricultural Economics*, n.1, pp.63-71.

Tegtmeier E. M., Duffy M. D., 2004. External Costs of Agricultural Production in the United States, *International Journal of Agricultural Sustainability*, vol. 2, n. 1, pp. 1-22.

Thorup K., 2007. *Effect of crop management practices on the sustainability and environmental impact of organic and low input food production systems*, Proceedings of the 3rd Integrated Congress of the European Integrated Project (QLIF), Hohenheim, Germany, March 20-23, pp. 264-267.

Tiezzi S., 1999. External Effects of Agricultural Production in Italy and Environmental Accounting, *Environmental and Resource Economics*, n. 13, 459–472.

Toman M., 1998. Why Not to Calculate the Global Value of the World's Ecosystems and Natural Capital, *Ecological Economics*, vol. 25, pp. 57-60.

Torstensson G., Aronsson H., Bergstrom L., 2006. Nutrient use efficiencies and leaching of organic and conventional cropping systems in Sweden, *Agronomy Journal*, vol. 98, pp. 603-615.

Travisi M.C., Nijkamp P., 2004. *Willingness to Pay for Agricultural Environmental Safety: Evidence from a Survey of Milan Residents*, Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM), Milan, Italy.

Travisi M.C., Raymond J.G., Florax M., Nijkamp P., 2004. *A Meta-Analysis of the Willingness to Pay for Reductions in Pesticide Risk Exposure*, Working Paper, Fondazione Eni Enrico Mattei, Milan, Italy, p. 29.

Trisorio A., 2004. *Misurare la sostenibilità*, INEA, Roma.

Troeh F., Thompson L., 1993, *Soils and Soil Fertility*, Oxford University Press, New York.

- Turner P.K., Pearce D.W., Bateman I., 1994. *Economia Ambientale*, Il Mulino, Bologna.
- Turner R.K., Pavavola J., Cooper P., Farber S., Jessamy V., Georgiou S., 2003. Valuing Nature: Lessons Learned and Future Research Directions, *Ecological Economics*, vol. 46, pp. 493-510.
- Unwin R., Bell B., Sheperd M., Webb J., Keatinge R., Bailey S., 1995. *The effect of Organic Farming System on Aspects of the Environment*, A Review prepared for Agricultural Resources Policy Division of the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, HMSO, London.
- Van Ravensway E., Blend J., 1997. *Using Ecolabeling to Encourage the Adoption of Innovative Enviromental Technologies in Agriculture*, Mimeo, Department of Agricultural Economics, Michigan State University (USA).
- VandenBerg T.P., Poe G.L., Powell J.R., 2001. *Assessing the accuracy of benefit transfer: evidence from a multi-site contingent valuation study of groundwater quality*, In: Bergstrom J.C., Boyle K.J., Poe G.L. (a cura di), *The economic value of water quality*, Mass: Edward Elgar.
- Vatn A , Bromley D.W., 1994. Choice without prices without apologies, *Journal of Environmental Economics and Management*, n. 26, pp. 129-148.
- Vermersh D., 1996. Externalities, in Van den Berg J. (a cura di), *Handbook of Environmental and Resources Economics*, Edward Elgar, Cheltenham-Northampton.
- Viner J., 1961. Cost curves and supply curves, *Economic Journal*, n. 9, pp. 104-121.
- Viscusi W.K., Aldy J.E., 2003. The Value of a Statistical Life: A Critical Review of Market Estimates Throughout the World, *The Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 27, n. 1, pp. 5-76.
- Vitali G., Epifani R., Vicari A., 2008. *Indicatori sintetici per la valutazione degli effetti esterni ambientali dell'agricoltura biologica*, Working Paper Sabio, Inea, Roma.
- Vitousek M. P., 1986, Biological Invasions and Ecosystem Processes: Towards an Integration of Population Biology and Ecosystem Studies, *Oikos*, vol. 57, n. 1, pp. 7-13.

Wander M., Traina S., Stinner B., Peters S., 1994. Organic and Conventional management effects on biologically active soil organic matter pools, *Soil Science Society of America Journal*, vol 58, pp. 1130-1139.

Wander M.M., Hedrick D.S., Kaufman D., Traina S.J., Stinner B.R., Kehmeyer S.R., White D.C., 1995. The functional significance of the microbial biomass in organic and conventionally managed soils, *Plant and Soil*, vol. 170, pp. 87-97.

Weibull A.C., Ostman O., Granqvist A., 2003. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management, *Biodiversity and Conservation*, n. 12, pp. 1335–1355.

Yeates G.W., Bardgett R.D., Cook R., Hobbs P.J., Bowling P.J., Potter J.F., 1997. Faunal and microbial diversity in three Welsh grassland soils under conventional and organic management Regimes, *Journal of Applied Ecology*, vol. 34, pp. 453-470.

Younie D., Armstrong G., 1995. *Botanical and invertebrate diversity in organic and intensively fertilised grassland*, In: Isart, J., Llerena, J.J. (Eds.), Proceedings of the First ENOF Workshop – Biodiversity and Land Use: The role of Organic Farming. Multitext, Barcelona, pp. 35–44.

Younie D., Watson C.A., 1992. Soil nitrate-N levels in organically and intensively managed grassland systems, *Asp. Appl. Biol.* , vol. 30, pp. 235–238.

Zilberman D., Marra M., 1993. *Agricultural externalities*, In Carlson G.A., Zilberman D., Miranowski J.A. (eds) *Agricultural and Environmental Resource Economics*, Oxford, Oxford University Press.