



**UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PADOVA**

**DIPARTIMENTO TERRITORIO E SISTEMI AGROFORESTALI**

SCUOLA DI DOTTORATO DI RICERCA IN  
TERRITORIO, AMBIENTE, RISORSE E SALUTE

INDIRIZZO ECONOMIA

XX CICLO

**ANALISI COMPARATA  
DELLE ESTERNALITA' AMBIENTALI  
DELL'AGRICOLTURA BIOLOGICA E CONVENZIONALE  
MEDIANTE BENEFIT TRANSFER**

**Direttore della Scuola:** Ch.mo Prof. Vasco Boatto

**Supervisore:** Ch.mo Prof. Luca Rossetto

**Dottorando:** Angela Menguzzato

DATA CONSEGNA TESI  
31 gennaio 2008



*con infinito affetto e riconoscenza  
a Sabrina e Michele*

*...Quanta autem vis amicitiae sit,  
ex hoc intellegi maxime potest,  
quod ex infinita societate generis humani,  
quam conciliavit ipsa natura, ita contracta  
res et adducta in angustum, ut omnis caritas  
aut inter duo aut inter paucos iungeretur.  
Est enim amicitia nihil aliud nisi omnium  
divinarum humanarumque rerum  
cum benevolentia et caritate consensio,  
qua quidem haud scio an, excepta sapientia,  
nihil melius homini sit a dis immortalibus datum.  
... Res splendiores facit amicitia et adversas  
partiens communicansque leviores*

*Cicerone, De Amicitia.*



## INDICE

<b>Abstract.....</b>	<b>1</b>
<b>Introduzione .....</b>	<b>5</b>
<b>1 Agricoltura biologica.....</b>	<b>7</b>
1.1 Cenni storici .....	7
1.2 I principali metodi di produzione agricola .....	12
1.3 L'agricoltura biologica.....	15
1.4 Il quadro normativo.....	19
1.4.1 Regolamento (CE) 2092/91.....	20
1.4.2 Regolamento (CE) 2078/92.....	25
1.4.3 Regolamento (CE) 1257/99.....	28
1.4.4 Quadro normativo italiano .....	30
1.4.5 Il Piano europeo e italiano .....	32
1.4.6 Orientamenti attuali .....	34
1.5 Le ragioni che giustificano l'intervento pubblico .....	36
1.5.1 Il fallimento del mercato.....	37
1.5.2 L'agricoltura biologica come industria nascente.....	40
<b>2 Agricoltura ed esternalità .....</b>	<b>43</b>
2.1 Alla ricerca delle esternalità.....	43
2.2 Le esternalità in agricoltura.....	48
2.3 Esternalità e agricoltura biologica .....	59
2.4 La qualità del suolo .....	62
2.4.1 La materia organica nel suolo .....	63
2.4.2 Il livello di attività biologica nel suolo.....	66
2.4.3 La struttura del suolo .....	68
2.4.4 L'erosione .....	69
2.5 Biodiversità.....	71
2.6 Qualità dell'acqua.....	76
2.8 Qualità dell'aria.....	81
<b>3 Il valore monetario delle esternalità .....</b>	<b>83</b>
3.1 Il valore economico totale.....	84
3.2 Valori dello sviluppo e conservazione .....	89

3.3	Critiche alla valutazione ambientale monetaria.....	90
3.4	Approcci alla valutazione.....	91
3.4.1	Metodi di valutazione indiretti .....	95
3.4.2	Metodi di valutazione diretti .....	99
3.4.3	Analisi comparativa dei metodi diretti e indiretti.....	102
3.5	La metodologia del benefit transfer.....	103
3.5.1	Il metodo del value transfer .....	108
3.5.2	Il metodo del value function transfer .....	112
<b>4</b>	<b>Caratterizzazione dell'area di studio .....</b>	<b>119</b>
4.1	Fattori di pressione ambientale.....	120
4.1.1	Fertilizzanti.....	120
4.1.2	Agrofarmaci.....	122
4.1.3	Bilancio dei nutrienti.....	123
4.1.4	Pratiche colturali .....	126
4.2	Suolo .....	126
4.2.1	Qualità del suolo.....	126
4.3	Acqua .....	133
4.3.1	Stato ambientale delle acque superficiali e sotterranee.....	134
4.4	Natura e biodiversità .....	142
4.4.1	Aree protette e Aree Natura 2000.....	144
4.4.2	La biodiversità e il paesaggio .....	148
4.5	L'agricoltura biologica in Veneto .....	156
<b>5</b>	<b>Valutazione delle esternalità dell'agricoltura in Veneto.....</b>	<b>159</b>
5.1	Metodologia.....	159
5.2	Stima della risorsa acqua .....	162
5.3	Stima della risorsa suolo .....	166
5.4	Stima della biodiversità.....	169
<b>6</b>	<b>Conclusioni.....</b>	<b>175</b>
	<b>Allegati.....</b>	<b>179</b>
	<b>Bibliografia.....</b>	<b>185</b>

## Abstract

After world war II, in developed countries the growth in agricultural activities has been pushed by technological change. Machinery and chemical inputs, irrigation, plant and animal breeding were the main drivers of agricultural productivity growth.

While modern agriculture has succeeded in making large quantities of goods available at reasonable prices, the environment has suffered dramatic changes which can be seen as a cost for the society.

Consequently, it is important to understand the role of multifunctionality in agriculture and its effect on the environment. Human activities have great responsibilities in changing relationships between environment and agriculture. In fact, agronomical practices and intensive use of mechanical and chemical inputs interact with different resources and change the quality of them.

Biodiversity, water and air quality are especially affected by soil management practices. In other words, each farmer through its activities, may impact the welfare of others, i.e. by reducing the welfare of overall society. Farmers are not likely to take into account the spill over effects of their production decisions unless appropriate policies are introduced. As a matter of fact, the evaluation of agricultural externalities is both intricate (because the different environmental components interact in complex ways) and policy relevant matter.

Even though agricultural externalities have been widely studied by many authors in the past, and in most cases the focus was on its technical characteristics more than on the economics of it.

While it is fairly undisputed that agricultural activities are associated with relevant environmental externalities, there is no consensus on how organic production methods compare to conventional practices.

In this work an evaluation of environmental externalities produced by agriculture is carried out, using the benefit transfer methodology, in order to point out the differences between conventional and organic practices. The willingness to pay (WTP) in Veneto for biodiversity, soil and water quality, has been estimated. The results showed that in Veneto the WTP for the water would be around 50-54 euro/ha, for

the soil would be around 46-49 euro/ha and for the biodiversity would be around 27-28 euro. Finally, considering these data, it was possible to estimate a range for the value of the benefits provided by farming organically.

Dal secondo dopoguerra, nei paesi sviluppati, si è assistito ad una crescente intensificazione delle attività agricole. Allo scopo di continuare ad aumentare le rese, si è fatto sempre più ricorso a macchinari e input chimici, all'irrigazione, a specie animali e vegetali selezionate, ecc.. L'agricoltura moderna, pur avendo raggiunto il proprio obiettivo di portare sul mercato grandi quantitativi di cibo a prezzi piuttosto bassi, ha determinato notevoli costi ambientali. Il riconoscimento della multifunzionalità del settore primario e della sua "interferenza" ambientale risulta quindi determinante. Fulcro centrale dell'interazione fra ambiente e agricoltura è l'uomo che con le proprie decisioni agronomiche e l'utilizzo degli input produttivi, interagisce con le diverse risorse, influenzandone la qualità. Dalla gestione della risorsa suolo poi dipendono a cascata la qualità sulla biodiversità, l'acqua e l'aria. Le azioni dei singoli agricoltori, quindi, incidono sul benessere di altri individui ma, a meno di un intervento esterno, per coloro che producono le esternalità non vi è alcun incentivo a prendere in considerazione questo effetto nel loro processo decisionale.

Di conseguenza, la valutazione delle esternalità del settore agricolo se da una parte risulta essere un'operazione estremamente difficile a causa della complessità delle relazioni fra le varie componenti ambientali, dall'altra rappresenta un elemento determinante di valutazione per il decisore pubblico, soprattutto a causa delle numerose funzioni che questo settore svolge nei Paesi industrializzati.

Negli ultimi anni numerosi Autori hanno analizzato le esternalità dell'agricoltura, tuttavia risulta ancora scarsa la letteratura che valuta le esternalità dell'agricoltura biologica e nella maggior parte dei casi focalizza l'attenzione sulle caratteristiche tecniche dell'agricoltura biologica piuttosto che su quelle economiche. Questo perché, sebbene siano evidenti le esternalità prodotte dall'agricoltura in generale, 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. Con la presente tesi si cercato di stimare il valore

economico di alcune esternalità ambientali proprie dell'agricoltura ed evidenziare le possibili differenze fra agricoltura biologica e convenzionale.

In particolare, attraverso la metodologia del benefit transfer si è cercato di stimare la disponibilità a pagare (WTP) in Veneto per la risorsa acqua, il suolo e la biodiversità. Dall'analisi condotta la stima della WTP per la risorsa acqua in Veneto è pari a 50-54 euro/ha/famiglia/anno, per la risorsa suolo è pari a 46-49 euro/ha/anno e per la biodiversità è 27-28 euro famiglia/anno. Infine, partendo da tali stime, attraverso ulteriori accorgimenti si è cercato di identificare un range di benefici attribuibile all'agricoltura biologica.



## Introduzione

La principale motivazione che spinge il consumatore a scegliere un prodotto biologico è quella salutistica, e proprio sotto tale incipit il metodo biologico nasce e si espande in tutta Europa a partire dagli inizi del secolo scorso. Attualmente questa caratteristica non costituisce più una discriminante ad appannaggio esclusivo del biologico, anche il metodo tradizionale, infatti, è in grado di garantire un prodotto a residuo zero e dunque assolutamente salubre.

Tuttavia, la produzione biologica, si contraddistingue positivamente anche per altri aspetti, come quelli che attengono al più ampio tema della sostenibilità ambientale e sociale. Di questo elemento devono tenere conto anche le istituzioni, che assegnano al biologico ancora il ruolo di Cenerentola, soprattutto per ciò che riguarda l'accesso ai fondi.

L'agricoltore è il vero «custode del territorio» ed attraverso le pratiche agronomiche da lui adottate influisce in maniera determinante sulla qualità dell'ambiente. L'agricoltore, attraverso i suoi metodi di coltivazione, contribuisce a preservare il suolo dall'erosione, a salvaguardare la biodiversità, a ristabilire il legame col territorio per valorizzarne le risorse senza sperperarle, ecc.. Produce tutta una serie di esternalità di cui possono godere tutti ma che al contempo non sono tenute sufficientemente in considerazione in ambito politico.

Partendo da tale considerazione, nella presente tesi si è cercato di valutare le esternalità del settore agricolo. Tale operazione, se da una parte risulta essere estremamente difficile, a causa della complessità delle relazioni fra le varie componenti ambientali e della molteplicità delle possibili chiavi di lettura (economica, politica, sociale, ambientale, ecc.), dall'altra rappresenta un elemento irrinunciabile di valutazione per il decisore pubblico, soprattutto a causa delle numerose funzioni che questo settore svolge nei Paesi industrializzati.

In particolare, l'analisi è stata condotta cercando di mettere in luce, all'interno delle esternalità agricole, le differenze fra agricoltura biologica e tradizionale. Negli ultimi anni numerosi Autori hanno analizzato le esternalità dell'agricoltura, tuttavia risulta ancora scarsa la letteratura che valuta le esternalità dell'agricoltura biologica e nella maggior parte dei casi focalizza l'attenzione sulle caratteristiche tecniche

dell'agricoltura biologica piuttosto che su quelle economiche. Questo perché, sebbene siano evidenti le esternalità prodotte dall'agricoltura in generale, 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 costretto l'agricoltura tradizionale ad assumere comportamenti più consoni al rispetto dei valori ambientali.

La determinazione del valore economico totale dei diversi beni ambientali, è stata condotta attraverso la metodologia del *benefit transfer*. Una pratica che utilizza valutazioni ottenute da precedenti ricerche condotte su beni simili. Tale tecnica 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. Negli ultimi anni si è particolarmente diffusa la sua applicazione, a seguito di un aumento della richiesta di valutazioni di beni privi di mercato.

Il caso studio è stato condotto prendendo come area di riferimento il Veneto. Tale scelta risiede nel fatto che il suo territorio è morfologicamente molto vario, presenta una fascia montuosa a nord nord-ovest (29,1% del territorio regionale), alcuni rilievi collinari (14,5%) e una vasta pianura (56,4%) inclinata dolcemente verso la costa adriatica, bassa, sabbiosa e ricca di lagune, di origine interamente alluvionale. Inoltre, favorita dalle buone condizioni climatiche e dalla bontà dei terreni agrari, l'agricoltura veneta ha sempre riscontrato un ruolo di rilievo a livello nazionale, tanto da rappresentare il 9,7% del valore aggiunto agricolo nazionale e le superfici agricole occupano ben il 47% dell'intero territorio regionale.

*Come esiste un legame fra il corpo e l'anima  
così sono uniti il corpo e l'ambiente che lo circonda.*  
G.K. Gibran

## **1 Agricoltura biologica**

Negli ultimi anni stiamo assistendo ad un rapido sviluppo dell'agricoltura biologica, a cui ha contribuito una maggiore consapevolezza dei consumatori in materia di ambiente e sicurezza alimentare. Anche se solo una piccola percentuale della SAU comunitaria viene investita ad agricoltura biologica, essa rappresenta una parte integrante di un sistema di agricoltura sostenibile e una valida alternativa ai tipi di agricoltura tradizionali. La stessa politica agricola comunitaria accentua la necessità di un'agricoltura che salvaguardi l'ambiente ed adotti tecniche sostenibili. L'agricoltura biologica attualmente non rappresenta più un fenomeno di nicchia, intimamente collegato a contenuti di natura etica o ambientale, ma una vera e propria modalità di attuazione di una particolare attività economica, quella del settore primario.

Nel presente capitolo, partendo da alcuni cenni storici e mettendo in luce le principali tappe evolutive del fenomeno "biologico", sono fornite alcune informazioni a carattere definitorio, nonché brevemente illustrati i principali metodi di produzione agricola, allo scopo di mettere in evidenza le peculiarità di questo specifico modello di attività agricola. Nel paragrafo 1.4 l'agricoltura biologica viene inquadrata nella sua cornice normativa di riferimento nel contesto europeo e nazionale, dando rilievo alle più recenti novità, tra cui spiccano i piani di azione europeo e italiano. Infine, si è cercato di spiegare le ragioni per cui sia necessario un intervento pubblico in questa filiera.

### **1.1 Cenni storici**

Le origini dell'agricoltura biologica risalgono all'inizio del secolo scorso, quando iniziarono ad emergere, specialmente nei paesi sviluppati, le prime problematiche legate ad una diversa impostazione e gestione dell'azienda agraria. La nascita dell'industria chimica dei concimi, la meccanizzazione, l'utilizzo di sementi

selezionate, infatti posero in evidenza alcuni problemi legati all'impossibilità per l'agricoltore di riutilizzare le proprie sementi, all'aumento delle malattie del bestiame tra cui la sterilità, alla maggiore suscettibilità delle piante a diverse malattie, e in generale ad uno scadimento della qualità dei prodotti agricoli. Dall'analisi di tali problematiche, dunque, a partire dagli anni '20, si svilupparono alcune teorie che cercano di dare delle risposte alternative all'orientamento che l'agricoltura stava prendendo.

Nel 1924, il filosofo austriaco Rudolf Josef Steiner (1861-1925), durante un ciclo di seminari tenuto a Koberwitz (Bratislava), formulò le basi per quello che in seguito sarebbe stato definito metodo biologico-biodinamico. Il modello di agricoltura fondato sui principi filosofici dell'antroposofia steineriana, sorse in contrapposizione ai modelli materialistici di sviluppo economico del tempo. Il principio su cui poggiava il nuovo metodo di produzione proposto era il rispetto dei delicati e complessi equilibri biologici. Tale dottrina, definita da Steiner "scienza dello spirito", si fonda sull'idea che esiste un "mondo soprasensibile", esterno al mondo fisico, che interagisce con esso condizionandolo. L'uomo può riuscire a conoscere questo mondo rafforzando la "vita dell'anima", ritenuta da Steiner un "mondo interiore" reale, parallelo e ispezionabile. L'antroposofia rappresenta, quindi, una via di conoscenza per congiungere lo spirituale esistente nell'uomo con lo spirituale dell'universo. Di seguito vengono riportate alcuni pensieri di Steiner tratti dai suoi scritti:

*...si ottiene veramente molto per l'agricoltura ripartendo in modo giusto bosco, piantagioni frutticole, arbusti e stagni con la loro naturale ricchezza di funghi, anche se si debba per questo ridurre un poco l'area complessiva del terreno messo a coltura. In ogni caso non è affatto economico sfruttare il terreno al punto che scompaia tutto quanto ho nominato, con il pretesto puramente speculativo di una maggiore superficie coltivabile. Quel che vi si può coltivare in più è dannoso in misura molto maggiore di quello che può dare la superficie tolta alle altre attività. In un esercizio tanto legato alla natura come una fattoria non è possibile trovarsi bene senza vedere nella giusta prospettiva i nessi che mette in opera la natura stessa e le azioni reciproche in seno all'economia naturale.*

*... l'abc per giudicare l'intero processo di accrescimento della pianta sta nel sapere sempre riconoscere che cosa in esso è cosmico e che cosa è terrestre, nel come si possa rendere un terreno atto a condensare in sé le forze cosmiche e a trattenerle piuttosto nella radice o nelle foglie, oppure come si possa affinare tali forze cosmiche in modo che arrivino fino ai fiori, colorandoli, oppure giungano fino ai frutti per compenetrarli con un delicato sapore.*

L'agricoltura proposta da Steiner, quindi, verte su una concezione olistica dell'azienda agricola, sull'osservazione degli influssi cosmici, terrestri e astrali per scandire i tempi delle pratiche agricole, sul rifiuto dei concimi minerali, su un'alimentazione sana ed equilibrata e sull'autonomia dell'impresa agricola data dal

sistema policoltura-allevamento. In tale contesto risulta fondamentale il ruolo dell'agricoltura, in quanto ordina e organizza tutta l'attività del sistema. La sua azione deve fondarsi sulla conoscenza di tutti i presupposti dell'organismo aziendale, sull'osservazione quotidiana dell'interazione tra tutti gli esseri viventi presenti e sulla considerazione dello stretto dialogo che esiste tra la terra e il cosmo. Gli obiettivi che si propone l'agricoltura biodinamica possono essere sintetizzati nei seguenti punti: i) preservare la fertilità della terra; ii) mantenere le piante in buona salute per consentire loro di resistere alle malattie e ai parassiti; iii) aumentare la qualità degli alimenti prodotti.

Tale metodo si diffuse anche in Italia, tanto che nel 1947 fu costituita l'Associazione per l'agricoltura biodinamica con lo scopo di divulgarla e formare agricoltori e tecnici. Nel 1954 in Germania venne fondata l'Associazione Demeter Bund che, su richiesta dei consumatori, disciplinò le norme che garantivano la qualità del biodinamico.

Mentre in Germania andava teorizzandosi l'agricoltura biodinamica, diversi ricercatori britannici si dedicarono ad esperimenti e studi riguardanti pratiche di coltivazione biologica. Uno dei primi a muoversi in questo campo fu Sir Albert Howard (1873-1947) che, notando la relazione tra caduta di alcune civiltà e l'evoluzione delle loro pratiche agricole, enfatizzò l'importanza della fertilità del suolo e l'inadeguatezza dei fertilizzanti chimici (Pacino, 2005). Sir Albert Howard, in *Agricultural Testament* (1940), con un approccio strettamente scientifico definì i principi dell'agricoltura organica, spiegando le relazioni tra la qualità del suolo, la salubrità delle piante e il benessere animale. Osservando i sistemi di coltivazione adottati in Oriente, Howard concluse che bisognasse imitare i processi naturali per mantenere fertile il terreno. In natura sono sempre presenti gli animali, non esistono monoculture, il suolo è sempre coperto di vegetazione e vi è sempre compensazione tra crescita e morte. La fertilità quindi è promossa dalla restituzione al terreno di tutti i residui animali e vegetali, solo così viene favorita la formazione di humus. Di seguito, dalla traduzione effettuata da Milenkovich (1990) nel libro "Origine e sviluppo dell'agricoltura ecologica in Europa", sono riportati due brani indicativi del pensiero di Howard sulla metodologia d'indagine e sulla fertilizzazione.

*...invece di spezzare l'oggetto della ricerca in parti tra loro separate e di fare ricerche nel campo dell'agricoltura con i metodi analitici delle scienze matematiche e chimiche, dovremmo*

*impadronirci di una considerazione sintetica cercando di riconoscere il ciclo naturale e non cucire insieme cose che non hanno relazione l'una con l'altra.*

*...la fertilità del suolo è uno stato che si origina dall'operare dei cicli naturali, cioè dal regolare svolgimento dei cicli, dall'accettazione e dall'applicazione del primo fondamento dell'agricoltura deve sempre esserci una perfetta compensazione tra i processi di crescita e quelli di morte. La conseguenza di uno stato di armonia è un terreno vivente, buoni raccolti di buona qualità e un patrimonio zootecnico sano. La chiave per ottenere un suolo fertile ed un'agricoltura fiorente è l'humus.*

L'espressione "agricoltura biologica" risale agli anni '30 e '40 ed è attribuibile al biologo svizzero Hans Müller (1891-1988) che focalizzò l'attenzione sul ciclo della sostanza organica nell'azienda agraria. In particolare, egli sottolineò l'importanza dell'humus del terreno, il ricorso al compostaggio di superficie e la lavorazione limitata della terra per evitare di alterarne la microflora.

In seguito, Müller e il medico austriaco Hans Peter Rusch svilupparono un test per la determinazione del livello di fertilità del suolo e videro che le sostanze nutritive non venivano assorbite dalla pianta solo sotto forma di ioni minerali, ma anche di macromolecole, e conclusero che i mediatori di questo assorbimento fossero i microrganismi (Carnarazzi, 2000). Tra i vari microrganismi del terreno particolare importanza rivestivano i batteri dell'acido lattico che, come alcune ricerche microbiologiche avevano evidenziato, erano presenti nel suolo, nella pianta e nell'uomo. Di conseguenza per Rusch al fine di tutelare la fertilità del suolo era indispensabile nutrire e stimolare i microrganismi, processo possibile esclusivamente attraverso la concimazione organica (Madotto, 2007).

Negli stessi anni, in diverse parti del mondo, sorsero i primi movimenti volti a promuovere il metodo biologico-organico: negli USA con Jerome Irving Rodale (1898-1971), in Giappone con Masanobu Fukuoka (n. 1914), in Gran Bretagna con Lady Eve Balfour (1899-1990). Quest'ultima, sulla base delle esperienze di Howard, fondò nel 1946 la Soil Association, che attualmente è la più importante organizzazione britannica di produttori biologici.

In Italia un rilevante contributo al metodo di produzione biologico è attribuibile ad Alfonso Draghetti. Con la sua opera *Principi di fisiologia dell'azienda agraria* (1948), sottolineò come l'azienda biologica fosse un'entità vivente, con un sistema produttivo e circolatorio biologicamente autonomo, in cui la vera essenza è rappresentata dalla sostanza organica. L'azienda agraria non va considerata esclusivamente come un terreno da coltivare a seconda delle indicazioni del mercato, ma come un "organismo

da allevare o, eventualmente, da sanare nel presupposto fondamentale di raggiungere la normalità, non di una o di poche ma di tutte le sue funzioni” (Draghetti, 1948).

Nel 1969 nasce in Italia, l'Associazione Suolo e Salute, di cui l'ispiratore principale fu il professore Francesco Garofalo, docente di fitoiatria dell'Università di Torino. Prendendo spunto da alcune pratiche proposte da Draghetti, proponendo come concimazione la sostanza organica integrata con concimi minerali durante la maturazione delle composte, dal metodo Lamaire-Boucher, utilizzando il Lithothamnium come integratore, Garofalo arrivò alla definizione del metodo di agricoltura organico-minerale. Il fondamento della concimazione è la sostanza organica, elemento indispensabile per una fertilità durevole. I metodi di controllo delle erbe infestanti si basano su rotazioni equilibrate, consociazioni colturali e pacciamatura con segatura, paglia, torba. La difesa delle colture dai parassiti vegetali ed animali si attua con sostanze o preparati di origine vegetale e prodotti ammessi come il verderame e zolfo bagnabile. Sono esclusi i prodotti tossici e gli antiparassitari di sintesi come fosfororganici e ditiocarbammati.

Nel 1972, in Germania, venne fondato l'IFOAM (International of Organic Agriculture Movements), attualmente è il massimo organismo internazionale di rappresentanza dei produttori e dei consumatori biologici. L'IFOAM fu il primo movimento che a livello internazionale, cercò di dettare alcune regole sul metodo di produzione biologico, utilizzate in seguito come guida per la legislazione dei vari paesi (Aprile, 2001). Sin dalla sua fondazione l'IFOAM si pose l'obiettivo di individuare quei principi cardine che, da un lato potessero fungere da riferimento comune per i diversi movimenti di agricoltura biologica e, dall'altro, definissero una base etico-filosofica sulla quale costruire le posizioni, i programmi e gli standard da diffondere fra gli agricoltori. Tali principi non intendono soltanto rappresentare le radici da cui l'agricoltura biologica nasce e si sviluppa, ma vogliono esprimere chiaramente il contributo che questa attività produttiva può dare all'intero pianeta. È quindi evidente che i principi IFOAM sono stati definiti per essere applicati all'agricoltura nella sua accezione più ampia, e quindi si riferiscono alle modalità adottate per la gestione di suolo, acqua, piante e animali in tutte le fasi di produzione, trasformazione, distribuzione e consumo dei prodotti. Sono principi che riguardano il modo in cui gli esseri umani interagiscono con l'ambiente circostante, si relazionano

tra loro e lasciano il pianeta per le generazioni future e che, per questa ragione, devono essere considerati nel loro insieme e presi come riferimento etico per ispirare azione concrete. Attualmente appartengono all'IFOAM 110 federazioni nazionali (Pancino, 2005).

A partire dagli anni '80, grazie alla progressiva crescita di questi movimenti, sostenuta dall'interesse mostrato dai consumatori verso i prodotti da agricoltura biologica e da una sempre maggiore sensibilità dei cittadini verso le tematiche ambientaliste, si svilupparono i primi interventi di tipo istituzionale tendenti a regolamentare i criteri necessari per poter certificare i prodotti ottenuti da agricoltura biologica (De Stefano *et al.*, 2000). In risposta a tale esigenza, nel 1991 la Comunità Europea emanò il regolamento CEE 2092/91, un intervento normativo che, per la prima volta nella storia dell'agricoltura, disciplina un metodo di produzione.

In Italia l'agricoltura biologica, pur registrando un ritardo rispetto agli altri paesi europei, ha saputo recuperare nell'ultimo decennio, grazie all'adozione di opportuni riferimenti normativi e in risposta alla crescente sensibilizzazione dell'opinione pubblica in materia di qualità degli alimenti e di salvaguardia ambientale, si è verificata una forte impennata delle produzioni biologiche e attualmente è il primo paese della UE-25 per superfici e aziende biologiche; vi sono infatti concentrate circa il 26,1% delle aziende e il 16,3% della superficie comunitaria dedita al biologico.

## **1.2 I principali metodi di produzione agricola**

Per una migliore definizione del ruolo e dell'importanza che l'agricoltura biologica sta assumendo nei moderni sistemi di sviluppo economico e agricolo, è necessario soffermarsi brevemente sulle principali caratteristiche dei diversi metodi di produzione agricola.

**Agricoltura convenzionale (intensiva):** Questo metodo di coltivazione, generalmente intensivo e spesso a monocoltura, mira a produrre nel modo più razionale, efficiente e economicamente conveniente i beni primari richiesti dal mercato, utilizzando prodotti chimici di sintesi per la fertilizzazione e la difesa delle piante. Tuttavia la sua azione, volta al massimo sfruttamento del terreno, tende ad abbassare le difese naturali del suolo e delle coltivazioni. A tal fine utilizza gli

strumenti più avanzati che la scienza agronomica e lo sviluppo tecnologico mettono a disposizione. È adatta ad ambienti fertili di pianura o in leggero declivio, ed elevata vocazione agronomica.

La superficie aziendale minima per la realizzazione di economie di scala e l'ottimizzazione dei processi varia a seconda dell'indirizzo colturale: orientativamente essa si aggira sui 25-30ha per le aziende orticole, frutticole e viticole in aree DOC e a valori almeno doppi per le aziende che coltivano le grandi colture erbacee o per quelle ad indirizzo foraggero-zootecnico (Borin, 2000).

Generalmente, le aziende convenzionali fanno ampio ricorso al mercato per l'approvvigionamento dei fattori produttivi. La meccanizzazione è spinta, con un impiego di trattrici di potenza crescente ed elevata capacità di lavoro, a volte utilizzate al di sotto delle soglie ottimali.

La necessità di compiere velocemente e tempestivamente le operazioni colturali, unita all'obiettivo di massimizzare le rese aziendali, ha favorito la progressiva eliminazione degli ostacoli e delle tare improduttive all'interno dell'azienda, soprattutto nelle aree di bassa pianura o di recente bonifica. Si sono così affermate sistemazioni di terreno con unità colturali di grandi dimensioni e si è assistito ad una progressiva semplificazione del paesaggio agrario a seguito della scomparsa di tradizionali elementi quali siepi, frangiventi, filari di vite maritate a tutori vivi. La viabilità aziendale è organizzata in modo da consentire rapidi spostamenti fra gli appezzamenti e minimizzare la superficie non coltivata. Il paesaggio tipico dell'agricoltura intensiva è dunque fortemente semplificato e ciò comporta anche una riduzione delle nicchie per la fauna e la biodiversità.

Tutti questi caratteri consentono di ottenere rese produttive molto elevate, sia per unità di superficie che per azienda. Pur ottenendo ottimi risultati in termini di qualità e quantità delle produzioni, si registrano effetti negativi per l'ecologia del sistema agricolo e dell'ambiente, con la perdita della sostanza organica del terreno, l'appiattimento della biodiversità, fenomeni di inquinamento ambientale e degrado paesaggistico (Giardini, 2004).

**Agricoltura estensiva:** è caratterizzata da impieghi molto limitati di manodopera, capitali di esercizio e investimenti fondiari. Spesso viene praticata in aree con basse potenzialità produttive quali terreni collinari e aree di bassa montagna, e fornisce modesti livelli di resa areica. A parte i casi di agricoltura estensiva basata sul pascolo,

una significativa frazione del territorio è quasi costantemente priva di coltivazioni nel corso dell'anno, perché la scelta delle specie è limitata e dunque non c'è la possibilità di realizzare strette successioni. L'agricoltura estensiva è caratterizzata da un certo livello di autoconsumo, specialmente nel caso di aziende con animali. Si presta per certe forme di cerealicoltura e per un'attività zootecnica imperniata sul pascolamento. Richiederebbe ampie superfici per raggiungere redditi aziendali accettabili, ma in molti casi essa è tipica di aziende marginali di piccole dimensioni.

**Agricoltura ecocompatibile (o compatibile):** Questo tipo di gestione cerca di soddisfare le esigenze economiche senza compromettere il patrimonio ambientale. Mira a coniugare la redditività dell'azienda con le esigenze di tutela dell'ambiente e della conservazione delle risorse e con quelle di garantire condizioni di sicurezza per l'operatore e salute per il consumatore. I principi chiave dell'agricoltura compatibile sono:

- ❑ gestire efficacemente malerbe, parassiti, malattie e nutrienti entro l'azienda, razionando nel contempo l'uso di risorse non rinnovabili;
- ❑ ottimizzare la biodiversità entro l'azienda;
- ❑ ridurre l'impatto ambientale, specialmente a carico di acqua e terreno; conservare e aumentare la qualità e la quantità di cibo prodotto;
- ❑ stimolare le comunità rurali e incoraggiare industrie agrarie che offrano lavoro;
- ❑ garantire un adeguato livello di reddito all'agricoltore, con una piena occupazione.

Mettere in pratica questi principi per ottenere i prodotti vegetali e animali non è facile: richiede impegno e professionalità. In concreto, per attuare l'agricoltura consapevole si devono utilizzare itinerari tecnici che assicurino la conservazione del suolo, la nutrizione e la difesa delle piante, una costante e accettabile qualità delle acque, la riduzione dei costi di produzione e il mantenimento della redditività. A proposito di nutrizione delle piante, l'agricoltura consapevole mira a programmare la fertilizzazione nell'ambito dell'intero avvicendamento, considerando la disponibilità di elementi nel terreno e le asportazioni effettive delle colture.

La difesa delle colture va impostata sulla base di metodi di lotta integrata contro parassiti, malattie, malerbe: si tratta di scegliere varietà resistenti, individuare esattamente i bersagli da controllare, usare prodotti antiparassitari selettivi e

possibilmente a bassa tossicità per l'uomo, realizzare interventi tempestivi, eseguire adeguate lavorazioni, rotazioni e fertilizzazioni (Giardini, 2004).

### **Agricoltura integrata:**

Metodo di produzione a basso impatto ambientale, utilizza sia tecniche di agricoltura convenzionale che biologica, integrandole per ottenere un modello di produzione sostenibile dal punto di vista economico, qualitativo ed ecologico.

L'obiettivo è la gestione dell'agroecosistema in sintonia con le altre attività che insistono sul territorio. In quest'ottica l'agricoltura deve: i) assolvere il tradizionale compito di produrre cibo per l'uomo, adottando le tecniche di produzione secondo i canoni dell'ecocompatibilità (funzioni interne); ii) essere in grado di fornire prodotti non tradizionali che soddisfino esigenze diverse dalla trasformazione industriale (prodotti innovativi); iii) svilupparsi in collegamento con le altre attività antropiche e soddisfare la domanda di beni e servizi non alimentari (esternalità). Le funzioni interne dell'agricoltura integrata sono finalizzate a mettere in atto processi produttivi che, all'interno dell'azienda, consentano di: integrare le risorse naturali e i meccanismi di regolazione in attività gestionali che consentano la massima autosufficienza dell'azienda e il minimo ricorso a inputs extra-aziendali; assicurare la sostenibilità delle produzioni di cibo di alta qualità attraverso tecnologie ecocompatibili; sostenere il reddito aziendale; valorizzare il ruolo polifunzionale dell'agricoltura. Nell'agricoltura integrata, dunque, l'azienda agraria non è più vista come un ecosistema prevalentemente chiuso, ma come componente di un sistema più complesso. In sintesi, dunque, la produzione integrata consiste nella produzione economica di derrate di elevata qualità, ottenuta dando priorità ai metodi ecologicamente più sicuri, minimizzando gli effetti collaterali indesiderabili e l'uso di prodotti chimici di sintesi, per aumentare la sicurezza per l'ambiente e la salute umana (Borin, 2000).

### **1.3 L'agricoltura biologica**

Non esiste ancora una definizione ufficiale universalmente accettata di agricoltura biologica, di conseguenza occorre rifarsi alle disposizioni contenute nei documenti dei più importanti organismi a livello internazionale, europeo e nazionale.

Dal Regolamento (CE) 2092/1991 del 24 giugno si evince che tale metodo richiede un impiego meno intensivo della terra e può svolgere una funzione nel quadro del riorientamento della PAC per realizzare un migliore equilibrio tra domanda e offerta di prodotti agricoli, tutelare l'ambiente e conservare il territorio. Il sistema biologico implica restrizioni importanti all'impiego di fertilizzanti e antiparassitari, i quali possono avere conseguenze nocive sull'ambiente o dare origine a residui nei prodotti agricoli. Inoltre, il Regolamento dispone che l'agricoltura biologica faccia ricorso a tecniche colturali di vario tipo e l'apporto limitato di concimi e di ammendanti di origine non chimica e poco solubili.

L'IFOAM offre ulteriori elementi utili a dare una definizione di agricoltura biologica: «L'agricoltura biologica comprende tutti i sistemi agricoli che promuovono la produzione di alimenti e fibre in modo sano socialmente, economicamente e dal punto di vista ambientale. Questi sistemi hanno come base della capacità produttiva la fertilità intrinseca del suolo e, nel rispetto della natura delle piante, degli animali e del paesaggio, ottimizzano tutti questi fattori interdipendenti. L'agricoltura biologica riduce drasticamente l'impiego d'apporti esterni attraverso l'esclusione di fertilizzanti, pesticidi e medicinali chimici di sintesi. Al contrario, utilizza la forza delle leggi naturali per aumentare le rese e la resistenza alle malattie».

Un terzo contributo è ad opera della Commissione nel Codex Alimentarius, che nel 1999 definisce l'agricoltura biologica come «un sistema olistico di gestione della produzione che stimola a migliorare l'integrità degli agro-ecosistemi, come la biodiversità, i cicli biologici e l'attività biologica del terreno. Enfatizza l'applicazione di pratiche gestionali rispetto all'impiego di materie prime esterne, tenendo in considerazione che le condizioni locali richiedono sistemi adatti. Ciò si aggiunge utilizzando – ove possibile – metodi agronomici, biologici e meccanici anziché sostanze sintetiche per soddisfare una funzione specifica nell'ambito del sistema» (Covino, 2007).

In particolare, per il Codex Alimentarius l'agricoltura biologica deve perseguire i seguenti obiettivi:

- ❑ aumentare la diversità biologica nell'insieme del sistema;
- ❑ accrescere l'attività biologica dei suoli;
- ❑ mantenere la fertilità dei suoli a lungo termine;

- riciclare i rifiuti di origine vegetale e animale, al fine di restituire gli elementi nutritivi alla terra, riducendo il più possibile l'uso di risorse non rinnovabili;
- fare assegnamento sulle risorse rinnovabili nei sistemi agricoli organizzati localmente;
- promuovere una corretta utilizzazione dei suoli, delle risorse idriche e dell'atmosfera e ridurre, nella misura del possibile, ogni forma d'inquinamento che potrebbe derivare dalle pratiche colturali e zootecniche;
- manipolare i prodotti agricoli, con particolare attenzione ai metodi di trasformazione, allo scopo di mantenere l'integrità biologica e le qualità essenziali del prodotto in tutte le varie fasi;
- essere praticata su un'azienda agricola esistente, dopo un periodo di conversione, la cui durata deve essere calcolata sulla base di fattori specifici del sito, quali le informazioni storiche sulla superficie e i tipi di coltura e di allevamenti previsti.

In Italia, un primo tentativo di definizione è contenuto nel documento di Attuazione alla legge 38/2003, D.Lgs in materia di agricoltura biologica, Norme di attuazione degli art. 1 e 2 della legge 7 marzo 2003 n.38: «L'agricoltura biologica si prefigge gli obiettivi di produrre materie prime e alimenti nel rispetto dei cicli naturali, di tutelare la biodiversità naturale e agricola, di contribuire al benessere animale e alla salvaguardia del paesaggio e della fertilità del suolo, oltre che delle risorse naturali non rinnovabili, contribuendo in questo modo alla riduzione dell'impatto ambientale delle pratiche agricole e di allevamento, alla conservazione e al risanamento ambientale».

Volendo dare una definizione di agricoltura biologica, è possibile affermare che tale metodologia più di altre, accorda grande importanza agli aspetti fisici e microbiologici del terreno e al loro miglioramento, favorisce le risorse rinnovabili e il riciclo, restituendo al suolo i nutrienti presenti nei prodotti di rifiuto; nel settore zootecnico pone particolare attenzione al benessere degli animali e all'utilizzo di mangimi naturali. Inoltre, cerca di favorire i meccanismi naturali dell'ambiente per il controllo fitopatologico, evitando l'impiego di fitofarmaci di sintesi, erbicidi, fertilizzanti, ormoni della crescita, antibiotici o manipolazioni genetiche (Borin, 2000).

La fertilizzazione è basata su apporti organici, completati eventualmente da prodotti minerali di origine naturale, somministrati localmente. La protezione

fitosanitaria è impostata sulla prevenzione e completata eventualmente con trattamenti effettuati con prodotti autorizzati nei disciplinari di produzione.

La difesa delle colture avviene in via preventiva, selezionando specie naturali e resistenti e intervenendo con tecniche di coltivazione appropriate. Fra queste ultime viene ampiamente utilizzata la rotazione colturale, per impedire l'ambientarsi dei parassiti e consentire uno sfruttamento razionale e meno intensivo delle sostanze nutritive del suolo. Altre tecniche sono la piantumazione di siepi e alberi, che ospitano i predatori naturali dei parassiti, e la consociazione. In ultima istanza è possibile, per difendere le colture, utilizzare alcuni prodotti commerciali, come ammendanti, concimi azotati, fosfatici e potassici, insetticidi e fungicidi. I prodotti ammessi per l'agricoltura biologica in sede comunitaria sono presenti in un elenco contenuto nell'allegato VI del Reg. (CE) 2091/1992.

Il controllo delle infestanti viene attuato attraverso pratiche colturali e interventi meccanici. Pur nel rispetto dei principi generali, anche in agricoltura biologica è possibile mettere in atto processi produttivi intensivi, che mirano ad ottenere la massima resa per unità di superficie, la ricerca di produzioni sia precoci che tardive e la diversificazione colturale all'interno dello stesso appezzamento. I mezzi tecnici impiegati per perseguire tali obiettivi sono: l'aumento della densità di semina e di impianto, l'apporto di fertilizzazioni elevate, frazionate, con prodotti solubili e anche con applicazioni fogliari, l'esecuzione di trattamenti fitosanitari diversificati e numerosi sulle piante più sensibili agli attacchi parassitari. A ciò si aggiungono alcune caratteristiche che deve possedere l'imprenditore agricolo, come la necessità di una conoscenza approfondita delle condizioni climatiche del contesto in cui opera, per evitare gelate ed altre avversità, il bisogno di operare investimenti elevati per ridurre al minimo i rischi e una solida preparazione imprenditoriale. Fare agricoltura biologica, risulta particolarmente difficile, perché bisogna conoscere i cicli naturali per poterli utilizzare al meglio senza alterarli e al contempo saper individuare, e possibilmente ridurre, le cause che determinano la diffusione di malattie o fitofagi prima di intervenire con i trattamenti consentiti.

Le rese generalmente sono più basse rispetto ai metodi di agricoltura tradizionale, tuttavia sono condizionate dalla tipologia di coltura; il frumento ad esempio, si adatta meglio del mais alla coltivazione biologica. Il calo di resa è spesso compensato da un maggior prezzo di vendita spuntato dai prodotti da agricoltura biologica, ma anche in

questo caso esistono forti variazioni in relazione all'andamento stagionale e alle condizioni di mercato (Giardini, 2004).

Per quanto riguarda l'impatto ambientale, l'applicazione dei principi dell'agricoltura biologica sembra in sintonia con molte esigenze di eco-compatibilità come l'assenza di fitofarmaci di sintesi, la presenza di siepi nelle aziende biologiche, il ricorso a policoltura e a colture di copertura; sono situazioni favorevoli alla conservazione della biodiversità e alla protezione del suolo dall'erosione. L'azienda che pratica l'agricoltura biologica ha normalmente una struttura più complessa di quella tradizionale: è più ricca di siepi, aree con vegetazione naturale, scoline, bordure, ecc. e valorizza maggiormente gli elementi più ricchi di significato paesaggistico (Borin, 2000).

Infine, per salvaguardare la qualità e la sicurezza dei prodotti alimentari, devono essere esclusi i prodotti chimici di sintesi eliminando così il rischio di avere residui di sostanze tossiche negli alimenti. Tuttavia, alcuni residui possono essere presenti anche nei prodotti biologici, a causa di contaminazioni involontarie ed è difficile valutare gli effetti sulla salute umana derivanti da queste piccole quantità. Di conseguenza, pur avendo ridotto drasticamente la quantità di residui di sostanze chimiche, non sempre i prodotti biologici possono costituire, con rigore scientifico, una garanzia di qualità organolettica, nutritiva o sanitaria, superiore (Covino, 2007). In conclusione, l'agricoltura biologica è un sistema diverso di produzione che consente l'ottenimento di prodotti senza ricorso a sostanze chimiche di sintesi, attraverso una maggiore attenzione alla naturalità e alla salubrità di ogni coltura e al benessere degli animali, valorizzando e tutelando nel contempo le risorse territoriali e ambientali. Essa, pertanto, risulta determinante ai fini della salvaguardia della biodiversità e delle risorse non rinnovabili utilizzate in agricoltura e dell'attuazione delle politiche dello sviluppo rurale, per la sicurezza e la qualità delle produzioni alimentari.

#### **1.4 Il quadro normativo**

Il primo Paese a sostenere l'agricoltura biologica è stato la Danimarca con un intervento, nel 1987, che prevedeva l'assistenza finanziaria durante il periodo di conversione, oltre allo sviluppo di servizi di informazione, assistenza e marketing. Tra il 1987 e il 1993, sette Paesi europei avevano introdotto schemi di aiuti per la

conversione al biologico ed altre forme di sostegno finanziario su base regionale e nazionale. La Germania è stato il primo Paese, nell'ambito dell'UE, ad introdurre nel 1989 il sostegno alla conversione, mentre Francia e Lussemburgo hanno introdotto programmi minori sotto la stessa regolamentazione nel 1992. Anche Austria, Svezia e Finlandia avevano programmi di sostegno alla conversione prima del loro ingresso nell'UE nel 1995. I programmi svedesi e finlandesi includevano il sostegno per un servizio di assistenza nazionale per i produttori biologici; da evidenziare come il regolamento svedese fosse l'unico a prevedere un sostegno anche nella fase post-conversione (Padel *et al.*, 1999).

È comunque innegabile che il principale impulso allo sviluppo dell'agricoltura biologica sia da attribuire alla emanazione di due regolamenti comunitari:

- Reg. (CE) 2092/91, che introduce gli standard obbligatori per le produzioni vegetali biologiche;
- Reg. (CE) 2078/92, che introduce il sostegno per le coltivazioni biologiche all'interno delle misure agro ambientali.

Di seguito verranno espone sinteticamente le principali normative comunitarie e nazionali relative all'agricoltura biologica.

#### **1.4.1 Regolamento (CE) 2092/91**

Con l'emanazione nel giugno 1991 del Reg. (CE) 2092/91 il Consiglio decise di definire un quadro comunitario che disciplinasse nel dettaglio le condizioni da rispettare affinché un prodotto agricolo o una derrata alimentare potessero recare un riferimento al metodo di produzione biologico. Si tratta di una normativa piuttosto complessa che, oltre a definire un metodo di produzione agricola per i prodotti vegetali, provvede a regolamentarne l'etichettatura, la trasformazione, l'ispezione e il commercio dei prodotti dell'agricoltura biologica all'interno della Comunità, nonché l'importazione di tali prodotti dai paesi terzi. L'UE con tale regolamento, da una parte riconosce formalmente e ufficialmente questa tipologia produttiva, dall'altra introduce regole, parametri e procedure volte a definire un regime di controlli a tutela dei consumatori e dei produttori, cercando di uniformare questa attività nel territorio comunitario.

Il regolamento, in seguito, è stato integrato e modificato; a tal proposito si ricorda il Reg. (CE) 1804 del 19 luglio 1999 che ha esteso il campo di applicazione del Reg.

(CE) 2092/1991 anche alla zootecnia ed ha sottolineato l'incompatibilità del metodo biologico con l'impiego di organismi geneticamente modificati ed il recentissimo Reg. (CE) 834/2007 del 28 giugno 2007 relativo alla produzione biologica e all'etichettatura dei prodotti biologici e che abroga il Reg. (CE) 2092/91.

Il Reg. (CE) 2092/1991 si compone di 16 articoli e 8 allegati nei quali vengono definiti: il campo di applicazione, le norme in materia di produzione ed etichettatura, le misure per l'esercizio delle attività di controllo e quelle riguardanti l'importazione di prodotti biologici da paesi terzi.

L'articolo 1 del Regolamento delinea il campo di applicazione del biologico: i prodotti agricoli vegetali e animali non trasformati, i prodotti agricoli vegetali e animali trasformati destinati all'alimentazione umana composti essenzialmente di uno o più ingredienti di origine vegetale e/o animale, i mangimi e le materie prime per mangimi.

Per quanto riguarda le norme relative alla produzione (art.6, 6bis, 7, allegati I e II), esse si prefiggono lo scopo di tutelare la produzione biologica e di garantire una concorrenza leale tra i produttori che si avvalgono di tale metodo. Queste norme impongono alle aziende di adottare alcuni criteri generali che riguardano: le produzioni vegetali e animali, l'apicoltura e i prodotti dell'apicoltura, i prodotti per la concimazione e l'ammendamento del terreno, gli antiparassitari, le materie prime per mangimi, gli additivi animali, alcune sostanze utilizzate per l'alimentazione animale, i prodotti autorizzati per la pulizia e la disinfestazione dei locali di stabulazione e degli impianti. Fra questi criteri si ricorda, relativamente alla fertilizzazione del suolo agricolo, che il disciplinare comunitario prevede che la concimazione chimica con prodotti di sintesi venga completamente sostituita dall'impiego di prodotti di natura organica vegetale o animale, quali il letame, gli escrementi liquidi di animali, i rifiuti domestici compostati o fermentati. Inoltre, si dispone che fertilità e attività biologica del suolo debbano essere mantenute o aumentate mediante la coltivazione di leguminose, concimi verdi o vegetali aventi un apparato radicale profondo nell'ambito di un programma di "rotazione pluriennale".

Conformemente ai principi generali applicabili alla produzione biologica animale, è necessario che venga rispettato anche il principio di complementarità tra suolo e animali. E' quindi esclusa la produzione senza terra e gli animali devono disporre di un'apposita area di pascolo. Inoltre, il numero di capi per unità di superficie deve essere limitato in misura tale da consentire una gestione integrata delle produzioni

animali e vegetali a livello di unità di produzione in modo da ridurre al minimo ogni forma di inquinamento, in particolare del suolo e delle acque superficiali e sotterranee.

Il Regolamento comunitario stabilisce inoltre i criteri per la conversione dal metodo di produzione convenzionale al metodo di produzione biologico. In particolare, la fase di conversione deve essere della durata di due anni (prima della semina) per le colture erbacee e di tre (prima del raccolto) per le colture arboree. Questo periodo può variare a discrezione dell'organismo di controllo, sulla base delle condizioni precedenti, oggettivamente rilevate in azienda e comprovate da documentazione. In ogni caso il periodo minimo non può essere inferiore a un anno o, meglio, alla chiusura del ciclo colturale, successivo alla presentazione della notifica, che non può ricevere alcuna certificazione.

Il capitolo sulle norme per l'etichettatura biologica prevede che i prodotti agricoli e le derrate alimentari di provenienza biologica siano realizzati nel rispetto di specifici disciplinari di produzione e siano ottenuti senza l'impiego di OGM. L'art.4 del Regolamento definisce per "etichettatura" le diciture, le indicazioni, i marchi di fabbrica o di commercio, le immagini o i simboli presenti su imballaggi, documenti, cartoncini, etichette, nastri e fascette che accompagnano o concernono i prodotti biologici. In particolare, il Reg. (CE) 2092/91, modificato dal Consiglio nel 1995<sup>1</sup>, lascia alla Commissione europea la possibilità di elaborare un logo specifico relativo al metodo di produzione biologico, nonché un'indicazione di conformità, in modo da chiarire esplicitamente che il prodotto in questione è stato sottoposto al regime di controllo. Nel marzo 2000, il Regolamento (CE) 331/2000 della Commissione ha definito il suddetto logo, il cui obiettivo è aumentare la credibilità dei prodotti biologici agli occhi dei consumatori e migliorarne l'identificazione sul mercato. Il logo e l'indicazione di conformità al regime di controllo possono essere apposti unicamente su alcuni prodotti di cui Reg. (CE) 2092/91, in particolare su quelli che soddisfano le seguenti condizioni:

- contengono per almeno il 95% ingredienti prodotti secondo il metodo biologico;
- sono stati sottoposti durante l'intero processo di produzione e di preparazione al regime di controllo previsto dal regolamento; ciò implica che gli operatori coinvolti

---

<sup>1</sup> L'elenco dei prodotti autorizzati figura nell'allegato IV, parte C del Reg. CE 2092/91.

nelle operazioni di produzione agricola, trasformazione, imballaggio ed etichettatura del prodotto siano sottoposti a regime di ispezione;

- sono venduti direttamente in imballaggi sigillati o immessi nel mercato come prodotti alimentari in imballaggi preconfezionati;
- riportano sull'etichetta il nome e/o la ragione sociale del produttore, preparatore o venditore, nonché il numero di codice dell'organismo di controllo.

Inoltre, al fine di evitare abusi e frodi a danno della salute dei consumatori è previsto un apposito sistema di controllo che investe tutte le fasi della produzione e della commercializzazione dei prodotti biologici. In particolare, qualunque azienda agricola che intenda produrre, trasformare o importare, con prodotti biologici, deve essere certificato da un organismo di controllo.

Infine, riguardo all'importazione dei prodotti biologici da paesi terzi, per i paesi comunitari è prevista la libera circolazione previa certificazione del solo organismo di controllo riconosciuto dal singolo paese di provenienza. Per i prodotti biologici che invece provengono da paesi terzi sono previste procedure molto rigorose. In particolare, il Regolamento (CE)2092/1991 stabilisce che gli operatori che producono, preparano o importano prodotti biologici da paesi terzi, siano soggetti a un sistema di controllo. Ai sensi dell'art.11, i prodotti importati da un paese terzo possono essere commercializzati unicamente quando:

- sono originari di un paese terzo figurante in un "elenco" da stabilire con decisione della Commissione e provengono da una regione o da un'unità di produzione, o sono stati verificati da un organismo di controllo, se del caso, menzionati esplicitamente nella decisione concernente tale paese terzo;
- l'autorità o l'organismo competente del paese terzo ha rilasciato un certificato di controllo attestante che la partita indicata nel certificato è stata ottenuta in un sistema di produzione in cui sono applicate norme equivalenti a quelle comunitarie ed è stata sottoposta a un sistema di controllo.

In conclusione, nel ricordare che anche altri paesi, tra i quali Argentina, Australia, Canada, Stati Uniti, Israele, Giappone e Svizzera, hanno già adottato o stanno per adottare una propria legislazione specifica in materia di agricoltura biologica, si riporta nella tabella 1 un prospetto che consente di valutare le principali differenze tra gli standard base 2002 dell'IFOAM, le linee guida del Codex Alimentarius (1999/2001) e il Reg. (CE) 2092/1991 in agricoltura biologica.

**Tabella 1 – Principali differenze fra gli standard dell'IFOAM, le linee guida del Codex Alimentarius e il Reg. (CE) 2092/1991**

<b>Capitoli</b>	<b>IFOAM (standard base 2002)</b>	<b>Codex Alimentarius (linee guida 1999/2001)</b>	<b>Normativa Europea (Reg. CE 2092/1991)</b>
Funzioni degli standard	Lista di principi generali, criteri e standard base (a livello internazionale) sulla coltivazione e trasformazione delle produzioni bio. Fornisce la certificazione di accredito agli organismi di controllo.	Linee guida a livello internazionale per tutelare e informare i consumatori. Sulla base delle linee guida vengono elaborati norme e regolamenti in ogni singolo Stato. Non dà alcuna certificazione.	Regolamento che dà le norme di base per la produzione vegetale (2092/1991) e animale (1804/1999), per la lavorazione, l'importazione di prodotti organici, le procedure di ispezione l'etichettatura e il mercato dell'UE. Ha valore di legge.
Ambiti	Prodotti alimentari e non, incluso settore della pesca, tessile, ecc.	Principalmente prodotti alimentari.	Prodotti alimentari e non.
Etichettatura	Autorizzata dopo 2 anni dalla conversione. >95% "da agricoltura biologica" 70%"da agricoltura biologica" deve essere specificato. <70% dicitura "da agricoltura biologica" accanto a ogni singolo ingrediente biologico della lista.	Dopo 2 anni dalla conversione >95% "da agricoltura biologica", 70-95% dicitura "da agricoltura biologica" accanto a ogni singolo ingrediente biologico della lista. Permessi a livello nazionale.	Dopo 2 anni dalla conversione >95% "da agricoltura biologica", 70-95% dicitura "da agricoltura biologica" accanto a ogni singolo ingrediente di origine biologica della lista.
Fase di conversione	Per l'intera superficie aziendale o per unità: 1 anno prima del raccolto per le colture annuali; 18 mesi per le colture perenni.	Per l'intera superficie aziendale o per unità: minimo 2 anni prima del raccolto per le colture annuali; 3 anni per le colture perenni.	Per tutta la superficie aziendale o per unità: minimo 2 anni prima del raccolto; 3 anni per le colture perenni.
Fertilizzazione	Liste simili. E' ammesso l'uso di feci umane, ma non per i vegetali di consumo diretto.	Liste simili. E' ammesso l'uso di feci umane, ma non per i vegetali di consumo diretto.	Liste simili. Escluso l'uso di feci umane.
Controllo delle malattie, degli insetti e delle infestanti	Liste simili. Uso di mezzi fisici e termici per il controllo delle infestanti.	Liste simili. Uso di mezzi fisici e termici per il controllo delle infestanti.	Liste simili. Uso di mezzi fisici e termici per il controllo delle infestanti.
OGM	Esclusi.	Esclusi.	Esclusi.
Allevamento animale	Norme abbastanza dettagliate	Norme di base.	Norme molto dettagliate, specialmente per il pollame.

Fonte: Apat, 2005.

### 1.4.2 Regolamento (CE) 2078/92

Il regime di aiuti istituito dal Regolamento (CE) 2078/92 è finalizzato al conseguimento degli obiettivi ambientali individuati nei precedenti principali documenti della Comunità quali l'estensivizzazione, la messa al riposo dei seminativi, la prevenzione del degrado ambientale, l'agricoltura biologica e la formazione degli agricoltori. A questi obiettivi, il regolamento ne aggiunge di nuovi come la prevenzione dai rischi di erosione genetica, la gestione dei terreni per favorire l'accesso al pubblico e le attività ricreative. Come conseguenza il quadro delle misure proposte è stato ampliato, spingendo verso una valorizzazione dell'ambiente rurale ed un'agricoltura meno intensiva. Oltre a quelle tradizionalmente rivolte al contenimento degli effetti esterni negativi di un'agricoltura intensiva, come *set-aside*, l'estensivizzazione e il controllo dei residui chimici nelle acque o nei prodotti coltivati, vengono inserite alcune proposte relative al sostegno della generazione delle esternalità positive, come la cura dei terreni abbandonati o l'uso a fini diversi dei terreni. In sostanza il Regolamento ha rappresentato nell'ambito agroambientale un passo in avanti nel cammino iniziato dalla Comunità, con misure come: la direttiva nitrati (reg. 676/91), l'identificazione delle aree sensibili (reg. 797/85) e il regolamento di disciplina dell'agricoltura biologica (reg. 2092/91) (Locchi, 1997).

L'orientamento della Comunità a compensare gli agricoltori per i servizi ambientali resi alla società ha rappresentato un elemento del processo di sviluppo delle politiche ambientali applicate al settore che ha trovato in questo regolamento una definitiva collocazione come strategia di fondo dell'intervento. L'implementazione del Regolamento si è articolata in quattro fasi principali: programmazione, implementazione, finanziamento e monitoraggio.

Nella prima fase sono stati definiti obiettivi e redatto il programma, nella seconda è stata avviata la raccolta delle richieste relative a incentivi finanziari (domande di adesione), completata con l'emissione dei pagamenti a favore dei beneficiari. La fase di finanziamento ha interessato l'amministrazione statale e la Comunità, si è articolata in due momenti successivi: stanziamento e finanziamento annuale. Lo stanziamento riguarda le somme da assegnare ai singoli Stati membri e relativa ripartizione tra le Amministrazioni locali. Procedimento che in genere copre

un triennio di applicazione, con finanziamento annuale stabilito sulla base degli elenchi di liquidazione inviati dalle Amministrazioni locali.

Le finalità della quarta ed ultima fase di monitoraggio sono state la sorveglianza e valutazione dei risultati.

Il compito di definire lo schema di incentivo da adottare è stato demandato alle Amministrazioni locali: si è trattato non solo di decidere quali misure attivare, ma anche di attribuire a ciascuna misura il suo peso relativo, in termini di stanziamento e dimensioni fisiche, rispetto al set complessivo.

Sulle possibili misure da intraprendere, il regolamento individua un elenco (art.2), premettendo la condizione che gli impegni assunti dagli agricoltori e per i quali viene previsto un regime di aiuti debbano avere ricadute positive sull'ambiente e lo spazio naturale. Tali impegni vengono identificati come segue:

- a) sensibile riduzione dell'impiego di concimi e/o fitofarmaci (Misura A1), oppure mantenimento delle riduzioni già effettuate (Misura A2) o introduzione o mantenimento dei metodi dell'agricoltura bio (Misura A3);
- b) estensivizzazione delle produzioni vegetali con mezzi diversi da quelli di cui alla lettera a), oppure mantenimento della produzione estensiva già avviata in passato o riconversione dei seminativi in pascoli estensivi (Misura B);
- c) riduzione della densità del patrimonio bovino od ovino per unità di superficie foraggera (Misura C);
- d) impiego di altri metodi di produzione compatibili con le esigenze di tutela dell'ambiente e delle risorse naturali, nonché con la cura dello spazio naturale e del paesaggio (Misura D1), oppure allevamento di specie animali locali minacciate di estinzione (Misura D2 e D3);
- e) cura dei terreni agricoli o forestali abbandonati (Misura E);
- f) ritiro dei seminativi dalla produzione per almeno vent'anni nella prospettiva di un loro utilizzo per scopi di carattere ambientale, in particolare per la creazione di riserve di biotopi o parchi naturali, o per salvaguardare i sistemi idrologici (Misura F);
- g) gestione di terreni per l'accesso al pubblico e attività ricreative (Misura G).

In particolare, per quanto concerne il sostegno all'agricoltura biologica, lo schema di incentivo 2078, all'interno del gruppo di misure contrassegnate dalla lettera A, prevede la possibilità di erogare contributi alle aziende che adottano i metodi di

produzione biologica (misura A3). Nei programmi agro ambientali regionali spesso è indicata una descrizione delle tecniche colturali proprie dell'agricoltura biologica e dei vantaggi che possono derivare dalla loro adozione: viene riportato che queste contribuiscono a proteggere l'ambiente dal degrado degli elementi nutritivi, dall'erosione, mantenendo in generale l'equilibrio della biosfera. Esse sono in particolare rappresentate da concimazioni con sostanze organiche o minerali non di sintesi, da rotazioni pluriennali, da consociazioni, dall'uso di metodi preventivi di lotta fitosanitaria che non fanno ricorso ai pesticidi chimici, dalla lotta biologica, da lavorazioni a basso impatto, dalla produzione di energia da fonti rinnovabili, dal ripristino delle sistemazioni idraulico-agrarie e delle forme di allevamento tipiche del paesaggio e della tradizione rurale. Nonostante il regolamento 2078 sia stato emanato nel 1992, la maggior parte degli schemi di sostegno, in particolare quelli per l'agricoltura biologica, sono stati implementati nel 1994 (con alcuni ritardi in singole Regioni in Italia e Germania). Austria, Finlandia e Svezia hanno seguito nel 1995 con l'entrata nell'UE. Grecia e Spagna non hanno iniziato fino al 1996 e il Lussemburgo ha implementato il suo schema di sostegno all'agricoltura biologica solamente nel 1998 (Padel, 1999). Nel recepire ed implementare gli indirizzi del regolamento, gli Stati membri hanno adottato schemi diversi che si sono inseriti nel quadro della relativa politica agricola nazionale; tuttavia i Paesi di maggiori dimensioni (DE, ES, GB, FI, FR, IT, SE) hanno presentano differenze significative a livello regionale per quanto concerne i requisiti ed i pagamenti. Inoltre, alcuni Stati membri (AT, DE, DK, FI, IE, IT) richiedono requisiti ambientali addizionali.

Va comunque enfatizzato come la creazione di un sistema di aiuti per le superfici convertite all'agricoltura biologica, o mantenute a tale pratica, costituisce una novità assoluta nella legislazione comunitaria la quale fino a quel momento si limitava ad indicare una disciplina di produzione e a riconoscerne lo status. Con l'incentivazione prevista dal regolamento 2078/92 si compie un deciso passo in avanti riconoscendo una remunerazione diretta per le funzioni di gestione e di rispetto dell'ambiente il cui esercizio è connaturato alle pratiche agricole utilizzate dalle aziende riconosciute come biologiche ai sensi del Regolamento 2092/91 (Locchi, 1997).

### 1.4.3 Regolamento (CE) 1257/99

Il regolamento (CE) 1257/99 sul sostegno allo sviluppo rurale ha abrogato il Reg.(CE) 2078/92, prevedendo l'inserimento delle misure agroambientali nell'ambito dei Piani di Sviluppo Rurale (PSR). La gamma di tipologie di azione previste all'interno dei PSR approvati dalle Amministrazioni regionali italiane è piuttosto variegata e presenta diverse sovrapposizioni tra gli interventi inseriti nel precedente Reg.(CE) 2078/92 e l'insieme di azioni afferenti alla nuova Misura F. In generale, gli interventi spaziano da quelli destinati alla riduzione dell'impiego di input chimici (produzione integrata e biologica) o all'introduzione di metodi di coltivazione estensivi (misure per la foraggicoltura estensiva), a quelli rivolti alla cura e manutenzione del territorio rurale, alla salvaguardia di risorse vegetali e animali in via di estinzione e alla tutela della biodiversità (Schiavon, 2005). Le misure di sviluppo rurale incluse nel Reg.(CE) 1257/99 contengono strumenti già esistenti e disponibili in vari regolamenti comunitari, che vengono ripresi e semplificati e, in alcuni casi, modificati nel funzionamento. Essi possono essere raggruppati in cinque grandi categorie:

1. misure di ammodernamento delle strutture;
2. misure a finalità ambientale;
3. misure di sostegno diretto ai redditi;
4. misure di diversificazione aziendale ed economica;
5. misure a favore di infrastrutture e servizi.

Nel primo gruppo rientrano: gli investimenti nelle aziende agricole (artt.4-7), l'insediamento dei giovani agricoltori (art.8), la formazione (art.9), il miglioramento e la razionalizzazione della trasformazione e commercializzazione dei prodotti agricoli (artt. 25-28) (Inea, 2000). Il secondo gruppo include le misure agroambientali, alcune misure di incentivazione alla silvicoltura e misure finalizzate alla tutela dell'ambiente. Nel terzo tipo di misure sostanzialmente rientra l'indennità compensativa erogata per le zone svantaggiate. Tali aree comprendono, oltre alle zone propriamente svantaggiate, anche quelle soggette a vincoli ambientali. Gli ultimi due gruppi di misure rientrano nell'ambito dell'art.33 del nuovo Regolamento e comprendono: la commercializzazione dei prodotti di qualità, lo sviluppo di attività plurime e di fonti alternative di reddito, l'incentivazione di attività turistiche o artigianali, il rinnovamento di villaggi e la protezione a tutela del patrimonio rurale (misure di diversificazione); la gestione delle

risorse idriche in agricoltura, il miglioramento delle infrastrutture rurali, i servizi di sostituzione e di assistenza alla gestione, i servizi essenziali per l'economia e la popolazione rurale e l'ingegneria finanziaria. Nel loro insieme, queste misure rappresentano interventi più direttamente finalizzati a promuovere, nelle aree rurali, l'integrazione tra agricoltura ed attività non agricole e, proprio per questo, con un impatto potenzialmente più rilevante sull'economia locale. Le principali novità introdotte dal Regolamento riguardano, da un lato, la copertura territoriale che non è più limitata alle vecchie zone Obiettivo 1 e 5b, ma viene estesa all'intero territorio dell'UE e, dall'altro, i potenziali beneficiari, individuabili non solo per attività agricole, ma anche per attività svolte in contesti rurali.

Le nuove misure agroambientali (Misura F) ripropongono molti interventi già previsti dal Reg.(CE)2078/92 e, analogamente al passato, i premi annuali erogati per la sottoscrizione dei diversi impegni (azioni) sono finalizzati a compensare le perdite di reddito in proporzione alle unità di superficie (ettari) o di capi (UBA) impegnati (Schiavon, 2005).

Va sottolineata un'importante novità: gli incentivi sono giustificati se rappresentano "una compensazione per i costi sostenuti per la realizzazione di servizi ambientali di pubblica utilità"<sup>2</sup>. L'agricoltore viene quindi compensato nel momento in cui raggiunge obiettivi di carattere ambientale che si collocano oltre un "livello di riferimento", che può essere individuato nelle buone pratiche agricole (BPA).

Le politiche che, a diverso titolo, mirano allo sviluppo ed al sostegno dell'agricoltura biologica sono state, dall'emanazione del Reg. (CE) 2078/92 in poi, impennate sul doppio livello comunitario-regionale. L'applicazione del regolamento che introduceva le politiche agroambientali venne, infatti, demandata alla predisposizione ed applicazione da parte delle Regioni di specifici Piani Agroambientali. La successiva riforma della PAC, avviata con Agenda 2000, ha confermato sia il ruolo di primo piano che le misure agroambientali rivestono nell'ambito delle politiche di sviluppo rurale, sia la centralità delle regioni in termini di programmazione. Tali misure, previste dal Capo VI Reg. (CE) 1257/99, vanno dunque inserite nei Piani di Sviluppo Rurale (PSR), e sono articolate, in gran parte, sugli stessi interventi previsti dal Reg. (CE) 2078/92. Di fatto, dunque, le politiche

---

<sup>2</sup> Commissione delle Comunità Europee. Relazione della Commissione al Consiglio e al Parlamento europeo concernente l'applicazione del Reg. CEE/2078/92, COM(97), 620def.

regionali a sostegno dell'agricoltura biologica fanno parte delle politiche agroambientali, articolate sino al 1999 nei Piani Agroambientali previsti dal Reg. (CE) 2078/92 e successivamente nei PSR.

#### **1.4.4 Quadro normativo italiano**

Per quanto riguarda il quadro normativo italiano, la disciplina in vigore è quella europea. Tuttavia, occorre tener conto che l'attività del governo italiano in materia di agricoltura e prodotti biologici è stata negli anni carente; basti pensare che il sistema di controllo è ancora sottoposto al D.Lgs. 17 marzo 1995 n.220, di attuazione degli artt. 8 e 9 del Reg. (CE)2092/1991 in materia di produzione agricola e agroalimentare con metodo biologico. Tuttavia, un importante intervento si è registrato con il DM 4 agosto 2000, n.91436 in materia di attuazione del Reg. (CE) 19 luglio 1999, n.1804 sul metodo di produzioni animali biologiche, dove sono previste norme più restrittive rispetto a quelle europee, soprattutto per quanto riguarda il carico di animali per ettaro che deve essere rispettato negli allevamenti biologici. Tra le novità principali del provvedimento spicca il rafforzamento del sistema dei controlli. In particolare (Magnano, 2005),

*oltre alle multe per i controlli – sanzioni che vanno da 3 mila a 30 mila euro, ma anche la sospensione dell'autorizzazione in caso di reiterazione delle infrazioni – è stato anche introdotto l'onere economico dell'attività di sorveglianza a carico degli stessi organismi di certificazione e un termine di validità di 3 anni per l'autorizzazione del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (MIPAF), che avrà anche compiti di vigilanza insieme con le regioni.*

Il documento prevede anche un sistema di concertazione permanente tra il MIPAF e le Regioni e la semplificazione degli adempimenti amministrativi a carico degli operatori. Al fine di favorire il miglioramento dell'organizzazione economica del settore dell'agricoltura biologica si dispone di un adeguamento della normativa in materia di Organizzazioni dei produttori (OP) e di accordi di tipo interprofessionale. In altri termini, si prevede l'istituzione di OP ad hoc per il settore biologico che opereranno all'interno di distretti produttivi biologici. Infatti, l'art.3 prevede l'istituzione dei "distretti biologici" (regionali o interregionali), ossia sistemi produttivi locali, a spiccata vocazione agricola, nei quali assumano carattere preliminare

l'agricoltura biologica e le attività connesse o attività mirate alla valorizzazione dei prodotti locali provenienti dall'agricoltura biologica.

L'adeguamento normativo riguarda anche le disposizioni sull'etichettatura e sulla promozione dei prodotti biologici, definendo anche apposite norme di attuazione della legislazione europea e nazionale, e prevedendo la creazione di un logo nazionale. Tale logo è riservato ai prodotti le cui materie prime di origine agricola provengono in prevalenza dal territorio nazionale e il cui intero ciclo di preparazione avviene in aziende italiane. Tuttavia, restano ancora da definire le regole per l'attribuzione del marchio. Un'altra attività importante è l'estensione del metodo biologico anche nella gestione dei parchi pubblici destinati a verde fruibile a scopi ricreativi. Infine, con questo disegno di legge, al fine di favorire la diffusione dei prodotti biologici sui mercati internazionali, si prevedono strumenti per il coordinamento e l'organizzazione delle attività di promozione (Covino, 2007).

Complessivamente, si può dire che in Italia, nell'agricoltura biologica vigono i seguenti principi:

1. Rispettare l'equilibrio tra piante, insetti, funghi, animali, uomo ed ambiente.
2. La fertilità del suolo è mantenuta (o aumentata) mediante:
  - adeguate rotazioni;
  - uso di letame o altra sostanza organica;
  - tecniche del sovescio, dell'inerbimento, delle lavorazioni minime o, comunque, rispettose della vita del terreno;
  - materiale compostato; ecc.
3. il controllo degli insetti dannosi è attuato con:
  - coltivazione di cultivar resistenti;
  - ricorso ai naturali predatori dei fitofagi;
  - lancio di maschi sterili;
  - cattura massale;
  - confusione sessuale;
  - uso di batteri e virus letali per i parassiti;
  - impiego di insetticidi naturali;
  - utilizzo di estratti e macerati vegetali;
  - creazione di ambienti semi-naturali;
  - adeguate pratiche agronomiche (concimazioni, potature, ecc.).

4. il controllo dei parassiti vegetali è attuato con:
  - coltivazione di cultivar resistenti;
  - uso di sostanze naturali caratterizzate da bassissima o nulla tossicità verso l'uomo (zolfo, rame, carbonato di calcio, propoli, ecc.);
  - adeguate pratiche agronomiche (forma d'allevamento, potature, ecc.).
5. il controllo delle infestanti avviene anche tramite:
  - lavorazioni del terreno adeguate;
  - sfalcio in prefioritura;
  - pascolo;
  - pirodiserbo; ecc.

#### **1.4.5 Il Piano europeo e italiano**

Negli ultimi anni la Comunità Europea ha riconosciuto e ribadito in più occasioni l'importanza dell'agricoltura biologica; la Strategia per lo Sviluppo Sostenibile della Commissione Europea del 2001, il Sesto Programma di Azione per l'Ambiente del 2002 e la *Mid Term Review* della PAC del 2003 riconoscono nella coltivazione biologica uno strumento per la realizzazione di uno sviluppo sostenibile per la società europea (Puliga, Marzetti, Canali, Zecca, 2005).

Il 10 giugno 2004 la Commissione delle Comunità Europee ha reso noto il Piano di Azione Europeo per l'Agricoltura Biologica e gli Alimenti Biologici, con il quale si propone di fare il punto della situazione attuale e definire le azioni da intraprendere per rilanciare lo sviluppo della filiera a livello continentale, nonché di fornire, nel contempo, un quadro strategico generale del contributo dell'agricoltura biologica alla PAC. In particolare, il Piano individua 21 azioni che mirano a realizzare tre principali obiettivi:

- conseguire uno sviluppo del mercato dei prodotti alimentari biologici fondato sull'informazione;
- rendere più efficienti gli aiuti pubblici a favore dell'agricoltura biologica,
- migliorare e rafforzare le norme comunitarie applicabili all'agricoltura biologica e le disposizioni in materia di importazioni e di controlli.

Inoltre, è consentito agli Stati membri integrare con sovvenzioni nazionali il sostegno comunitario accordato alle Organizzazioni di produttori ortofrutticoli che praticano metodi di agricoltura biologica e dei relativi metodi di produzione. Infine, le azioni volte al rafforzamento delle norme di produzione del regime delle importazioni e dei controlli sono quelle più corpose, che cercano di accrescere la trasparenza del Regolamento mediante la definizione dei principi fondamentali dell'agricoltura biologica.

In Italia, a seguito del parere favorevole della Conferenza Stato-Regioni del 15 dicembre 2005, è stato adottato il provvedimento di approvazione del Piano d'Azione Nazionale per l'Agricoltura Biologica e i Prodotti Biologici, nel quale vengono fissati gli obiettivi strategici del Piano e indicate le principali azioni che lo dovranno sostanziare. Nella stessa seduta è stato approvato anche il Programma d'Azione Nazionale per l'Agricoltura Biologica e i Prodotti Biologici per l'anno 2005, in cui vengono predisposti gli interventi che il MIPAF si impegna a porre in atto immediatamente per rispondere alle esigenze del settore in Italia (tabella 2).

**Tabella 2 – Programma d'azione nazionale per l'Agricoltura Biologica e i Prodotti Biologici per l'anno 2005: le azioni**

<b>1° Obiettivo - Promozione della domanda interna e internazionale</b>	
Azione 1.1	Penetrazione commerciale sui mercati internazionali
Azione 1.2	Creazione e rafforzamento reti a livello internazionale
Azione 1.3	Adeguamento degli acquisti pubblici, Adeguamento normative e capitolati
<b>2° Obiettivo - Sviluppo della comunicazione istituzionale</b>	
Azione 2.1	Immagine del settore/prodotto
<b>3° Obiettivo - Miglioramento del sistema istituzionale e dei servizi</b>	
Azione 3.1	Miglioramento dei sistemi di gestione dati
<b>4° Obiettivo - Favorire l'aggregazione dell'offerta e sostenere l'interprofessione e l'organizzazione commerciale</b>	
Azione 4.1	Aggregazione telematica
Azione 4.2	Sostegno all'interprofessione
Azione 4.3	Organizzazione commerciale
Azione 4.5	Miglioramento efficienza ambientale
Azione 4.6	Gestione del rischio ambientale
Azione 4.7	Miglioramento dei sistemi di gestione dei dati

Fonte: MIPAF (2005).

Il Programma si compone di quattro obiettivi strategici:

- promuovere la domanda interna ed internazionale;
- sviluppare la comunicazione istituzionale;
- migliorare il sistema istituzionale e dei servizi;
- favorire l'aggregazione dell'offerta e sostenere l'interprofessione.

Ogni obiettivo, per il quale è previsto uno specifico stanziamento, è poi suddiviso in differenti azioni.

Il Piano nazionale tende, invece a rafforzare lo sviluppo delle filiere biologiche italiane sui mercati mondiali, con particolare riferimento al bacino del Mediterraneo e all'Europa dell'Est. Inoltre, viene data maggiore attenzione alla zootecnia biologica e alle produzioni cerealicole e foraggere nazionali, nonché agli aspetti salutari e multifunzionali dell'agricoltura biologica.

#### **1.4.6 Orientamenti attuali**

Il 28 giugno 2007, il Consiglio Europeo ha varato il Regolamento (CE) 834/2007 relativo alla produzione biologica e all'etichettatura dei prodotti biologici e che abroga il Reg. (CEE) 2092/91. In tale regolamento viene sottolineata l'intenzione di dettagliare la normativa in vigore a seguito dell'aumento di domanda dei consumatori di prodotti biologici.

La nuova disciplina reca un insieme di obiettivi, principi e norme fondamentali sulla produzione biologica, compreso un nuovo regime permanente d'importazione e un sistema di controllo più razionale, lasciando, tuttavia, una certa flessibilità per tenere conto delle condizioni locali e dei vari stadi di sviluppo. Autorizza, inoltre, norme private anche più rigorose.

L'uso del marchio biologico UE è reso obbligatorio, ma può essere accompagnato da marchi nazionali o privati ed un'apposita indicazione informerà i consumatori del luogo di provenienza dei prodotti.

Potranno avvalersi del marchio biologico solo i prodotti alimentari che contengono almeno il 95% di ingredienti biologici, ma i prodotti non bio potranno indicare, nella composizione, gli eventuali ingredienti biologici.

Istituisce un nuovo regime permanente d'importazione, in virtù del quale i paesi terzi possono esportare sul mercato dell'UE a condizioni identiche o equivalenti a quelle applicabili ai produttori dell'UE.

Resta vietato l'uso di organismi geneticamente modificati ed ora verrà indicato espressamente che la presenza accidentale di OGM in misura non superiore allo 0,9% vale anche per i prodotti bio.

Rimane invariato l'elenco delle sostanze autorizzate in agricoltura biologica; prescrive la pubblicazione delle richieste di autorizzazione di nuove sostanze e sottopone a un sistema centralizzato la concessione di eccezioni.

La nuova normativa apre, inoltre, la possibilità di aggiungere ulteriori disposizioni sull'acquacoltura, sulla vitivinicoltura, sulle alghe e sui lieviti bio. In questo modo si colma la lacuna legislativa per effetto della quale la presenza fortuita di OGM in misura superiore allo 0,9% non impediva la vendita di un prodotto etichettato bio.

Il regolamento non contempla il settore della ristorazione privata e collettiva, ma autorizza gli Stati membri a regolamentare questo comparto, in attesa di un riesame a livello UE nel 2011.

A livello nazionale, sempre nel 2007, il 29 ottobre il Ministero delle politiche agricole, alimentari e forestali ha emanato un decreto con cui ha revocato i propri precedenti decreti inerenti ai bandi di sostegno al settore dell'agricoltura biologica. Si trattava dei bandi di gara relativi al Programma di azione nazionale per l'agricoltura biologica e i prodotti biologici, che erano articolati su due azioni, la prima delle quali inerente allo sviluppo della comunicazione istituzionale e la seconda relativa alla promozione della domanda interna e internazionale. Sempre con il medesimo decreto, il Ministero ha sospeso la procedura per l'acquisizione del preventivo parere in ordine alla compatibilità con la normativa comunitaria per le azioni di aggregazione dell'offerta dei prodotti biologici e di sostegno dall'interprofessione. Alla luce delle motivazioni riportate in premessa al provvedimento si tratta di una scelta che è stata bollata come incomprensibile da quasi tutto il settore biologico. Il Ministro dell'Agricoltura De Castro tuttavia, assicura che la copertura finanziaria relativa al Trattato internazionale per la biodiversità agricola (1,2 milioni di euro) è assicurata per il 2008. Quello che sta avvenendo è uno storno di risorse che il Ministero giustifica con la motivazione che il settore biologico è l'unico ad avere interesse a sostenere il Trattato, quasi come se la tutela della biodiversità fosse un'esigenza esclusiva del settore agricolo bio, mentre in realtà è l'intera collettività a doversi fare carico di difenderla, proprio in relazione agli spetti di salvaguardia ambientale che dalla sua difesa derivano a beneficio di tutti (Pierleoni, 2007).

## **1.5 Le ragioni che giustificano l'intervento pubblico**

Negli ultimi sei anni, la superficie mondiale investita da coltivazioni biologiche è passata dai circa 10 milioni di ettari del 2000 ai 30 milioni del 2006, di cui il 67% è concentrata in Europa. Nell'Unione Europea quasi 6,3 milioni di ettari sono coltivati a biologico, il 3,9% della superficie agricola totale. L'Italia ha la maggior superficie investita ad agricoltura biologica con oltre 1 milione di ettari, che rappresentano il 7% dell'intera SAU nazionale. Il settore biologico in Europa è uno dei comparti che sta conoscendo lo sviluppo più veloce e si stima che il suo giro d'affari sia attualmente di circa 13,1 miliardi di euro. Per questi prodotti il 2006 è stato un anno record sia in termini di fatturato che di popolarità e aumento della domanda. Ad esempio, in Germania il mercato biologico è cresciuto del 16% dal 2005 al 2006, raggiungendo i 4,5 miliardi di euro; si tratta del mercato più importante, rappresentando un terzo delle vendite di prodotti biologici in Europa.

In Italia, Regno Unito e Francia, il mercato del biologico ha un fatturato compreso tra 2,2 e 2,3 miliardi di euro. Come in Austria, il biologico italiano è stato supportato dal punto di vista produttivo, ma al contempo il Governo non ha sostenuto lo sviluppo del mercato domestico e le vendite. Di conseguenza, sebbene la produzione sia cresciuta maggiormente rispetto ad altri Paesi europei, ben un terzo della produzione biologica nazionale è destinata all'export, ed il mercato domestico, non avendo sfruttato appieno le potenzialità del settore, rappresenta solo il quarto mercato europeo. Inoltre, la vendita dei prodotti biologici nella grande distribuzione (retail) è scesa, principalmente a causa della congiuntura economica italiana e della difficoltà dei supermercati di migliorare l'assortimento e le strategie su questo comparto di prodotti. Allo stesso tempo, nonostante la generale stagnazione economica, la catena specializzata in prodotti biologici «NaturaSi» ha realizzato una crescita delle vendite a due cifre lo scorso anno.

L'abolizione di sussidi speciali rivolti a coltivatori del biologico in alcune regioni italiane ha comportato una stasi e ha diminuito la produzione biologica certificata a partire dal 2002 (Piccoli, 2007).

Sebbene l'Italia abbia una leadership produttiva in questo settore, spesso si parla di agricoltura biologica come se i settori a monte e a valle non esistessero, secondo una visione bucolica che mal si addice alle potenzialità del comparto.

I mali che il settore lamenta, comuni a molti altri comparti, sono la mancanza di ricerca e di innovazione, la complicazione burocratica, l'assenza di dati statistici, i problemi lungo le differenti filiere con l'assenza di integrazione e di capacità aggregativa, l'incapacità di molte aziende di raggiungere il mercato e la mancata competitività. Di conseguenza, per sfruttare appieno le potenzialità del settore, devono essere prese alcune scelte concrete. Ad esempio, il mancato collegamento fra PAC e settore biologico, delegando il sostegno di quest'ultimo allo sviluppo rurale, priva il comparto stesso dei fondi necessari per qualificarlo come strumento principale nell'ambito dello sviluppo rurale.

Se si ritiene che il nostro Paese debba svolgere il ruolo di leader anche in termini di fatturato, così come fino ad ora è stato in termini produttivi, è necessario dare risposte concrete e operare scelte politiche soddisfacenti sia a livello nazionale che comunitario.

Oltre a tali motivazioni, ve ne sono altre che giustificano l'intervento pubblico a sostegno dell'agricoltura biologica: uno sottolinea la necessità di correggere i fallimenti del mercato dovuti alla presenza di esternalità e beni pubblici; l'altro si rifà al cosiddetto argomento dell'industria nascente.

### **1.5.1 Il fallimento del mercato**

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 a un sistema di diritti di proprietà sulle risorse affidabile.

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, il consumo da parte di un soggetto non impedisce il consumo contemporaneo da parte di altri soggetti; ii) in questo senso sono pertanto non rivali; iii) sono di norma non escludibili, la natura del bene è tale per cui una volta che il bene è "consumato" da un soggetto 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 o avrebbe convenienza a produrli, anche se il bene fosse effettivamente utile a tutti. Quindi il mercato fallisce, perché non raggiunge un equilibrio efficiente (ottimo paretiano).

La condizione di ottimo 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 (Cavalletti, 2007). Tale caratterizzazione rappresenta al contempo la caratteristica della non rivalità nel consumo e della non escludibilità. Di conseguenza, l'efficienza per i beni a consumo collettivo, è data dalla formula:

$$\sum_{i=1}^s SMS_{YX}^i = SMT_{y,x} = \frac{P_Y}{P_X}$$

Dove  $Y$  rappresenta il bene a consumo collettivo,  $X$  un bene appropriabile e  $s$  il numero di individui che formano la collettività considerata.

La condizione di efficienza per tali beni è dunque profondamente diversa da quelle dei beni appropriabili. Per i beni appropriabili ciascun soggetto raggiunge l'equilibrio assumendo come costanti i prezzi ed 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 aggiusta 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 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 e i beni 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 o i fenomeni di inquinamento associati a questi beni, 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) (Cavalletti, 2007).

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 (Debbert *et al.*, 2000).

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, 2000).

Gli effetti positivi sulla salute umana dei prodotti biologici, non rientrano tra i beni pubblici che giustificano il sostegno pubblico, dal momento che i benefici che ne derivano interessano solamente l'individuo che li consuma (Anon, 2002).

### **1.5.2 L'agricoltura biologica come industria nascente**

Uno degli aspetti che caratterizzano un comparto nelle fasi iniziali di sviluppo, è riconducibile agli elevati costi sostenuti non solo nella fase di produzione ma soprattutto dagli operatori della trasformazione e distribuzione. In particolare, essendo ancora esiguo il numero dei trasformatori specializzati nei prodotti biologici e le imprese che ne curano la collocazione sul mercato, i costi medi unitari per questi prodotti si presentano elevati lungo tutta la filiera. Di conseguenza, il prezzo a cui il prodotto finito arriva al consumatore finale è così elevato da renderlo poco competitivo rispetto a quello convenzionale, determinando così una domanda modesta (Latacz-Lohmann e Foster, 1997).

Se, al crescere del numero di operatori presenti nel comparto biologico, i costi medi unitari diminuiscono grazie allo sviluppo delle infrastrutture e all'evoluzione della tecnologia, applicando misure che ne sostengano la redditività a medio termine

si avrebbe la possibilità per il settore di diventare economicamente sostenibile nel lungo periodo.

In base a questa tesi, dunque, le politiche pubbliche dovrebbero non solo incentivare le conversioni al biologico, ma anche impegnarsi affinché la maggior parte di esse si concentrasse in regioni ben delimitate, così da creare dei distretti in grado di sfruttare le economie di rete (Michelsen *et al.*, 2001; Rigby *et al.*, 2001).

Una delle obiezioni mosse più di frequente a questa argomentazione osserva come, all'aumentare del numero di agricoltori che applicano il metodo biologico, ma anche il prezzo di mercato del prodotto diminuisca e che, di conseguenza, non si può dare per certo che non ne risentano i margini di profitto.

Gli agricoltori che adottano il sistema biologico, inoltre, traggono beneficio dall'applicazione di pesticidi nei terreni circostanti che vengono coltivati secondo i criteri convenzionali: se anche questi ultimi venissero convertiti all'agricoltura biologica, la difesa delle colture si potrebbe fare più problematica – cioè costosa – per tutti.



*...Andate nei campi e nei vostri giardini,  
e vedrete che il piacere dell'ape è raccogliere miele dal fiore,  
e il piacere del fiore è il concedere all'ape il suo miele,  
poiché un fiore per l'ape è una fontana di vita,  
e un'ape per il fiore è una messaggera d'amore .*  
G.K. Gibran

## **2 Agricoltura ed esternalità**

Spesso i beni pubblici non sono configurabili come entità autonome, ma come effetti legati al consumo o alla produzione di altri beni. In questo caso essi assumono la connotazione di esternalità. Come vedremo nel presente capitolo, l'attività agricola produce una serie di esternalità positive e negative che si riflettono sull'intera comunità. L'agricoltore, infatti, interagendo costantemente con l'ambiente influenza, attraverso la sua gestione agronomica, la qualità del suolo, dell'acqua e dell'aria nonché la biodiversità.

Dopo una prima enunciazione del concetto di esternalità, nel presente capitolo verranno prese in esame le diverse risorse ambientali e l'influenza esercita su questi dall'agricoltura convenzionale e biologica.

### **2.1 Alla ricerca delle esternalità**

Sebbene il concetto di esternalità (o diseconomie esterne) occupi un ruolo centrale nella teoria microeconomica neoclassica e nella teoria dell'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. In particolare, Alfred Marshall (1842-1924), nei *Principles of Economics* (1890) identifica le esternalità positive come quegli effetti favorevoli (benefici) che, non remunerati, ricadono su uno o più soggetti grazie allo svolgimento di un'attività da parte di terzi. Sulla base di questo criterio l'allievo di Marshall, Arthur Cecil Pigou (1877-1959), estese il concetto di esternalità ad una connotazione negativa. Pigou, infatti, intese come esternalità, il danno procurato a terzi da un soggetto nel corso della propria attività senza che vi sia una successiva compensazione. In particolare, Pigou formalizzò la distinzione tra

costi privati e costi sociali. I primi vengono esercitati da coloro che attraverso un'attività di consumo o produzione compiono le proprie scelte in base ai costi sostenuti in prima persona. Quando, invece, chi svolge l'attività di consumo o di produzione impone dei costi anche ad altri soggetti (costi esterni), la collettività subirà un costo complessivo, ossia un costo sociale, pari alla somma dei costi privati e dei costi esterni (Aimone-Biagini, 1999). Generalmente, i soggetti nel prendere le proprie decisioni tengono conto solamente dei costi privati, trascurandone i costi esterni. Per correggere questo tipo di inefficienze di mercato, dovute alle esternalità, Pigou suggerì di introdurre appositi correttivi sotto forma di tasse, per eguagliare costi privati e costi sociali (tasse pigouviane).

Gli effetti esterni e i danni ambientali che da essi derivano sono dunque la conseguenza del comportamento di un attore che, nel perseguire il proprio interesse, determina una situazione di non efficienza nell'ambito del mercato. Tuttavia, esistono anche altri "fallimenti di mercato" che possono danneggiare l'ambiente. Si tratta in particolare di quelli connessi all'esistenza di beni comuni che appartengono a un'intera collettività, e di beni liberi, ossia di risorse alle quali ognuno può accedere liberamente senza limiti, o nel rispetto di vincoli poco severi e facilmente aggirabili. Un bene comune o libero è soggetto a rischiosi degradi perché non avendo un prezzo di mercato ed essendo di libera fruizione, ogni attore non è indotto a limitarne il consumo. Una soluzione proposta da alcuni Autori per risolvere questo problema consiste nel ridefinire la struttura esistente dei diritti di proprietà.

Secondo il premio Nobel R.H. Coase (n. 1910) le conseguenze ambientali delle esternalità e dell'esistenza di beni liberi possono essere corrette nell'ambito dei meccanismi di mercato senza alcun bisogno di ricorrere ad altri principi di organizzazione. 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). Per Coase, quindi, l'utilizzo inefficiente delle risorse è una conseguenza di una imperfetta definizione dei diritti di proprietà. Di conseguenza il vero problema è l'assegnazione precisa dei diritti di proprietà sulle risorse ai soggetti interessati. È stato dimostrato che il teorema di Coase risulta valido solo nella misura in cui gli attori sono in grado di negoziare in modo efficiente; recentemente K. Binmore e J. Farrel hanno sviluppato una teoria della negoziazione nella quale hanno dimostrato che i risultati di efficienza del teorema di Coase sono validi solo nel caso in cui vi sia un numero modesto di attori ed in assenza di costi di transazione. Tuttavia, il contributo di Coase ha avuto il pregio di evidenziare come il problema delle esternalità sia attribuibile a situazioni in cui

non è ben chiaro a chi spetti il diritto di godere di una determinata risorsa e l'assenza di diritti di proprietà sulle risorse ne impedisce la nascita di un mercato.

Dagli Autori neoclassici si evince come il concetto di esternalità sia legato all'influenza esercitata da un soggetto sul consumo o sulla produzione di un altro soggetto, al di fuori delle transazioni di mercato. Questa definizione può essere specificata ulteriormente facendo riferimento, per negazione, ai teoremi fondamentali dell'economia del benessere. Con il concetto di "effetti esterni" si devono intendere tutte quelle circostanze che non realizzano le condizioni di efficienza paretiana<sup>3</sup>. In base a questo approccio, quindi, il concetto di esternalità viene utilizzato per definire la caratteristica di pareto-ottimalità degli equilibri di concorrenza perfetta. In particolare, secondo J. Laffont (1987) l'esternalità non si riferisce a tutte le possibili forme di interdipendenza che possono avvenire in un sistema economico ma solo a quelle azioni che il mercato non può valutare e che, per tale ragione, restano esterne o indirette. Infatti, come già rilevato da Coase, non basta l'esistenza di interdipendenze per generare un'esternalità. In proposito, nel 1963 Kapp sentenziò che l'intero processo di sviluppo socioeconomico dinamico non è altro che un continuo incorporare i benefici sociali (o esterni) nei costi e nei benefici privati.

Secondo le spiegazioni basate sul fallimento di mercato, quindi, l'incapacità del mercato di valutare tali forme di interdipendenze e di ricondurle allo scambio, falsificano le condizioni previste per la realizzazione della concorrenza perfetta.

Da questa breve analisi, appare evidente che sebbene il concetto di esternalità sia in un primo momento chiaro e di immediata comprensione, la sua determinazione, teorica ed empirica, risulta essere piuttosto complessa. Inoltre, qualunque sia l'ambito di analisi, lo studio delle diseconomie esterne conduce all'impressione di non riuscire a definire con precisione il senso e a individuare e classificare in maniera esaustiva tutte le molteplici manifestazioni. Le definizioni date in letteratura sono svariate e si caratterizzano in funzione delle finalità della loro formulazione o dell'ambito della loro applicazione.

Secondo Baumol e Oates (1988), quando la maggior parte degli economisti pensa al concetto di esternalità non si riferisce tanto alla vasta gamma dei potenziali fallimenti di mercato, ma piuttosto ad un concetto di esternalità Pareto-rilevante. In tal caso, l'esternalità si manifesta quando in una condizione di equilibrio concorrenziale, le condizioni al margine dell'allocazione ottima delle risorse non vengono rispettate. La Pareto-rilevanza può costituire anche un elemento decisivo per un intervento politico volto a rimuovere gli

---

<sup>3</sup> Assenza di mercati perfettamente concorrenziali, informazione asimmetrica, rendimenti crescenti causati da costi fissi di transazione, ecc..

ostacoli posti dall'esternalità al miglioramento paretiano<sup>4</sup>. Nel caso in cui, invece, l'esternalità fosse Pareto-irrilevante, il trasferimento di benessere non coinvolgerebbe l'assorbimento dell'esternalità in sé ma il suo effetto redistributivo.

Spostando l'attenzione sui singoli consumatori (e produttori), invece, l'esternalità viene rappresentata da una funzione di utilità individuale che abbia come argomenti non soltanto il paniere delle merci scelte dal singolo consumatore ma anche i panieri delle merci scelte da tutti gli altri consumatori. In questo caso gli insiemi di consumo diventano interdipendenti e l'equilibrio competitivo non è più efficiente in senso paretiano, poiché l'individuo si trova a consumare almeno un bene senza averlo richiesto o pagato e senza che il mercato abbia valutato questa transazione. L'interdipendenza tra i singoli consumatori diventa poi più evidente laddove le scelte individuali siano influenzate dal livello aggregato del consumo o dal consumo di un bene pubblico.

In tutti i casi di esternalità, tanto dal lato del consumo quanto dal lato della produzione, vi sono beni o servizi che vengono scambiati attraverso transazioni non di mercato e di conseguenza non avranno un prezzo che possa rivelarne la scarsità. Questo determina che gli effetti esterni delle decisioni di consumo o produzione altrui sul benessere di ciascun individuo, dato dall'eguaglianza tra prezzo e costi marginali (equilibrio competitivo), non coincida più con la condizione di efficienza paretiana. In questo caso, l'efficienza paretiana sarà data dalla eguaglianza tra prezzo e costo marginale sociale. In definitiva, secondo la visione tradizionale, l'esternalità sorge quando vi è una divergenza tra costo sociale e costo privato, in seguito a transazioni non regolamentate dal mercato (Nicita, 2003).

Complessivamente, il concetto di esternalità può essere riassunto con la definizione data da Baumol e Oates (1988). Secondo i due Autori l'esternalità si presenta come un'interferenza prodotta dalle attività di un soggetto sulla funzione di utilità di un altro soggetto, senza che per questo avvenga una qualsiasi transazione economica. A causa di queste caratteristiche, gli effetti delle esternalità non sono codificate dal mercato e perciò vengono a mancare quelle misure oggettive, basate sull'assegnazione di valori economici, mediante le quali sarebbe possibile effettuare una comparazione con le attività di sfruttamento che forniscono un reddito. Risulta quindi fondamentale ricercare dei metodi per attribuire un valore economico ai beni agroambientali e alle utilità che da essi derivano, al fine di raggiungere un equilibrio tra il loro libero sfruttamento e la loro salvaguardia. In altri termini, schematizzando e integrando la definizione di Baumol e Oates con quella di

---

<sup>4</sup> Se i costi sociali dell'intervento di policy non oltrepassano l'incremento dei benefici attesi dalla rimozione dell'esternalità.

Mishan (1971), si ha un'esternalità quando si manifestano congiuntamente le 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 precedentemente 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 e servizi, come ad esempio il mantenimento/alterazione degli equilibri idrogeologici o la protezione/inquinamento delle acque sotterranee. In ambito agricolo, le esternalità che producono cambiamenti nelle funzioni che mettono in relazione la quantità di risorse come variabile indipendente e il livello di soddisfacimento degli appartenenti alla collettività come variabile dipendente sono numerose ed eterogenee. Inoltre, tali effetti esterni sono atti a variare nello spazio e nel tempo, in relazione a trasformazioni di tipo tecnologico, istituzionale, socioeconomico e politico. Nella maggior parte dei casi le esternalità agricole sono "non esauribili", l'aumento della loro fruizione da parte di un individuo non ne riduce o preclude la disponibilità per altri, come ad esempio il paesaggio agrario inteso come "vista" o "panorama".

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 "captate"

dal mercato e risultano irrilevanti rispetto al problema dell'ottimizzazione dell'equilibrio dello stesso in un sistema competitivo (Grasso, 2001).

## **2.2 Le esternalità in agricoltura**

La valutazione delle esternalità del settore agricolo se da una parte risulta essere 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.), dall'altra rappresenta un elemento irrinunciabile di valutazione per il decisore pubblico, soprattutto a causa delle numerose funzioni che questo settore svolge nei Paesi industrializzati. Dal secondo dopoguerra, nei paesi sviluppati, si è assistito ad una crescente intensificazione delle attività agricole. Allo scopo di continuare ad aumentare le rese, si è fatto sempre più ricorso a macchinari e input chimici, all'irrigazione, a specie animali e vegetali selezionate, ecc.. Ad esempio, grazie alla diffusione di queste pratiche, tra il 1950 e il 1997, la produttività dei cereali è cresciuta di 2,5 volte (Posner, 1998).

L'agricoltura moderna, pur avendo raggiunto il proprio obiettivo di portare sul mercato grandi quantitativi di cibo a prezzi piuttosto bassi, ha determinato notevoli costi ambientali con una pesante e diffusa ricaduta sulla quantità e qualità delle risorse naturali. Il riconoscimento della multifunzionalità del settore primario e della sua "interferenza" ambientale risulta quindi determinante, vista l'influenza che questi aspetti possono avere nell'implementazione delle politiche agrarie e ambientali. Inoltre, le funzioni sociali e culturali che l'attività agricola è in grado di assolvere devono poter essere gestite e pianificate dall'intervento pubblico, constatata l'inefficienza del mercato nel perseguimento dell'ottimo sociale nell'allocazione di queste risorse (Casini, 1995). Oltre a ciò, una valutazione dei servizi che si originano dallo svolgimento dell'attività agricola potrebbe consentire di ridurre gli sprechi a carico del territorio rurale e permetterebbe di migliorare l'equilibrio degli assetti territoriali.

Il problema della valutazione delle esternalità in agricoltura, è stata affrontata da molti Autori che operano in ambiti disciplinari diversi di conseguenza presenta numerosi approcci. Prima di procedere all'analisi delle esternalità è quindi indispensabile fare chiarezza su alcuni termini utilizzati: ambiente, territorio e paesaggio. Con il termine ambiente, secondo S. Malcevschi (1991), Presidente dell'associazione analisti ambientali,

deve essere inteso «il sistema di relazioni fra i fattori antropici, fisici, chimici, paesaggistici, architettonici, culturali ed economici». Secondo altri Autori, invece, l'ambiente è l'insieme dei soli beni naturali di godimento e uso comune (Troiano, 1996), di conseguenza non vengono considerati i beni prodotti dall'uomo. Considerando un'eccezione più antropocentrica, a cui fa riferimento anche la legislazione, l'ambiente è tutto ciò che circonda l'uomo e ne condiziona la vita e comprende elementi naturali e artificiali, materiali e immateriali, le loro combinazioni e interazioni (Franchi e Ragagnin, 1993).

Anche il termine di territorio ha subito nel tempo un'evoluzione che lo ha portato ad assumere un significato sempre più ampio. Secondo l'accezione classica, il territorio è il luogo di produzione e distribuzione della natura e delle cause della ricchezza e della conflittualità fra classi sociali. Nell'accezione neoclassica, invece, il territorio rappresenta il luogo di distribuzione del reddito. Attualmente, il territorio non è solo una superficie con le proprie componenti naturali, ma un complesso di risorse sfruttabili in cui si inseriscono anche le realizzazioni dell'uomo, e l'azione da questi esercitata nel tempo e nello spazio (Mennall, 1997). Un concetto ancora più ampio e variabile è quello di paesaggio, su cui dibattono più scuole di pensiero. Secondo gli scientifico-ecologisti esso è l'insieme delle cose e delle loro relazioni, per gli storicisti esso è il risultato dell'evoluzione della natura e dell'azione dell'uomo, mentre per i percettivisti è l'insieme delle forme di un luogo e delle relazioni fra di esse. Il paesaggio può essere inteso come la forma dell'ambiente in quanto ne rappresenta l'aspetto visibile. Un'interessante definizione di paesaggio, che amplia quella contenuta nella Convenzione europea del paesaggio, è contenuta nel Codice dei beni culturali e del paesaggio (Dlgs 22 n.42 del 2004). L'art. 131 del Codice definisce il paesaggio come «una parte omogenea di territorio i cui caratteri derivano dalla natura, dalla storia umana o dalle reciproche interrelazioni». Anche il concetto di esternalità in campo agro-ambientale non è sempre univoco e si discosta dalla definizione puramente economica vista nel precedente paragrafo. Questo perché gli esempi di esternalità che i manuali di economia solitamente forniscono, spesso non implicano il dubbio su quale sia il legame di causa-effetto tra azione e danno (o beneficio). Inoltre, danni e benefici nella maggior parte degli esempi vengono definiti in rapporto a un'attività di produzione o di consumo che ne è toccata; un allevatore causa un danno a un agricoltore (esternalità negativa della produzione) nel momento in cui la sua mandria ne calpesta gli ortaggi, un vicino che ascolta musica a volume troppo elevato disturba gli abitanti del palazzo (esternalità negativa del consumo). Tali semplificazioni spesso rischiano di omettere uno degli aspetti cruciali di quei fenomeni del mondo reale cui l'economia applica le esternalità:

la complessità delle interdipendenze e il loro emergere come problematiche a diversi livelli di aggregazione. Infatti, l'internalizzazione a un primo livello di aggregazione può creare delle esternalità a un livello più generale di aggregazione. Proprio su quest'ultimo aspetto, Stiglitz (1992) criticò Coase di proporre una soluzione al problema delle esternalità applicabile in una situazione che non prevede effetti di sistema, i quali, secondo Stiglitz, sono le esternalità più problematiche. Per Coase, le diverse azioni avvengono nella trasparenza di ciò che autoevidente: la mandria che calpesta gli ortaggi. Nella realtà invece non è semplice individuare il danno e risalire la catena causale che lo produce. Si devono dare degli strumenti per poter riconoscere il danno (strumenti di misura, ricerche, indagini, ecc.) e per denunciarlo, il danno deve essere riconoscibile come tale da chi lo subisce e anche da chi non è stato danneggiato. Ad esempio, se una fabbrica inquina l'acqua di un fiume, provocando una moria di pesci in un allevamento ittico posto a valle del fiume, di sicuro danneggia l'allevatore. Tuttavia, l'inquinamento dell'acqua si ripercuoterà anche su altri soggetti fruitori del fiume e sull'equilibrio ecosistemico, causando danni difficilmente prevedibili. Tali danni, per esistere come esternalità devono rendersi visibili, il che implica che si costituisca un soggetto danneggiato che agisca pubblicamente e dimostri di aver subito un danno. Inoltre, specialmente nella valutazione delle esternalità agroambientali, bisogna tener conto che le interdipendenze possono avere degli effetti a cascata particolarmente rilevanti. Da tale considerazione sorgono ulteriori quesiti: dove ci si ferma in questa catena causale? dove decidiamo che l'esternalità prende la sua forma? quali danni sono riconosciuti come tali? Infine, quelle che sono qualificate come esternalità spesso sono situazioni che il mercato non riesce a coordinare, ma che comunque possono essere efficacemente coordinate in modo diverso. Questo implica che l'esternalità non è tale perché non esiste un mercato che la regola ma perché si è di fronte ad un fallimento istituzionale, un mancato raggiungimento di un obiettivo posto di benessere sociale, non limitabile al criterio dell'ottimo paretiano.

La maggior parte delle esternalità dell'agricoltura è determinata e sussiste solo grazie all'opera dell'uomo. Specialmente in un territorio fortemente antropizzato come quello italiano risulta marcata la distinzione fra ambiente naturale e agrario e gli effetti dati dalla presenza o assenza delle attività umane. Sia nel caso dell'agricoltura che dell'ambiente naturale un'esternalità negativa rappresenta un decremento del flusso dei servizi forniti da un bene pubblico e l'esternalità positiva è invece un aumento nella disponibilità di un bene pubblico (Hanley, 1991; Signorello, 1986; Westman, 1977).

La produzione di esternalità da parte dell'attività primaria, inoltre, 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. Secondo Hanley (1991), lo sviluppo agricolo del XX 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 degli agrosistemi e quella degli agroecosistemi. Di conseguenza nel passaggio da un'agricoltura tradizionale (o marginale) ad una più intensiva, vengono a scemare molte esternalità positive, tanto da trasformarsi a volte in esternalità negative. 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. 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. Da questi aspetti appare evidente l'enorme complessità nell'elencare tutte le esternalità connesse all'attività primaria. Aimone e Biagini (1999) hanno proposto una schematizzazione delle esternalità agricole piuttosto interessante, che viene riportata in tabella 3. I due Autori hanno ricondotto le esternalità agricole ai tre ambiti territoriali nei quali principalmente ricadono: ambiente, territorio e quadro socio-economico. Inoltre, 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).

Come si vedrà in seguito, nel presente caso di studio saranno trattate principalmente le esternalità legate all'ambiente e di queste saranno approfonditi quegli aspetti che differenziano l'agricoltura intensiva da quella biologica. In particolare verranno esaminati i problemi relativi al peggioramento della qualità del suolo (perdita di sostanza organica, erosione, ecc.), l'inquinamento arrecato dai fertilizzanti, la perdita di biodiversità e i problemi inerenti all'impiego idrico (ruscellamento, ristagno, sedimentazione, ecc.). Per dare una prima idea monetaria del valore delle esternalità, Pretty *et al.* nel 2000 hanno tentato di stimare i costi che, nel Regno Unito, le attività agricole con il deterioramento dell'ambiente, hanno imposto al resto della società.

**Tabella 3 - Gli aspetti essenziali dell'attività agricola e le possibili esternalità connesse**

■ Relazione spiccata □ Relazione labile o assente

ESTERNALITÀ POSITIVE (agricoltura sostenibile)		ASPETTI ESSENZIALI DELL'ATTIVITÀ AGRICOLA					ESTERNALITÀ NEGATIVE (agricoltura non sostenibile)	
		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 ricettorie (presenza e modalità)		
Ambiente	Difesa dall'erosione del suolo	■	■	□	■	□	Incremento dell'erosione del suolo	Ambiente
	Mantenimento dell'equilibrio idrogeologico	■	□	□	■	□	Alterazione dell'equilibrio idrogeologico	
	Prevenzione dagli incendi boschivi	□	□	□	■	□	Aumento del rischio di incendi boschivi	
	Rispetto di biotipi particolari	□	■	□	□	□	Distruzione di biotipi particolari	
	Mantenimento della biodiversità	■	□	□	□	□	Riduzione della biodiversità	
	Riciclo residui attività di produzione e consumo	□	□	□	□	□	Contaminazione suolo e acque, fenomeni di eutrofizzazione	
	Mantenimento dell'equilibrio organico e minerale del suolo	■	■	□	□	□	Perdita dell'equilibrio organico e minerale del suolo	
	Mantenimento dell'equilibrio biotico delle colture e delle aree limitrofe	□	□	□	■	□	Infestazioni da malerbe, entomo e fitopatogeni	
	Mantenimento del bilancio di gas atmosferici	■	□	□	□	□	Inquinamento atmosferico	
	Mantenimento dell'equilibrio climatico	■	■	□	□	□	Alterazioni del micro-macro clima	
Accumulo dell'energia sotto forma di biomassa	■	□	□	□	□	Consumo energetico elevato ed incremento dell'entropia del sistema		
Territorio	Manutenzione del paesaggio rurale e del suo valore visivo e culturale	■	■	□	■	■	Alterazione del paesaggio e perdita del valore visivo e culturale	Territorio
	Contributo positivo ai meccanismi di sviluppo rurale sostenibile	□	□	■	■	■	Freno ai meccanismi di sviluppo rurale sostenibile	
	Sorveglianza territorio	□	□	□	■	□	Perdita di controllo del territorio	
	Mantenimento della viabilità minore	□	□	□	■	■	Degrado della viabilità minore	
	Mantenimento di sistemazioni idraulico-agrarie	□	□	□	■	□	Deterioramento/perdita di sistemazioni idraulico-agrarie	
Economia e società	Stimolo e accoglienza della domanda turistico-ricreativa	■	□	□	□	■	Riduzione dell'appetibilità turistico-ricreativa	Economia e società
	Contributo al mantenimento del tessuto economico locale e dell'identità culturale	□	□	■	■	■	Declino del tessuto economico locale e dell'identità culturale	

Fonte: Aimone e Biagini, 1999.

Tale calcolo, da un lato, ha sovrastimato i costi ambientali dell'agricoltura, perché non considerava le rilevanti esternalità positive; dall'altro, rappresenta una sottostima, dal momento che includeva solamente i costi finanziari documentabili affrontati dai vari soggetti pubblici e privati per prevenire, contenere e porre rimedio agli effetti ambientali negativi dell'agricoltura. In totale, nel 1996 – l'anno cui si riferisce lo studio - i costi esterni dell'agricoltura del Regno Unito sarebbero stati pari a 3.425 milioni di euro, ovvero a 304 euro per ognuno dei circa 11 milioni di ettari di superficie agricola utilizzata (SAU) del paese.

Secondo Pretty (2000) le esternalità del settore agricolo godono di cinque caratteristiche particolari: i loro costi spesso vengono trascurati, spesso si verificano dopo un lungo periodo di tempo, spesso danneggiano gruppi i cui interessi non sono rappresentati, non è sempre conosciuta l'identità del produttore dell'esternalità e le esternalità risultano una soluzione economica e politica subottimale.

L'aspetto di maggior rilievo delle esternalità è che, sovente, ad esse non è possibile applicare un prezzo corretto. I beni e i servizi prodotti con l'attività agricola, che si configurano come esternalità positive, non hanno generalmente un prezzo di mercato, oppure il loro prezzo non ne riflette totalmente il valore. Ne sono un esempio alcuni degli elementi tradizionali del paesaggio rurale, come le siepi e i filari di alberi. Da essi si ricavano beni che possono essere venduti sul mercato, quali la legna da ardere, il foraggio per il bestiame, i piccoli frutti, ecc., e tutta una serie di servizi, riconducibili principalmente alla loro funzione estetica e ambientale, che il mercato non è in grado di "catturare". Questo fa sì che la produzione di beni ai quali sono associate esternalità positive sia inferiore a quella ottima dal punto di vista sociale. Allo stesso modo, quando l'attività agricola genera mali o disservizi, come l'inquinamento, i soggetti danneggiati (altre imprese o consumatori) subiscono un costo esterno, non rilevato dal mercato. In questo caso, l'offerta di beni i cui processi produttivi generano esternalità negative sarà superiore a quella ottimale. Quando le condizioni lo permettono, le esternalità possono essere considerate direttamente dalle controparti. Ad esempio tramite un processo di contrattazione privato fra inquinatore e inquinato, che compensa in modo diretto chi può far valere i propri diritti di proprietà; oppure tramite la negoziazione privata fra produttore di esternalità positive e consumatore, là dove sia possibile escludere dal beneficio di tali esternalità chi non paga un contributo (in forma di biglietto d'accesso a determinati servizi). In

altre parole, le esternalità, se remunerabili da privati, possono essere ricondotte a beni/servizi da diversificazione. Quando questo non avviene, il mercato di per sé non è in grado di segnalare il valore economico dei benefici (o dei danni) provocati da un agente e goduti (o sopportati) da altri. Riassumendo, quindi, in presenza di esternalità, le azioni dei singoli agricoltori incidono sul benessere di altri individui ma, a meno di un intervento esterno, per coloro che producono le esternalità non vi è alcun incentivo a prendere in considerazione questo effetto nel loro processo decisionale. In tal modo viene a verificarsi quello che gli economisti definiscono come "fallimento di mercato".

Da un punto di vista economico, i beni e i servizi forniti dall'agricoltura possono essere ascritti alla categoria dei beni pubblici perfetti o dei beni pubblici imperfetti in relazione al diverso grado di escludibilità e rivalità che li caratterizza. I beni pubblici sono definiti da due fondamentali caratteristiche:

- l'assenza di escludibilità, ossia il fatto di essere liberamente disponibili a tutti i cittadini, senza che un individuo possa impedirne il consumo ad un altro;
- l'assenza di rivalità, poiché l'uso da parte di alcuni non diminuisce le quantità disponibili agli altri, e dunque ne pregiudica il consumo.

I beni pubblici perfetti sono caratterizzati dalla non esclusione e dalla non rivalità nel consumo, mentre quelli imperfetti hanno solo una di queste due caratteristiche o non sono adeguatamente descritti da entrambe. La non esclusione va intesa nel senso che non è possibile attribuire diritti di proprietà privata a particolari beni, perciò sia il produttore che il consumatore non possono escludere altri utilizzatori dalla fruizione degli stessi. La non rivalità del consumo si riferisce, invece, al fatto che un aumento nella fruizione del bene, in quanto non ne diminuisce la quantità disponibile, non esclude eventuali altri consumatori dall'utilizzazione dello stesso (Hanley, 1991; Signorello, 1986; OECD, 1994).

A tale proposito in tabella è riportato uno schema proposto dall'OCSE (2001), in cui le principali esternalità dell'agricoltura sono classificate in base ai livelli assunti dalle due variabili in gioco. Diversi gradi di escludibilità, ad esempio, si possono presentare in funzione della dimensione territoriale di osservazione. Beni non rivali i cui benefici sono goduti solo dagli appartenenti a una piccola regione, si connotano come beni pubblici a carattere locale. Se si accresce l'escludibilità di tali beni, permettendone l'accesso soltanto agli abitanti della comunità, si ottengono così le

risorse di proprietà comune, una particolare tipologia di beni misti. In questo caso è possibile definire delle regole d'uso, migliorando l'allocazione delle risorse ed evitandone il sovra utilizzo o il degrado.

**Tabella 4 – Esternalità agricole e livelli di rivalità e escludibilità**

	Non rivali	Congestione	Rivali
<b>Non escludibili</b>	Beni pubblici puri -paesaggio -habitat -biodiversità	Risorse ad accesso libero -sicurezza alimentare -paesaggio (valore d'uso assegnato dai visitatori)	
<b>I benefici interessano una piccola giurisdizione</b>	Beni pubblici locali -controllo inondazioni -conservazione del suolo -paesaggio -eredità culturale -occupazione rurale		
<b>Escludibili ai non appartenenti alla comunità</b>	Risorse di proprietà del comune -gestione idrica -habitat naturale -biodiversità		
<b>Escludibili</b>	Toll goods -habitat naturale -biodiversità	Club goods -sicurezza alimentare -habitat naturale -biodiversità	Beni privati -produzione di alimenti -paesaggio (se è possibile escludere i visitatori) -eredità culturale (uso degli edifici storici) -sicurezza alimentare -servizi turistici

Fonte: OCSE (2001), modificato da Velazquez (2004).

In relazione al grado di rivalità, i beni misti escludibili si distinguono in toll goods e club goods. L'escludibilità è determinata per entrambi dall'esistenza di una quota d'accesso; a differenza dei secondi, i primi non danno luogo a fenomeni di rivalità. Questo perché per i toll goods vi sono utenti per i quali la disponibilità a pagare per l'accesso è inferiore al prezzo d'ingresso, come nel caso di parchi e riserve, che risultano così utilizzati al di sotto della loro capacità. Per i club goods, invece, la quota d'accesso, definita dai "soci", è pari alla loro disponibilità a pagare e questo può generare fenomeni di congestione. Infine, le risorse a libero accesso, pur essendo soggette a congestione, sono liberamente accessibili. Tale fattore le rende esposte alla possibilità di eccessivo sfruttamento e degrado o addirittura esaurimento. Alcune delle esternalità dell'agricoltura, come il paesaggio o la biodiversità si presentano con attributi diversi a seconda delle condizioni di

contesto. Questo influenza la scelta degli strumenti di intervento rivolti a correggere i fallimenti di mercato, che dipende non solo dallo specifico oggetto d'interesse, ma anche dagli attributi da esso assunti. Inoltre la tipologia di bene pubblico, di interesse locale sub-regionale o regionale, determina il livello amministrativo al quale dovrebbero essere implementate le politiche, teoricamente coincidente con l'estensione territoriale della domanda del bene/servizio.

Nella realtà il territorio rurale, i beni fondiari, i boschi e alcuni processi produttivi presentano connotazioni miste nel senso che ad una componente privata (dove c'è rivalità di consumo ed escludibilità) se ne accompagna una pubblica: benefici o costi che ricadono sull'intera comunità (Merlo, 1990).

Il secondo aspetto peculiare delle esternalità dell'agricoltura, è rappresentato dalle interdipendenze economiche esistenti fra la produzione primaria (alimenti, fibre, prodotti bioenergetici) e quella degli effetti esterni. Tali interdipendenze dipendono dal fatto che la produzione primaria e quella di prodotti secondari esterni sono tecnicamente congiunte. Spesso, infatti, condividono l'impiego delle stesse pratiche agricole, o gli stessi input produttivi (gli stessi fattori fissi come la terra, o gli stessi mezzi di produzione non specifici, come il lavoro). Il grado di congiunzione può essere debole o forte<sup>5</sup> ed oltre alla forza della congiunzione è determinante la sua natura. Le interdipendenze tecniche si possono infatti manifestare secondo un rapporto 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).

Le due situazioni, di complementarità e di sostituibilità, possono riscontrarsi in ambiti territoriali differenti 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

---

<sup>5</sup> Nel caso di congiunzione forte possono originarsi economie di scopo, tali che la produzione separate dei beni/servizi primary e secondary comporta costi maggiori rispetto alla loro produzione congiunta.

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. Tuttavia, si può anche assumere che sul medesimo territorio, con l'aumentare dell'intensità della produzione si passi da una situazione di complementarità a una di sostituibilità: per livelli produttivi bassi, tali da non utilizzare completamente le risorse disponibili, un aumento della produzione si accompagna a un miglioramento del paesaggio. Questa prima fase si mantiene fino al raggiungimento di un punto critico superato il quale ulteriori aumenti nella produzione di beni primari implicano la riallocazione delle risorse date a discapito della produzione di paesaggio tradizionale (De Stefano, 1997). Con l'intensificazione della produzione agricola, e l'aumento della base produttiva, il fattore produttivo terra può essere riallocato a fini produttivi, attraverso l'eliminazione di elementi del paesaggio rurale come siepi, filari, ecc.. Merlo e Gatto (1999) dettagliano ulteriormente il rapporto di complementarità tra attività produttiva ed esternalità positive, individuando tre diverse situazioni teoriche:

- complementarità non intenzionale, dove le esternalità prodotte sono di importanza secondaria rispetto ai prodotti primari e hanno un costo marginale nullo. È questo il caso del paesaggio rurale e della biodiversità;
- complementarità che vede l'esternalità positiva come prodotto principale, mentre la produzione di alimenti diventa secondaria e incidentale, come nel caso dell'agriturismo;
- complementarità in cui l'esternalità positiva 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.

La grande varietà degli attributi che possono assumere gli effetti esterni, nonché la presenza di situazioni di contesto molto differenti, guidano la scelta delle politiche che, teoricamente, dovrebbero adattarsi alle singole tipologie di fallimento di mercato, alle particolari caratteristiche da esse assunte e ai differenti contesti territoriali in cui si manifestano.

L'attività agricola genera infatti prodotti che afferiscono ai proprietari, ma anche importanti esternalità di ordine idrogeologico, paesaggistico, igienico e ricreativo. I tradizionali aspetti economici dei beni, a cui si riferisce l'estimo classico, appaiono quindi inadeguati a esprimere il valore globale delle risorse e dei servizi a funzione pubblica. Per tenere conto del vantaggio che i fruitori traggono dalle forme di utilizzazione diretta o indiretta del bene, si è giunti all'individuazione del valore d'uso (user value) (OECD, 1994). Quest'ultimo, analiticamente, è espresso dall'accumulazione iniziale di tutti i benefici attuali o attesi che si possono trarre dall'utilizzazione del bene. Quando il valore d'uso riguarda invece il sistema territorio-ambiente di un'area in cui interagiscono e si combinano singole risorse, si parla di valore territoriale. Certi beni, però, possono fornire un'utilità che è indipendente dal loro uso e che risiede in esigenze interiori di carattere etico e filosofico. Per certe persone, infatti, l'esistenza di una risorsa può avere un valore per il semplice fatto di sapere che questa è a loro disposizione e da loro utilizzabile in qualsiasi momento (option value), o perché ritengono utile preservarla per consentirne l'uso alle generazioni future (bequest value). Altre persone attribuiscono un valore alla risorsa in base alla sola consapevolezza che essa esista, anche se non è utilizzata (existence value) o in base al fatto che altri soggetti della presente generazione ne possano usufruire (vicarious value). Tutti questi apprezzamenti sono indicati come valori di non uso o passivi e sommati al valore d'uso formano il valore economico totale (Pearce - Turner, 1991; OECD, 1994; Franchi - Ragagnin, 1993).

Sia negli Stati Uniti che in Europa, numerosi studiosi hanno cercato di attribuire un costo all'inquinamento provocato dal settore agricolo. Innanzi tutto è necessario conoscere il valore del bene naturale e del servizio e cosa succede quando questi mancano e spesso, come sottolinea Abramovitz (1997), il sistema corrente di calcolo economico, sottostima il valore corrente e futuro del capitale naturale ed in questo modo ne fornisce i motivi per la sua degradazione.

È facile dimostrare il servizio che offre la natura alla salute umana in senso economico. Per esempio, gli spartiacque rurali di New York City filtrano e puliscono quotidianamente l'acqua utilizzata da 10 milioni di persone. Piuttosto che spendere 7 miliardi di dollari per sviluppare dei trattamenti alternativi per la depurazione delle acque, la città pagherà appena un decimo di quell'importo per aiutare le contee a monte della città a proteggere gli spartiacque circostanti i relativi serbatoi di acqua

potabile. L'80% dei raccolti mondiali ed un terzo di quelli degli Stati Uniti, dipendono dagli insetti impollinatori e dagli uccelli, le cui popolazioni sono in pericolo. Negli Stati Uniti, dalla seconda guerra mondiale ad oggi, sono scomparse più della metà delle colonie di api, di cui la maggior parte negli ultimi cinque anni. È stato stimato che il valore del servizio di impollinazione offerto dalle api, può essere fino a 100 volte superiore al valore del miele prodotto dalle stesse. Alcune pratiche agricole moderne, nuocendo agli insetti impollinatori, limitano il rendimento del raccolto; ad esempio negli Stati Uniti, l'utilizzo di antiparassitari ha decimato gli insetti impollinatori, provocando una contrazione delle rese di cotone del 20%. Vista la complessità del problema e la moltitudine di approcci proposti dai diversi Autori, nel capitolo 3 si è cercato di illustrare i metodi di valutazione delle diverse componenti del danno ambientale, classificandoli secondo gli approcci seguiti per cogliere le preferenze che gli individui esprimono nei confronti del bene danneggiato.

### **2.3 Esternalità e agricoltura biologica**

Negli ultimi anni numerosi Autori hanno analizzato le esternalità dell'agricoltura, tuttavia risulta ancora scarsa la letteratura che valuta le esternalità dell'agricoltura biologica e nella maggior parte dei casi focalizza l'attenzione sulle caratteristiche tecniche dell'agricoltura biologica piuttosto che su quelle economiche. Questo perché, sebbene siano evidenti le esternalità prodotte dall'agricoltura in generale, 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 costretto l'agricoltura tradizionale ad assumere comportamenti più consoni al rispetto dei valori ambientali.

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.

L'agricoltura biologica si differenzia dall'agricoltura convenzionale sotto diversi aspetti: esclusione dei prodotti chimici di sintesi, lavorazioni ridotte al minimo indispensabile, uso di fertilizzanti organici e inorganici di origine naturale, sfruttamento ottimale degli effetti favorevoli di avvicendamento, ecc.

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..

Inoltre, per quanto riguarda gli effetti dell'agricoltura biologica sugli alimenti da essa derivati, sembra che questi presentino una maggiore sicurezza per il limitato uso di antibiotici presenti in questa pratica, l'obbligatorietà del compostaggio (ridotta contaminazione batterica da E-coli), il divieto di utilizzo di pesticidi e regolatori di crescita. Le ricerche sulle differenze fra la qualità nutritiva degli alimenti biologici e convenzionali sono tuttora abbastanza scarse; alcuni recenti studi sembrano tuttavia dimostrare che i prodotti bio abbiano un minore contenuto in acqua, una più elevata concentrazione di vitamina C, un contenuto di nitrati più basso, ecc..

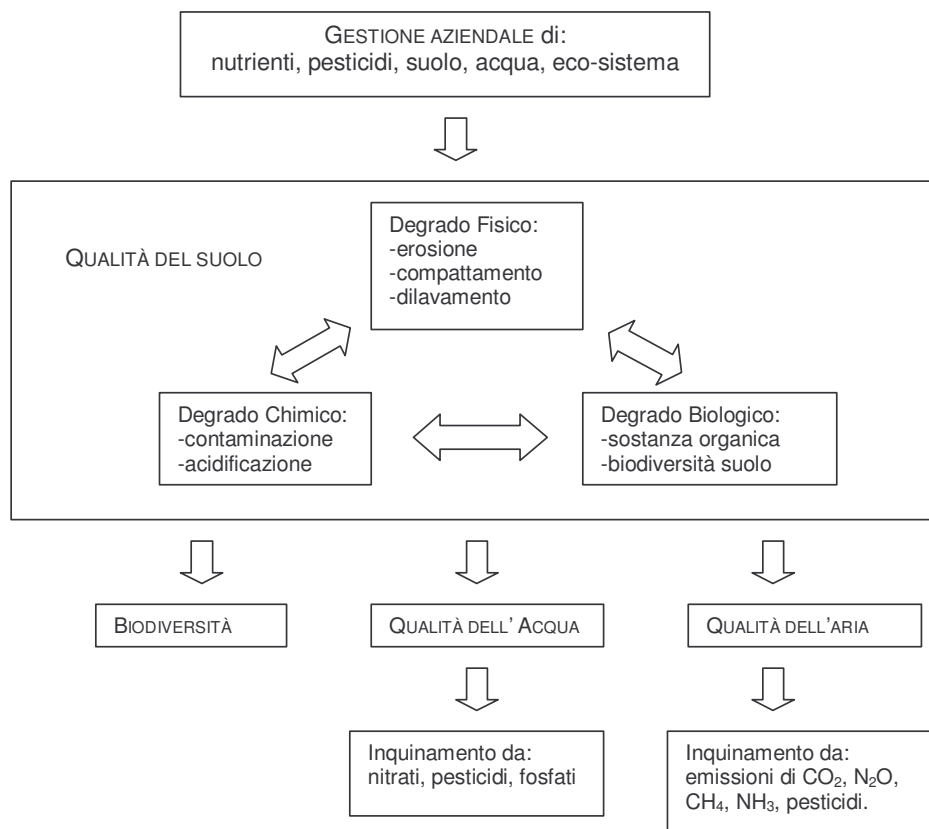
Tuttavia, le presenti premesse se da un lato non implicano che le tecniche biologiche abbiano un impatto neutro sull'ambiente - trattandosi comunque di attività antropiche che interferiscono con gli equilibri naturali dell'ecosistema - dall'altro, sostituendosi alle tecniche agricole tradizionali, possono contribuire a minimizzare l'impatto ambientale del settore. È dunque rispetto a queste ultime che

gli effetti sull'ambiente dell'agricoltura biologica devono essere valutati (Inea, 2004).

Di conseguenza si procederà ad un confronto fra l'agricoltura convenzionale e biologica per quanto riguarda le principali risorse su cui influisce l'agricoltura da un punto di vista agronomico e ambientale.

Fulcro centrale dell'interazione fra ambiente e agricoltura è l'uomo che con le proprie decisioni agronomiche e l'utilizzo degli input produttivi, interagisce con le diverse risorse, influenzandone la qualità (Figura 1). In primo luogo la sua influenza viene esercitata sul suolo, sede delle interazioni più strette fra pianta e ambiente, attraverso le lavorazioni meccaniche, la presenza di frangivento, l'apporto di nutrienti e la fertilizzazione determina lo stato fisico, chimico e biologico della risorsa suolo. Dalla gestione della risorsa suolo poi dipendono a cascata la qualità sulla biodiversità, l'acqua e l'aria.

**Figura 1: Schema delle interazioni fra l'attività antropica e le risorse naturali**



## 2.4 La qualità del suolo

Il suolo rappresenta una delle risorse naturali primarie nello svolgimento dell'attività agricola e la sua qualità viene valutata in base alla sua capacità di ospitare delle coltivazioni con buoni risultati nel breve e nel lungo termine, di conseguenza dal suo grado di fertilità che è strettamente correlato a processi biologici, fisici e chimici che si svolgono al suo interno. Tali processi sono connessi e indotti da medesimi fenomeni; tuttavia, l'attività antropica attraverso un eccessivo sfruttamento di tale risorsa ha determinato un degrado delle sue caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche, rendendolo una risorsa naturale non rinnovabile (Trisorio, 2004).

Le principali caratteristiche fisiche sono rappresentate da granulometria, struttura, profondità e umidità, da cui dipendono più o meno direttamente altri aspetti come la porosità, la sofficietà, la coesione, l'aderenza, ecc. La sua degradazione è indotta da agenti atmosferici come l'acqua o il vento e dipende dalla natura, struttura e topografia del suolo, dalla gestione del terreno e dalle pratiche agricole.

Fra le caratteristiche chimiche e chimico-fisiche vi è la composizione, il potere assorbente, il pH, il potenziale di ossidoriduzione, ecc.. La sua degradazione consiste nell'impoverimento in sostanza organica e altri nutrienti per le colture e l'accumulo di metalli pesanti o altri prodotti chimici.

Le caratteristiche biologiche, infine, dipendono dal numero e dal tipo di macro e micro organismi presenti nel terreno coltivato, da cui derivano importanti processi quali la mineralizzazione della sostanza organica, l'umificazione, la nitrificazione, la fissazione dell'azoto atmosferico, ecc.. La sua degradazione è riconducibile ad un impoverimento del suolo in sostanza organica e da un'attività biologica troppo lenta.

La maggior parte dei confronti fra agricoltura biologica e convenzionale sulla risorsa suolo, viene condotta in base a quattro indicatori che ne riassumono lo stato qualitativo: contenuto di materia organica, struttura, livello di attività biologica ed erosione. Tali indicatori, molto più di altri, sono sensibilmente influenzati dall'attività antropica svolta ed incidono significativamente sulla qualità del suolo nel breve periodo. Di conseguenza dipendono in misura rilevante dalla metodologia agricola adottata e quindi possono rappresentare degli interessanti parametri per valutare le performance delle due metodologie di agricoltura.

### **2.4.1 La materia organica nel suolo**

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; costituita da residui animali e vegetali indecomposti, prodotti di decomposizione di natura instabile e sostanze amorfe. Complessivamente presenta tre raggruppamenti: humus, prodotti di decomposizione e residui organici più o meno inalterati. I residui organici vengono attaccati dai microrganismi e la loro evoluzione avviene in funzione della loro natura e dell'ecosistema nel quale vengono a trovarsi. Proprio tali residui organici, col loro perenne rinnovamento in loco, permettono il perpetuarsi di un certo tasso di sostanza organica nel terreno, in equilibrio con la mineralizzazione. Le funzioni esercitate dalla sostanza organica sono di nutrizione per l'assorbimento diretto dei composti organici e la messa in circolo di elementi nutritivi (N, P, K, ecc.) utilizzabili dalle piante, di stimolo per l'accrescimento radicale e l'assorbimento degli elementi nutritivi, di aumento della capacità di scambio cationico del terreno, di miglioramento delle proprietà fisiche del suolo, ecc. (Galvan *et al.*, 2005).

I fattori che condizionano l'evoluzione della sostanza organica, dal punto di vista quantitativo e qualitativo, sono il tipo di sostanza organica di partenza, il clima, il terreno e l'attività antropica. Quest'ultima si esplica attraverso un complesso di azioni come le lavorazioni, le concimazioni, il tipo di irrigazione, la scelta degli avvicendamenti, ecc..

Negli ultimi decenni, proprio a causa di un eccessivo sfruttamento antropico di tale risorsa, il contenuto di sostanza organica è andato riducendosi. Di conseguenza, si cerca di ristabilire il livello di sostanza organica con la fertilizzazione, un apporto artificiale di sostanza organica al terreno agrario, al fine di restituire al terreno gli elementi nutritivi asportati dalle colture e migliorarne la fertilità in senso lato.

Proprio in merito alla natura dei fertilizzanti utilizzati avviene la prima distinzione fra agricoltura biologica e convenzionale. I fertilizzanti infatti possono essere di origine naturale o chimici ed in agricoltura biologica non è possibile l'utilizzo di elementi nutritivi sintetici (fertilizzanti chimici), per cui si ricorre all'utilizzo esclusivo di materiale organico. I fertilizzanti organici 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 nel terreno.

Il letame ha un potere fertilizzante di tre-quattro anni ed è il fertilizzante che più completamente esplica tutte le funzioni della sostanza organica. La sua efficacia è in gran parte dovuta alla messa a disposizione degli elementi in esso contenuti e all'attività dei microrganismi apportati nel terreno. A partire dagli anni sessanta, in seguito all'evoluzione degli allevamenti verso soluzioni caratterizzate da una notevole concentrazione di capi, tale tipologia di fertilizzante è entrata in disuso. Infatti, per ridurre i costi di produzione, in molti casi si è rinunciato all'impiego della lettiera, adottando la raccolta di deiezioni solide e urine in un'unica vasca ed ottenendo così il liquame zootecnico, un fertilizzante con caratteristiche diverse dal letame. Rispetto al letame, i composti organici contenuti nei liquami presentano una prevalenza di molecole con maggiore attitudine verso la produzione di humus labile e di sostanze minerali piuttosto che di humus stabile. Di conseguenza, il coefficiente isoumico del liquame è inferiore a quello del letame e quindi la sua azione positiva è meno duratura sulle proprietà fisiche del suolo e, in particolare, sulla stabilità della struttura. Questo comportamento dipende dal materiale di origine e dalla conservazione in vasche di raccolta che non permette le fermentazioni tipiche del letame in cumulo (CRA, 2005).

Con il passare del tempo l'azienda agricola convenzionale ha sempre più svincolato l'allevamento dagli altri fattori produttivi, assumendo le caratteristiche proprie dell'allevamento senza terra. Questo ha comportato potenziali rischi per l'ambiente, in quanto lo stoccaggio e la gestione dei reflui zootecnici veniva realizzato con criteri irrazionali e considerando tali materiali come dei rifiuti da smaltire piuttosto che delle risorse da riciclare utilmente. I rischi ambientali riguardano specialmente le acque superficiali e profonde, ma anche il suolo, l'aria e i prodotti agricoli. Per quanto riguarda il suolo i danni provocati dall'eccessivo apporto di liquami sono: l'accumulo di sali con effetti anche negativi sulla struttura per il rapporto fra ioni monovalenti e bivalenti e l'accumulo di metalli che possono dare effetti fitotossici o entrare in modo eccessivo e indesiderato nella catena alimentare attraverso i prodotti agrari consumati dall'uomo. Inoltre, nel medio e lungo periodo, una ripetuta distribuzione di dosaggi elevati di liquame potrebbe comportare inconvenienti sulla fertilità fisica del terreno (effetti negativi della struttura ad opera

di Na e K), un eccessivo accumulo di fosforo (400 m<sup>3</sup> di liquame suino contengono più di 500 kg di P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>), ed altri effetti fitotossici, soprattutto con liquami non omogeneizzati e mal distribuiti. Per ridurre gli effetti negativi dati dall'eccessivo spandimento di liquami, si è cercato di intervenire a livello legislativo determinando i tempi, le modalità e le quantità spandibili, ma specialmente vincolando i carichi di bestiame alla presenza di terreno agrario. Tuttavia, da numerose ricerche scientifiche è emerso come tali accorgimenti non siano sufficienti, specialmente in alcune zone come ad esempio quelle di ricarica degli acquiferi (cfr. metodologie di individuazione della capacità recettiva dei terreni agricoli in liquami zootecnici (CRL) di Giardini e Giupponi, 1992).

Oltre all'utilizzo di liquame, l'agricoltura tradizionale utilizza concimi di origine minerale che si presentano un mezzo economicamente conveniente per correggere determinate carenze del terreno. I concimi minerali o artificiali, sono concimi derivati da minerali inorganici o costituiti mediante un processo di sintesi, anche se i composti ottenuti sono di natura organica (es. urea). L'agricoltura convenzionale sempre più si rivolge a questa tipologia di fertilizzante in quanto, oltre ad essere efficace ed economico, è facilmente gestibile a livello di stoccaggio (es. forma solida granulare), di distribuzione in campo (es. non imbratta, è localizzabile), e permette di calibrare meglio le dosi apportate dei singoli elementi nutritivi (Giardini, 2004).

L'agricoltura biologica, per mantenere costante la fertilità del terreno, oltre all'utilizzo di letame e liquame, ricorre sovente alla tecnica del sovescio totale, 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. La massa verde interrata si presenta molto acquosa e viene rapidamente attaccata dai microrganismi, di conseguenza la sua azione nutritiva dura solo qualche mese nel terreno; oltre a tale periodo rimane solo l'effetto dell'humus.

Il contenuto organico del terreno viene valutato in termini di presenza di carbonio. Con riferimento alla realtà europea, è stato accertato che l'agricoltura biologica ha effetti benefici sul contenuto organico del suolo in quanto i terreni coltivati presentano una quantità di carbonio più elevata rispetto ai terreni condotti con metodologie non convenzionali grazie all'impiego di concimi animali, compost,

sovescio e residui vegetali, e l'utilizzo di rotazioni colturali che favoriscono il ripristino della fertilità del terreno (trifoglio, prati, leguminose), fattori che assicurano al suolo un'ampia offerta di contenuto organico attraverso processi di decomposizione aerobica (Niggli *et al.*, 2007). Ciò si traduce in un aumento delle capacità di sequestrare carbonio da parte del terreno con effetti positivi sul contenimento delle emissioni di gas serra.

#### **2.4.2 Il livello di attività biologica nel suolo**

Il terreno agrario non è un substrato inerte ma è "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 grandemente l'influenza diretta o indiretta dei suddetti processi sia per quanto concerne i loro riflessi sulla fertilità del suolo che per fenomeni di competizione e 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, praticamente sempre 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, colemboli), 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.

Complessivamente è possibile affermare che il ruolo ecologico della fauna è soprattutto 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 (specialmente gli animali), ecc..

Per quanto riguarda la microflora tellurica, essa è formata da batteri, attinomiceti, funghi, alghe, protozoi e virus. I più importanti sono i batteri la cui biomassa nel terreno varia da 300 a 7.000 kg/ha. La microflora tellurica condiziona la dotazione enzimatica del suolo, interviene nel ciclo del carbonio e dell'azoto, promuove la fissazione asimbiotica.

Generalmente, per valutare l'attività tellurica viene fatto riferimento alla presenza dei lombrichi nel terreno, in quanto sono più facilmente osservabili e sono più sensibili ai cambiamenti climatici. Dall'osservazione di questa specie nel suolo sono emerse opinioni contrastanti sul ruolo esercitato dall'agricoltura biologica in merito alla presenza di tale popolazione. Alcuni non evidenziano 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.

Tuttavia, indipendentemente dal sistema agronomico adottato, è emerso che quando un terreno viene coltivato a cereali per cinque anni consecutivi, la sua popolazione di lombrichi tende a ridursi. Alcuni studi suggeriscono che siano le lavorazioni meccaniche, e in particolare l'aratura, a danneggiarli. Dall'adozione del sistema biologico, d'altra parte, dovrebbero risultare almeno attenuati gli effetti negativi dei pesticidi sui microrganismi del suolo. Non è chiaro, invece, l'effetto su questi ultimi della rinuncia ai fertilizzanti sintetici: da un lato, essi danno luogo a rese più elevate, quindi a maggiori residui, che a loro volta inducono un livello più elevato di attività biologica, dall'altro sarebbero causa di stress osmotico nei microrganismi.

Nel breve termine non è evidente che la conversione all'agricoltura biologica comporti livelli di attività biologica nel suolo maggiori rispetto al sistema convenzionale. I benefici in questo senso diventano visibili, però, se si prende in esame un periodo di 8-10 anni (Stolze, 2000). In effetti, si stima che, se l'intera SAU della Danimarca adottasse il metodo biologico, la biomassa microbica complessivamente presente nei suoli del paese e la densità dei lombrichi aumenterebbero rispettivamente del 77% e del 154% (Bichel Committee, 1999).

### 2.4.3 La struttura del suolo

La struttura è la localizzazione spaziale fra le particelle elementari di terreno, il modo con cui esse sono associate e l'intensità dei legami. La struttura è in grado di influenzare direttamente sia la fertilità del suolo in senso lato che la tecnica agronomica.

Dal punto di vista fisico, dal tipo di struttura dipendono i rapporti fra parte solida, liquida e gassosa del terreno. Ne risultano, di conseguenza, influenzate l'umidità e il suo potenziale, la tenacità, la temperatura e l'aereazione. Sotto l'aspetto chimico una maggiore o minore aereazione influenza i processi di ossidazione e riduzione. Ad essi è legata la trasformazione della sostanza organica e la messa a disposizione di taluni elementi nutritivi. Una caratteristica fondamentale della struttura del terreno è la porosità, ossia la frazione dell'unità di volume di terreno non occupato da materiale solido ma da umidità e aria. In questi spazi si propagano le radici, vivono i microrganismi, avvengono i movimenti liquidi e gassosi indispensabili per la vita delle piante. Una caratteristica interessante della porosità è la sofficietà, ossia l'attitudine del terreno a ridurre il suo volume apparente quando viene sottoposto a determinate pressioni. La sofficietà è correlata positivamente con la porosità ma dipende anche dall'umidità del terreno, dalla granulometria dalla struttura e dalla cedevolezza degli aggregati. Essa influenza fortemente gli sforzi richiesti per le lavorazioni e, a sua volta, è fortemente modificata dalle stesse.

I fattori che influenzano la struttura sono la sostanza organica che influenza positivamente lo stato d'aggregazione, 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 e le lavorazioni che influenzano la struttura attraverso un complesso di effetti negativi e positivi.

Un tipo di danneggiamento comune a tutte le macchine ed agli animali è il calpestamento che comporta una riduzione permanente della porosità del terreno e quindi del suo volume apparente (costipamento).

La struttura del suolo è tanto più favorevole all'agricoltura quanto più possiede una densità e una porosità tali da consentire un'ottimale crescita delle radici e una buona circolazione dell'aria e dell'acqua e quanto più si presenta stabile e in grado di resistere a fenomeni di compattazione o di erosione.

Queste proprietà sono influenzate in maniera rilevante dalla quantità di materiale organico presente nel suolo, ma anche dalle pratiche di coltivazione: il tipo e la tempistica delle colture e delle lavorazioni possono avere degli effetti importanti sulla struttura.

Non vi è concordia di opinioni circa la performance dell'agricoltura biologica dal punto di vista della struttura del suolo: alcuni hanno osservato proprietà fisiche migliori nei terreni su cui si applicava il sistema biologico (Reganold, 1995; Stockdale *et al.*, 2001; Shepherd *et al.*, 2002), benché in qualche caso i lievi miglioramenti osservati non fossero statisticamente significativi (Gardner, Clancy, 1996); secondo altri (Stolze *et al.*, 2000), invece, non vi sono differenze di rilievo, nemmeno estendendo l'esame al lungo periodo (Raupp, 1995; Anfoli, 1995). Probabilmente, tale fattore dipende in misura significativa dal singolo agricoltore. Infatti, se da un lato l'agricoltura biologica può migliorare la struttura del terreno con l'utilizzo di leguminose che attraverso i propri apparati radicali aumenta il terreno esplorato, dall'altro il calpestamento più frequente che si ha in questo tipo di agricoltura, rispetto a quello convenzionale, diminuisce la porosità del terreno creando un impedimento alle radici.

#### **2.4.4 L'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 lasciano alcune parti del terreno scoperte, ma la differenza è influenzata dalle tecniche agronomiche adottate.

I danni provocati dall'erosione su terreni agrari sono di varia natura e intensità, in funzione della coltura, della rilevanza del fenomeno, ecc..

Nel caso di erosione idrica si può avere la sottrazione di superficie nell'attività produttiva, intralcio alla gestione agraria, pericolo di una progressiva espansione del fenomeno. Con un'erosione idrica laminare si arriva addirittura 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, 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 abbassamento della fertilità generale del suolo.

L'erosione idrica dipende dalle caratteristiche che influenzano la velocità di infiltrazione superficiale e la permeabilità, come la granulometria, la struttura e la capacità di tenuta idrica. Il fenomeno di erosione eolica, invece, si verifica più facilmente in zone di notevole ampiezza, in cui i venti violenti non incontrano ostacoli. In entrambi i casi la vegetazione esplica sempre un'azione protettiva del terreno.

L'erosione da parte degli agenti atmosferici, secondo alcuni rappresenta la principale causa di degrado del suolo a livello mondiale (Oldeman, 1994), provoca problemi notevoli sia a livello di azienda, dove comporta una perdita di suolo superficiale fertile e di nutrienti nonché dei mutamenti nelle proprietà di trattenere e lasciar percolare l'acqua, sia per la collettività, in quanto il suolo eroso si deposita sulle strade e nei bacini, e innalza la concentrazione di pesticidi, nutrienti e 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; fattori che tendono ad accrescere il rischio di erosione. Dall'altra, le frequenti rotazioni lasciano il suolo esposto alle azioni di acqua e vento per periodi di tempo più limitati rispetto al sistema convenzionale. Inoltre la presenza frequente di frangivento naturali come i cespugli, presenti in questo tipo di agricoltura, limitano l'erosione eolica. Tuttavia, è da rilevare che il miglior metodo di protezione dall'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

questo rischio (Stolze *et al.*, 2000). Un esempio estremo è offerto dal passaggio nell'America Centrale dell'uragano Mitch nell'ottobre del 1998. Tutto il settore agricolo di Honduras, Nicaragua e Guatemala subì danni pesanti dal passaggio dell'uragano, tuttavia le aziende convenzionali subirono danni superiori del 60-80% rispetto a quelle biologiche in termini di erosione, danni alle coltivazioni e perdita d'acqua (Economist, 2000).

## **2.5 Biodiversità**

La biodiversità, può essere vista in relazione all'agricoltura sotto tre diversi aspetti: diversità genetica all'interno di ciascuna specie coltivata, che si riscontra nelle specie di interesse agricolo fra quelle coltivate e quelle spontanee; la diversità fra le specie, rappresentata dal numero e popolazione delle specie selvatiche influenzate dall'agricoltura; biodiversità dell'ecosistema, che rappresenta il numero di specie che interagiscono con le specie coltivate e con l'habitat agricolo.

La diversità biologica è fondamentale per l'agricoltura e la produzione alimentare e contribuisce in maniera decisiva alla vita del pianeta. La popolazione dipende dalla varietà naturale per il cibo, il riparo, i beni, i servizi e il sostentamento. Gli scienziati stimano che attualmente sulla Terra ci siano 1,4 milioni di specie di piante e di animali (Fao, 2007).

Una ricca varietà di piante coltivate e di animali addomesticati è alla base della biodiversità agricola. Tuttavia, il genere umano utilizza per il 90% della propria alimentazione di origine animale solo 14 specie di mammiferi e uccelli, e solo quattro specie (grano, mais, riso e patate) forniscono all'organismo metà della sua energia di origine vegetale. Oltre al numero delle specie, è essenziale conservare anche la diversità genetica all'interno di ciascuna specie. L'agricoltura moderna ha incoraggiato molti agricoltori a utilizzare specie uniformi di piante o di animali ad alto rendimento, ma quando i produttori alimentari abbandonano la diversità, possono scomparire varietà e specie, con le proprie caratteristiche genetiche.

Questa rapida diminuzione della diversità genetica preoccupa gli esperti. Una vasta gamma di caratteri distintivi permette a piante e animali di adattarsi a mutate

condizioni esterne, e fornisce agli scienziati il materiale di base necessario per ottenere varietà di raccolti e di allevamenti più produttivi e resistenti.

Più del 40% dei terreni sono utilizzati dall'agricoltura, e quindi sui contadini ricade gran parte della responsabilità per la protezione della biodiversità. Attraverso l'uso di tecniche come l'agricoltura su terreni non dissodati, la riduzione dei pesticidi, l'agricoltura biologica e la rotazione delle colture, gli agricoltori mantengono il fragile equilibrio tra la propria terra e gli ecosistemi circostanti. L'integrità di piante, animali e ambiente garantisce alcune componenti essenziali della natura. La Fao stima che nell'ultimo secolo sono scomparsi tre quarti delle diversità genetiche delle colture agricole. Inoltre, su 6.300 varietà di animali, 1.350 sono in pericolo di estinzione o sono già estinte.

Soltanto negli Stati Uniti sono già sparite più del 90% di varietà di alberi da frutta e di ortaggi che venivano ancora coltivate all'inizio del ventesimo secolo. Delle più di 30.000 varietà di riso catalogate in India, agli inizi del secolo scorso, oggi solo una ventina copre il 75% della superficie agricola coltivata a riso nel paese. Nella Repubblica di Corea, solo il 26% delle varietà locali coltivate negli orti familiari nel 1985, si utilizzava ancora nel 1993 (Alcazar, 2002).

Solo parte di questa diversità è conservata nelle banche nazionali o internazionali di germoplasma. La perdita di diversità biologica agricola limita per sempre la capacità delle generazioni presenti e future di affrontare i possibili e imprevedibili cambiamenti nell'ambiente e nei bisogni umani.

Prendendo in considerazione la salvaguardia della biodiversità all'interno della Unione europea, risulta che oltre un terzo dell'avifauna è minacciata di estinzione, in particolare nell'Europa nordoccidentale e centrale. Le cause sono da riscontrarsi principalmente all'alterazione dei loro habitat provocata dal cambiamento di destinazione d'uso dei terreni, principalmente a seguito della diffusione dell'agricoltura e della silvicoltura intensive, del crescente sviluppo delle infrastrutture, del prelievo dell'acqua e dell'inquinamento. Il prosciugamento delle zone umide è particolarmente grave nell'Europa meridionale, ma si registrano perdite importanti anche in numerose aree agricole e urbanizzate dell'Europa nordoccidentale e centrale. Le principali cause sono interventi di bonifica, inquinamento, drenaggio, ricreazione e urbanizzazione. Alcuni progetti di ripristino delle zone umide, per la maggior parte di piccole dimensioni con qualche eccezione,

attuati nei fiumi, laghi, paludi e acquitrini, mirano a compensare tali perdite anche se generalmente su scala ridotta.

Inoltre, la diffusione di metodi agricoli intensivi e l'estendersi del rimboschimento in aree a basso rendimento hanno determinato la rapida distruzione o degrado di habitat agricoli seminaturali come i prati adibiti a pascoli. In tutti i paesi è stata introdotta a livello nazionale e internazionale una vasta gamma di interventi e strumenti legislativi per la tutela delle specie e degli habitat naturali, che hanno ottenuto risultati positivi nella salvaguardia di ampie aree terrestri e marine e nella lotta all'estinzione di numerose specie e habitat naturali. La loro applicazione risulta tuttavia spesso lenta e difficile e non in grado di arrestare il generale degrado. A livello europeo le principali iniziative attualmente in corso sono la realizzazione di una rete europea armonizzata di siti naturali e seminaturali nel quadro di Natura 2000 e l'imminente creazione della rete EMERALD, prevista dalla Convenzione di Berna, nel resto dell'Europa.

Negli ambienti agricoli, la maggior parte del suolo è coltivato. Di conseguenza è presente una notevole semplificazione della flora e della fauna selvatica. La possibilità che all'interno dell'agroecosistema organismi animali selvatici e piante spontanee trovino habitats per il loro insediamento è 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 lentic 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.

Prendendo ad esempio il caso delle siepi, esse costituiscono aree privilegiate per la diffusione di specie eliminate dalle coltivazioni. Sebbene la loro superficie sia modesta rispetto a quella dei campi, la loro ricchezza floristica è elevata, specialmente nel caso di siepi ripariali, dove possono convivere specie idrofite e terrestri. La tipologia di vegetazione presente nelle siepi è legata all'origine (spontanea o per impianto), alla gestione, alle condizioni ambientali e può comprendere molte specie di alberi, cespugli e erbe. Le siepi possono essere viste come veri e propri corridoi attraverso i quali le specie animali si spostano in aree favorevoli attraversando aree meno favorevoli, trovando nella copertura vegetale riparo anti predatorio, migliori condizioni di umidità e ombreggiamento.

Al contempo la struttura delle siepi, può rappresentare ambienti idonei ad ospitare specie faunistiche che abbisognano di una modesta copertura arborea o arbustiva associata ad ambienti aperti (Tabella 5).

**Tabella 5 – Specie di animali che gravitano attorno alle siepi campestri.**

<b>Artropodi</b>	<b>Anfibi e rettili</b>	<b>Uccelli</b>	<b>Mammiferi</b>
<b><i>nel sottobosco, nelle ceppaie e all'interno dei cespugli e degli arbusti</i></b>			
Carabi, scarabeo rinoceronte, bombo, cerambice	Rana di Lataste, rospo comune, salamandra comune, orbettino	Capinera, scricciolo, baccaccia	Riccio, toporagno, topo selvatico, moscardino
<b><i>sugli alberi e sulle chiome dei cespugli</i></b>			
Vanessa, podalirio, cerambice, cervo volante, calabrone, ape	Raganella, saettone	Cinciallegra, picchi, civetta, gufo comune upupa, bigiarella, codiroso	Moscardino, ghiro. Orecchione, ferro di cavallo
<b><i>tra le erbe ai margini delle siepi</i></b>			
Vanessa, cedro nella, locusta, mantide religiosa, coccinella	Rospo smeraldino, rana dalmatina, ramarro, biacco	Fagiano, starna, zigolo giallo	Donnola, riccio, topo delle campagne, toporagno comune
<b><i>nel fosso</i></b>			
Libellula, distico, notonetta, scorpione d'acqua	Rana verde, ululone, tritoni, biscia d'acqua, rospo comune	Martin pescatore, gallinella d'acqua, ballerina gialla	Arvicola d'acqua, toporagno d'acqua

Le siepi sono utilizzate da molti micromammiferi come ambienti permanenti e attraggono uccelli migratori durante gli spostamenti stagionali. Inoltre, è da rilevare che in certi territori della Pianura Padana, le siepi rappresentano gli unici ambienti alberati con una complessità strutturale atta a consentire la nidificazione di numerose specie di uccelli. Un ulteriore elemento che contribuisce alla salvaguardia della biodiversità sono gli ecotoni lentici e quelli palustri. Tali zone di transizione tra corpi d'acqua e ambiente terrestre, sono ricchi di flora e fauna, la cui composizione è condizionata dalle caratteristiche chimico-fisiche dell'acqua, dal tipo di gestione della flora e dei livelli dell'acqua, dall'andamento delle rive e dei fondali, ecc.

La vegetazione dominante è di tipo macrofita, ne sono state individuate oltre 6700 specie palustri obbligate o facoltative, legnose ed erbacee, annuali e perenni.

Esistono strette relazioni fra le piante palustri e la fauna, in particolar modo per quanto riguarda gli uccelli (tabella 6). In tali ambiti la fauna è molto varia e comprende specie che vanno dai piccoli protozoi ai mammiferi. In particolare, questi ambienti attraggono varie specie di anfibi, rettili, mammiferi roditori e insettivori, e uccelli. Gli uccelli che trovano cibo e siti per la nidificazione, rappresentano la componente

faunistica più appariscente, ricca e di maggiore interesse conservazionistico in quanto sono i vertebrati più capaci di colonizzare dei biotipi creati ex-novo, come ad esempio le zone umide artificiali per la fitodepurazione. La maggior parte delle specie è migratrice, ma se ne trovano anche di nidificanti e di svernanti, di notevole interesse naturalistico, tanto da essere tutelati dall'UE (tabella 7).

**Tabella 6 – Rapporti fra specie vegetali e uccelli in ambienti palustri.**

Nome italiano	Utilità per gli uccelli		
	Copertura o nido	Rifugio o sosta	Fonte di cibo
<b>Idrofite non radicate al fondo</b>			
Lenticchia d'acqua			++
<b>Idrofite radicanti</b>			
Poligono anfibio			++
Castagna d'acqua	++		++
Ninfea	+++		++
Nannufero	+++		++
<b>Elofite</b>			
Cannuccia di palude	++++	+++++	+
Mazza sorda	++++	+++++	
Giunco di palude	++	++++	++
Giglio giallo		++	+++
Salcerella		++	
Giavone	+++	++	+++
Carici	++	++	++
<b>Alberi e arbusti igrofilii</b>			
Salice bianco	++	++	
Frassino ossifillo	+	++	
Ontano comune	+	++	+
Prugnolo	+	+	+

*Il numero di + indica il numero di gruppi di specie.*

**Tabella 7 – Alcuni uccelli delle zone umide tutelati dall'UE.**

Nome italiano	Nome scientifico	M	N	S
Cormorano	Phalacrocorax	*	*	*
Airone bianco maggiore	Ergetta alba	*	*	*
Cicogna bianca	Ciconia ciconia	*		
Nibbio bruno	Milvus migrans	*		
Falco di palude	Circus aeruginosus	*	*	*
Falco pescatore	Pandion haliaetus	*		
Cavaliere d'Italia	Himantopus himantopus	*	*	
Gufo di palude	Asio flammeus	*		*
Martin pescatore	Alcedo atthis	*	*	*

*M = migratore; N = nidificante; S = svernante*

L'agricoltura biologica, a differenza della convenzionale, utilizza la biodiversità come strumento agronomico. La maggioranza degli studi sull'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. Inoltre, nelle aziende biologiche sono state rilevate una volta e mezzo in più di specie di artropodi e il doppio di specie invertebrate. Sempre rispetto al convenzionale, 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).

L'Unione Europea, al fine di preservare la biodiversità, ha istituito Natura 2000, una rete di siti ecologici considerati di grande valore come habitat naturali, in virtù degli esemplari di fauna e flora ospitati. Nella rete Natura 2000, come esposto più nel dettaglio nel capitolo 4, ricadono diversi tipi di siti, come le zone di protezione speciale (ZPS) e i siti di interesse comunitario (SIC).

## **2.6 Qualità dell'acqua**

L'acqua è una risorsa limitata per la quale esiste una crescente conflittualità d'uso fra diverse domande (agricoltura, fabbisogni alimentari, industria, ecc.), accentuata anche dal progressivo scadimento della sua qualità per effetto dei processi di inquinamento. La qualità dell'acqua, in molte zone, presenta scadimenti tali da limitarne l'impiego, con gravi conseguenze sulle attività umane e produttive, nonché sull'ambiente. In Italia, lo stato di salute di molti corpi idrici risulta preoccupante a seguito dell'immissione di reflui non depurati o parzialmente depurati. L'agricoltura contribuisce in modo massivo alla domanda di acqua, e dunque è fortemente interessata alla sua valorizzazione e alla sua conservazione. All'interno del territorio agricolo, l'acqua subisce una serie di trasformazioni delle proprie caratteristiche che ne determina 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. Il terreno agrario può agire da filtro, restituendo acque migliori di quelle in ingresso, o da sorgente diffusa di inquinamento. 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>6</sup>, la presenza di elementi traccia tossici e di sostanze organiche di origine sintetica; parametri fisici come la temperatura, il colore e la torbidità, ed infine 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. In quest'ultimo si possono distinguere fonti diffuse e puntiformi. L'inquinamento diffuso viene identificato principalmente con quello provocato dalle attività agricole e dalle attività ed opere inerenti la viabilità. Si caratterizzano per il fatto che 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.

Il processo di inquinamento dei corpi idrici si realizza con diverse modalità, a seconda che si tratti di corpi idrici superficiali o sotterranei. Passaggio comune è la genesi, che prende luogo all'interno degli appezzamenti coltivati. Segue il trasporto, che avviene secondo flussi prevalentemente orizzontali nelle zone di bassa pianura, poco permeabili ed organizzate con una rete più o meno fitta di fossi, scoli e collettori che attraversano il territorio agricolo; avviene invece con un movimento verticale nelle zone di alta pianura e più permeabili. La terza fase è la consegna al corpo idrico recettore che può essere un corso d'acqua principale, un acquifero profondo o il mare.

I principali agenti inquinanti di origine agricola 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;

---

<sup>6</sup> SAR - ione sodio in rapporto al magnesio; BOD - domanda biologica di ossigeno; COD - domanda chimica di ossigeno.

- 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.

Se da una parte l'agricoltura origina uno scadimento qualitativo dell'acqua, dall'altra può contribuire in maniera decisiva al suo disinquinamento, non solo limitando le perdite dai terreni agrari, ma anche soprattutto attraverso il trattamento di acque inquinate con processi naturali all'interno del territorio agricolo. Per ridurre i carichi complessivi di inquinanti di origine agricola si può intervenire attraverso strategie miranti alla riduzione delle concentrazioni di sostanze inquinanti nelle acque e/o dei volumi di flusso. Ad esempio, considerando il problema dell'azoto le diverse azioni possono essere:

1. utilizzare al meglio i vari tipi di reflui organici aziendali e ricorrere a concimi chimici per integrare le eventuali carenze, privilegiando la diversificazione delle fonti;
2. impostare i piani di concimazione considerando l'intero ciclo colturale e non esclusivamente le singole colture; inoltre, calcolare le dosi di elemento da apportare in relazione alle effettive asportazioni;
3. valutare l'opportunità di ridurre le dosi di elemento da apportare sopportando contenute contrazioni delle rese produttive;
4. sfruttare gli effetti positivi offerti dagli avvicendamenti, dalle concimazioni organiche o dalle leguminose;
5. evitare le distribuzioni di concimi chimici in epoche lontane dal ciclo colturale e privilegiare gli apporti in copertura.

La riduzione dell'impatto dell'agricoltura sulla qualità delle acque si può conseguire con l'adozione di razionali tecniche di coltivazione, oggi indicate come buone pratiche agricole (BPA), le quali trovano anche sostegno economico nelle misure comunitarie.

Una di queste pratiche è la riduzione dei volumi di acqua consegnata ai collettori attraverso drenaggio controllato.

Consiste nel limitare, con opportuni dispositivi, i deflussi idrici dai terreni agrari, eliminando solo l'acqua degli strati più superficiali che potrebbe danneggiare la coltura o ostacolare la tracciabilità dei campi. Tale pratica limita, ad esempio, le

perdite di azoto, grazie alla riduzione del volume di acque di drenaggio e all'incremento dell'attività di denitrificazione nel terreno.

In ambienti di pianura caratterizzati da intensa attività agricola, un importante passo verso la salvaguardia delle risorse idriche consiste nel mettere a riposo una fascia di terreno che separi il coltivo dal corso d'acqua e agisca da tampone sugli inquinanti trasportati dai deflussi di origine agricola (fascia tampone o buffer strip). Tale pratica, nota con il nome di fitodepurazione, sfrutta il sistema suolo-vegetazione come filtro naturale per la depurazione dell'acqua, e fornisce così un vero e proprio servizio per la collettività. L'efficacia depurativa della fascia tampone ripariale sui deflussi superficiali e sotto superficiali è dovuta all'azione dei vegetali che: i) assimilano, trasformano e immagazzinano i nutrienti presenti nel terreno; ii) ritengono il sedimento e gli inquinanti ad esso adsorbiti; iii) svolgono un'azione di supporto all'attività metabolica dei microrganismi, specialmente dei batteri denitrificanti; iv) condizionano il microclima e il trofismo dell'ambiente acquatico.

All'interno dei sistemi di fitodepurazione, quelli di aree umide (wetlands) consistono nella realizzazione di bacini in cui l'acqua viene fatta defluire lentamente in modo da favorirne la depurazione naturale. In condizioni naturali, le aree umide hanno proprietà peculiari fra gli ecosistemi: sono frequentemente coperte da fitta vegetazione e ospitano una moltitudine di animali, fra cui mammiferi, uccelli, rettili anfibi pesci. Tale ricchezza, associata alla notevole disponibilità di acqua, rende gli ambienti wetland fra gli ecosistemi più produttivi della terra. Inoltre, proprio perché l'attività biologica delle wetlands è più intensa di quella degli altri ecosistemi, esse possono trasformare inquinanti comuni che si trovano nelle acque reflue in prodotti biologici innocui o in nutrienti essenziali. La vegetazione presente nelle zone umide riduce i volumi del refluo, attraverso l'assorbimento radicale e la traspirazione fogliare, assorbe ed asporta fitonutrienti ed elementi tossici, svolge un'azione stabilizzante del substrato, filtra i reflui e funge da supporto alla popolazione microbica.

Per quanto riguarda la situazione qualitativa dell'acqua all'interno dell'UE, il fosforo e l'azoto costituiscono il principale elemento di scadimento, continuando a provocare l'eutrofizzazione delle acque di superficie. L'utilizzo di tecniche più avanzate di trattamento delle acque reflue e la diminuzione delle emissioni provenienti dai grandi complessi industriali fra il 1980 e il 1995 hanno determinato in

molti paesi un calo degli scarichi di fosforo nei fiumi compreso fra il 40 e il 60%. Sebbene le concentrazioni di fosforo nelle acque superficiali siano diminuite in misura significativa, in circa un quarto dei siti fluviali monitorati continuano ad essere dieci volte superiori rispetto a quelle delle acque di buona qualità. L'azoto, la cui principale fonte di emissione è il settore agricolo, non crea problemi particolari nei fiumi, ma può determinare notevoli difficoltà una volta trasportato fino al mare; le emissioni devono pertanto essere ulteriormente contenute al fine di tutelare l'ambiente marino.

La qualità delle acque sotterranee risente dell'aumento delle concentrazioni di nitrati e pesticidi utilizzati in agricoltura. Le concentrazioni di nitrati, basse in Europa settentrionale, raggiungono invece livelli elevati in numerosi paesi dell'Europa occidentale e orientale, superando spesso i valori limite fissati dall'UE.

Sebbene fra il 1985 e il 1995 l'impiego di pesticidi in UE sia diminuito, ciò non ha comportato necessariamente una riduzione dell'impatto ambientale, dato il cambiamento della gamma di pesticidi in uso. Le concentrazioni di determinati pesticidi nelle acque sotterranee supera spesso le concentrazioni massime fissate dall'UE. In molti paesi si segnalano inoltre gravi contaminazioni dovute a metalli pesanti, idrocarburi e idrocarburi clorati.

In numerose regioni europee sono in atto politiche integrate di salvaguardia delle acque interne, come per esempio nelle regioni del Mare del Nord, del Mar Baltico, del Reno, dell'Elba e del Danubio. Benché siano stati già ottenuti risultati importanti, una più stretta integrazione delle politiche ambientali con le politiche economiche continua a rappresentare una sfida per il futuro.

La politica agricola, in particolare, rappresenta lo strumento chiave per intervenire sulle emissioni provenienti da fonti diffuse, anche se ciò continua a porre difficoltà di natura tecnica e politica. Ne è un esempio la direttiva nitrati che, sebbene consenta un miglioramento considerevole della qualità delle acque, la sua efficacia dipende dalla misura in cui gli Stati membri determinano le aree sensibili e le zone vulnerabili.

Ad ogni modo, per una corretta gestione della risorsa acqua, 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.

## **2.8 Qualità dell'aria**

Il Protocollo di Kyoto (1997), sottoscritto dalla maggioranza dei paesi europei, prevede l'impegno di riduzione o stabilizzazione delle emissioni di gas a effetto serra, in particolare di ossido di carbonio. Studi di simulazione hanno ampiamente riconosciuto la capacità del suolo di immagazzinare ossido di carbonio, in particolare in presenza di certe pratiche colturali. Queste ultime, hanno un effetto diretto sulla produzione di gas dell'agricoltura, di entità non trascurabile (Borin, 2000), basti pensare che in Italia si stima che l'agricoltura produca quasi il 10% dei gas serra rilasciati dall'intero paese nell'atmosfera. In particolare, al settore primario è imputata una proporzione del 60% delle emissioni di metano e del 40% di ossidi di azoto rispetto alle emissioni totali (UNEP, 1998). Le principali fonti gassose sono rappresentate dagli allevamenti, dai fertilizzanti e da alcuni prodotti chimici, dalle combustioni di carburanti e di biomasse. Dagli allevamenti in particolare scaturiscono metano, ossidi di azoto, ammoniaca ed ossidi di carbonio. Il flusso e la natura delle emissioni dipende dai metodi di allevamento, di alimentazione del bestiame, e di stoccaggio e spargimento in campo della sostanza organica. Le pratiche adottate negli allevamenti intensivi accelerano significativamente tali emissioni.

Per quanto riguarda le colture, le emissioni dipendono dal grado di copertura e di lavorazione del terreno, dalla fertilizzazione e dalla struttura del suolo. Le pratiche colturali che restituiscono, invece di asportare, la sostanza organica del suolo esaltano la capacità di assorbimento gassoso del suolo. Inoltre, la capacità del suolo di convertire gas (es. metano) in composti meno nocivi (es. ossido di carbonio), si riduce con l'intensità di coltivazione. Infine, la copertura del suolo e la restituzione di terreni agricoli al bosco o alle aree naturali, possono incentivare i processi di

conversione e assorbimento di gas dall'atmosfera. Attualmente non esistono stime di bilancio dei gas a effetto serra per il settore agricolo. Tuttavia, in Francia uno studio ha evidenziato un aggravamento del deficit di bilancio del settore negli ultimi dieci anni, soprattutto in seguito all'estensione delle aree coltivate (IFEN, 1997).

Ponendo l'attenzione all'agricoltura biologica, il bando dei pesticidi sintetici, riduce significativamente l'inquinamento dell'aria da particolari composti chimici. Alcuni autori evidenziano che l'agricoltura biologica emette inferiori volumi di gas a effetto serra, in particolare di anidride carbonica, pari a circa la metà per unità di superficie coltivata rispetto all'agricoltura convenzionale. Le ragioni di questo miglioramento sono da attribuirsi alla sostituzione di fertilizzanti azotati di sintesi con prodotti organici. Inoltre il potenziale di emissione di ossidi di azoto e metano inferiore rispetto al metodo convenzionale per la minore densità per unità di superficie e l'uso meno frequente di sostanza organica liquida e di prodotti azotati di sintesi. Il mantenimento di livelli mediamente più elevati di sostanza organica nel suolo, facilita l'assorbimento dell'anidride carbonica presente nell'atmosfera. Complessivamente si calcola che lo sviluppo della funzione di assorbimento del suolo, consente un immobilizzo di un volume di anidride carbonica equivalente a 15 anni di combustione di carburanti fossili (Niggli *et al.*, 2007).

*Quando l'ultima fiamma sarà spenta,  
l'ultimo fiume avvelenato, l'ultimo pesce catturato,  
allora capirete che non si può mangiare denaro  
(Toro Seduto)*

### **3 Il valore monetario delle esternalità**

Come visto nei capitoli precedenti, ai beni e servizi ambientali spesso non è associato un prezzo di mercato e può esistere una forte incertezza sul loro vero valore e significato. Inoltre molte risorse ambientali sono beni pubblici e ciò costituisce un'ulteriore caratteristica che rende difficile l'evoluzione dei mercati di tali beni.

Tuttavia, i singoli consumatori e i responsabili delle decisioni politiche devono avere un metro di misura per valutare le proprie scelte, di conseguenza risulta fondamentale conoscere esattamente cosa viene scambiato e in cambio di che cosa. Questo è possibile soltanto se si dispone di un valore economico dei beni ambientali; la teoria economica ha quindi sviluppato delle tecniche in base alle quali possono essere attribuiti tali valori (Turner *et al.*, 1994).

La valutazione economica dei beni ambientali che non hanno un mercato può essere più o meno imperfetta, a seconda del bene che deve essere valutato e del contesto ambientale ed economico cui esso si riferisce. Ciò nonostante, una valutazione formulata in maniera esplicita può rappresentare comunque uno strumento a beneficio delle considerazioni dei responsabili politici e del pubblico.

Le diverse tipologie di valutazione possono essere classificate in base all'unità di misura impiegata nella valutazione e alla procedura utilizzata per stimarla: non monetari/monetari, mercati reali/rendita del consumatore (tabella 8).

I metodi di valutazione non monetaria sono indagini di carattere tecnico dove ciascun bene viene valutato in base al parametro tecnico più idoneo ad esprimerne lo stato. Questa categoria rientra nelle valutazioni di impatto ambientale (VIA) e sono tecniche che utilizzano delle analisi multiattributo.

Una seconda tipologia di valutazione è quella monetaria, la quale può essere suddivisa in tre filoni principali: i) i metodi di valutazione che si rifanno a procedure di tipo convenzionale e impiegano coefficienti correttivi da applicare ai prezzi di mercato o ai costi; ii) i metodi che si richiamano all'estimo tradizionale, utilizzati per la valutazione delle esternalità prodotte da

beni misti nelle stime legali e nell'ambito di procedure di analisi costi e benefici. Dove il valore del bene ambientale viene individuato associando ad esso un opportuno aspetto economico; iii) le metodologie che si richiamano all'estimo moderno, utilizzano un metro monetario e dimensionano il valore del bene all'utilità percepita con la sua fruizione. Queste implicano la stima della funzione di domanda del bene oggetto di valutazione e si differenziano in base alla modalità di elicitazione della stessa (Centemerì, 2004).

**Tabella 8 – Tipologie di valutazione del bene ambientale.**

Tipo di valutazione	Unità di misura	Metodo di valutazione
Non monetaria	Parametri tecnici	VIA
Monetaria	Valori convenzionali	Coefficienti tecnici applicati a prezzi di mercato
	Prezzi di mercato (estimo tradizionale)	Valore di produzione Valore complementare Valore di surrogazione Valore di trasformazione
	Surplus del consumatore	Indiretti (es. Costo di viaggio, Metodo edonometrico) Diretti (es. Valutazione contingente)

### 3.1 Il valore economico totale

Pur non avendo ancora raggiunto un accordo generale sulla terminologia, gli studiosi di economia dell'ambiente hanno fatto dei 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 il soggetto umano, che è colui che attribuisce un valore, e gli oggetti, ossia le cose 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 (Hove, 1990; Defrancesco, 2007). La moneta, quindi, come espressione delle preferenze degli individui, un'unità di misura che esprime il guadagno o la perdita di benessere (utilità) che questi soggetti attribuiscono ad un oggetto.

Il valore economico totale associato ad un bene ambientale o naturale, è dato dalla "somma" di varie componenti. Come accennato precedentemente, sebbene la letteratura a

riguardo sia molto ampia, non vi è accordo né sulla terminologia, né tanto meno sulle componenti del VET (Pearce *et al.*, 1989). Tali contrasti scaturiscono in parte dalla novità dell'approccio ed in parte dalla soggettività della scala di valori<sup>7</sup> 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 (Mc Connell, 1993; Chen, 2003; Defrancesco, 2007).

Inoltre, 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, alcuni scienziati hanno sostenuto che il contributo totale delle singole specie e dei processi individuali al servizio complessivo di sostegno alla vita fornito dagli ecosistemi non è 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<sup>8</sup>, 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. Tuttavia, questi non può riuscire ad afferrare completamente il valore secondario totale (VST) perché alcune funzioni risultano difficili sia da analizzare scientificamente come da valutare monetariamente. 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.

---

<sup>7</sup> Il valore di un bene è basato sulla interazione tra la scala di valori di colui che valuta e gli oggetti da valutare.

<sup>8</sup> Resilienza = capacità di resistere a shock inattesi, Stabilità = determinata dai tempi necessari per tornare allo stato originario, Persistenza = capacità di durare nel tempo.

Come affermarono Bateman e Turner nel 1993:

*Ogni ecosistema fornisce una sorgente e uno stock di valori primari VP;*

$$VPT = \sum VP;$$

*l'esistenza di un ecosistema salubre garantisce una serie di funzioni e servizi (valutabili anche con il metodo delle preferenze individuali) uguale a VST;*

$$VST = \sum VS; VT = VPT + VST$$

$$\text{e } VT > VST; VST \geq VET$$

*dove VET = Valore d'Uso VU + Valore di Non Uso VNU.*

Il concetto di VET, in termini di "comparabilità forte"<sup>9</sup> (O'Neill, 1993) si rende utile sia in una prospettiva di "commensurabilità forte" (misura comune cardinale) sia in una di "commensurabilità debole" (misura basata su scala ordinale).

L'analisi costi-benefici "standard" poggia sull'assunto di commensurabilità forte, mentre l'approccio degli standard di sicurezza minimi può essere visto nell'ottica della commensurabilità debole. Anche in un contesto di "comparabilità debole"<sup>10</sup>, considerata il fondamento filosofico dell'analisi multicriteri (Munda, 1997), il VET è in grado di ricoprire un proprio ruolo. Ad esempio, De Groot (1992), combinando valutazioni economiche ad altre qualitative, elabora un valore socioeconomico vettoriale (con misure cardinali e ordinali) per il Parco Nazionale delle Galapagos.

Le nozioni di VP e VS, elementi caratterizzanti la prospettiva di sostenibilità forte, possono controbilanciare le critiche riferite all'approccio convenzionale delle valutazioni economiche (Ehlich P.R. e Ehlich A.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.

---

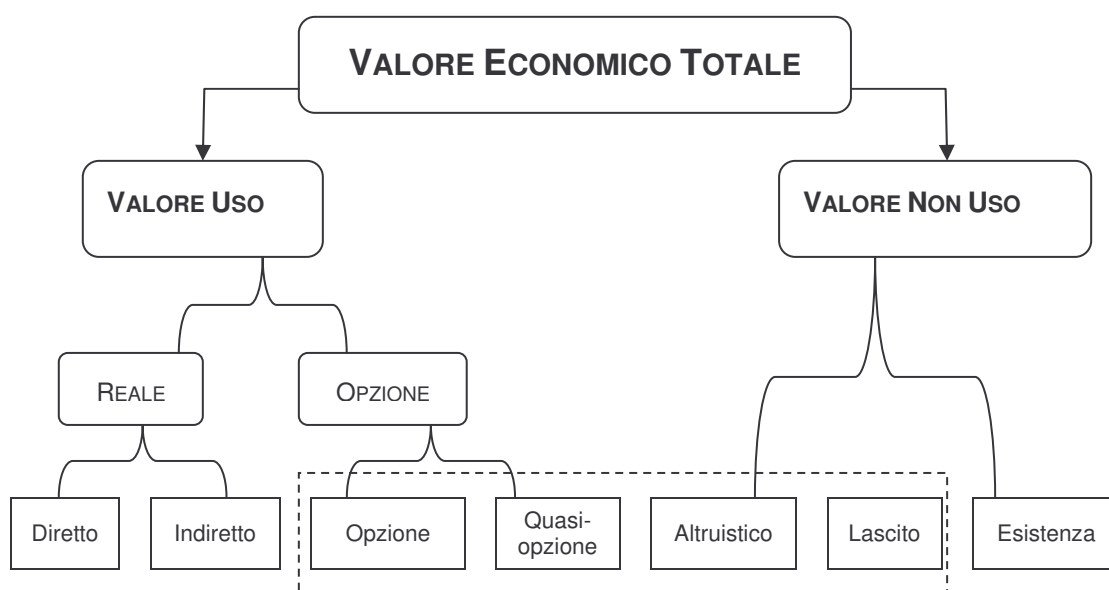
<sup>9</sup> L'esistenza di un solo termine di paragone per la classificazione.

<sup>10</sup> La presa d'atto dell'incommensurabilità tra dimensione economica e ambientale.

In base ai principi dell'economia ambientale, il valore economico totale è dato dalla somma del valore d'uso e del valore di non uso o passivo. Entrambi sono valori secondari, visto che il valore primario del sistema aggregato non è incluso nel VET.

Esistono diverse possibili schematizzazioni dei valori d'uso e non uso, di seguito ne viene riportata una (figura 2).

**Figura 2 - Schematizzazione del Valore Economico Totale (VET).**



Il valore d'uso è legato all'utilità percepita dagli individui con la loro fruizione ed al suo interno si distingue un valore d'uso reale e un valore d'uso di opzione. Il primo (valore d'uso reale) deriva da un godimento effettivo del bene dovuto al suo utilizzo concreto. È definito diretto nel caso in cui le risorse siano direttamente impiegate dall'uomo a fini economici, con consumo (prelievo d'acqua, uso di suolo) o senza consumo (visite, escursioni) delle stesse. È invece indiretto quando le risorse non sono impiegate direttamente dall'uomo, ma determinano comunque effetti economici dati dalla risorsa come produzione di servizi essenziali per altre risorse, ne sono un esempio la fotosintesi o la fissazione del carbonio (Barbier, 1989).

Per quanto riguarda il valore di opzione, per alcuni Autori tale valore rientra nei valori d'uso mentre per altri nel valore di non uso. È da sottolineare che, nelle diverse classificazioni, più si entra nel dettaglio e più i confini tra una categoria e l'altra vanno considerati in termini sfuocati.

Il valore d'uso d'opzione è dovuto all'utilizzo futuro o potenziale del bene. Entrambi sono essenzialmente espressione delle preferenze (disponibilità a pagare) nei riguardi della

conservazione dei sistemi ambientali o di componenti di tali sistemi, e riflettono il fatto che con una certa probabilità l'individuo potrà farvi ricorso in una data futura. Dato che l'incertezza che circonda l'utilizzazione futura corrisponde a un'incertezza che si riferisce all'offerta da parte dell'ambiente, la teoria economica stabilisce che il valore d'opzione è probabilmente positivo. Generalmente è la disponibilità a pagare (WTP) espressa dal soggetto per garantirsi la possibilità di utilizzazione futura della risorsa (es. paesaggio, biodiversità). 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. Il valore di quasi opzione esprimerebbe quindi la possibilità di mantenere tutte le opzioni di uso future in presenza di incertezza e irreversibilità. Per il calcolo del VET, al valore d'uso viene sommato il valore di non uso o passivo. Questo comprende tutti quei valori che non sono in alcun modo legati all'uso del bene.

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 d'uso passivo. Quest'ultimo termine, infatti, sembra 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 il riflesso delle preferenze individuali, che tuttavia 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), consiste nel riconoscimento del valore della natura stessa del bene e sussiste anche qualora non ci fosse l'individuo che ne esprime una preferenza (ad esempio il mantenimento delle specie rare) (Turvari, 2006). Il 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, 2007). 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, 2007).

### 3.2 Valori dello sviluppo e conservazione

Con la valutazione economica, i valori ambientali sono supportati e rafforzati nel loro contenuto informativo che spesso latita nel confronto con altri valori presenti nel processo decisionale. In questa condizione di inferiorità relativa si corre il rischio di assumere delle decisioni che alterino irreversibilmente la risorsa ambientale. Se i benefici dello sviluppo sono facilmente monetizzabili, quelli della preservazione/conservazione non lo sono, per il fatto che nella valutazione occorre tenere presenti interessi e obiettivi di soggetti che possono anche non essere utenti diretti del bene. Di conseguenza, una valorizzazione sbilanciata verso i valori di mercato potrebbe mettere in pericolo, nel medio-lungo periodo, i beni ambientali in oggetto. I valori di scambio, quindi, se presi come unico criterio di valutazione possono compromettere irreversibilmente gli elementi che costituiscono il valore sociale e culturale di una risorsa e che sono collegati alla sua "qualità".

Di fronte a una decisione riguardante un processo di sviluppo (s) o uno di conservazione (c) aventi per oggetto un determinato bene ambientale, dal confronto fra benefici (B) e costi (C) rispettivi emergono i seguenti criteri di condotta:

- se  $B_c - C_c > B_s - C_s$  sarà preferita l'opzione conservativa.
- se  $B_s - C_s > B_c - C_c$  sarà preferita l'opzione di sviluppo (1)

In un'ottica temporale, tali benefici e costi vengono attualizzati applicando in tasso di sconto sociale, ad esempio:  $\sum_t (B_s - C_s)_t (1+r)^{-t}$ . Come indicatore dei benefici della

conservazione ( $B_c$ ) è possibile utilizzare il VET, che misura il valore totale (VT) sostenibile relativo alla risorsa. La disuguaglianza (1) diventa quindi:

$$\sum_t (B_{s,t} - C_{s,t})(1+r)^{-t} > \sum_t (VET_t - C_t) (1+r)^{-t}$$

Il VET ha connotato un'idea di sostenibilità: i valori d'uso diretto sono associati alla dimensione economica, quelli d'uso indiretto si associano alla dimensione ecologica; il valore vicario e di lascito sono legati alla dimensione sociale. Come lo sviluppo sostenibile mira al raggiungimento di un compromesso tra le tre dimensioni che lo contraddistinguono, così il VET deve tener conto dei trade-off che interessano le sue parti. Ad esempio, il VET di un bosco non può essere valutato solamente dal valore del legname da opera o da ardere ricavato con un taglio raso degli alberi esistenti, perché preclude oltre ad altri valori d'uso i valori di non uso. Di conseguenza il valore totale coincide con il valore d'uso del legno tagliato, invece tagli successivi o saltuari sono compatibili con altre espressioni che formano il VET (Castellani, 1997). Il VET di una risorsa ambientale può assumere, quindi, due connotazioni: se i benefici d'uso sostenibile sono predominanti si ha un valore totale relativo allo sviluppo, se sono favoriti i benefici di non uso si ha un valore totale relativo alla preservazione. Quale dei due prevalga dipende da diversi fattori come l'irriproducibilità, la rarità, il carattere più o meno pubblico o la localizzazione.

### **3.3 Critiche alla valutazione ambientale monetaria**

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

Il problema della conoscenza, si collega a quanto detto precedentemente riguardo al valore primario e valore secondario. Gli Autori definiscono "trasparenza funzionale" la gamma di servizi che un ecosistema eroga. Il termine sottolinea le difficoltà nell'individuare e valutare alcune funzioni ecosistemiche che rimangono, irriconoscibili 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.* (1991; 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", per utilizzare i termini introdotti da Sagoff (1988). 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, dai prezzi, con i valori, decisi invece con i metodi classici della democrazia (voto, rappresentanza politica). Gli individui, in merito a determinate decisioni si comportano come cittadini e non come consumatori, le scelte dei primi sono contraddistinte da un concetto etico superiore rispetto ai secondi. 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. Etzioni (1988) introduce, quindi, l'idea di una "biutilità". 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>11</sup>.

Infine, vi è una critica che riguarda direttamente il VET e precisamente gli elementi che lo compongono. Vatn e Bromley 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.

### **3.4 Approcci alla valutazione**

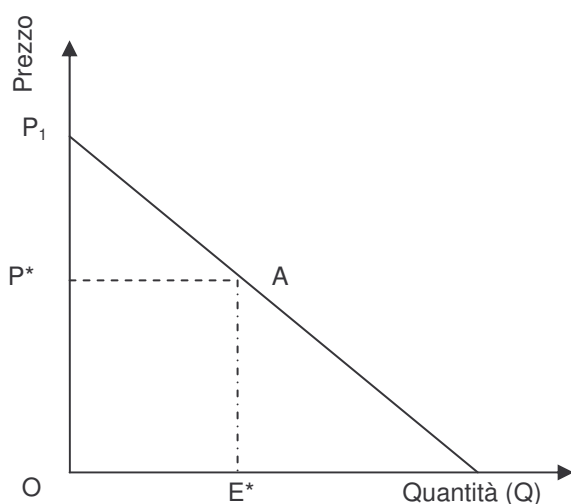
Come affermato in precedenza, il valore economico totale è dato dalla somma delle singole componenti individuate. Tuttavia, il contributo di ognuna di esse dipende dalla natura del bene/servizio (riproducibile/irriproducibile; surrogabile/non surrogabile),

---

<sup>11</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).

dall'attuale disponibilità, dalla domanda, dal livello di protezione od opportunità di fruizione del bene/servizio e dalle aspettative future circa tali fattori, nonché dalle caratteristiche dei consumatori e dei cittadini in generale come ad esempio il reddito, il grado di informazione, l'orientamento etico, morale e ideologico, l'approccio forte/debole alla sostenibilità e la disponibilità al rischio e all'incertezza.

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  $P = f(E)$  dove tale funzione configura la disponibilità a pagare (DAP o WTP) per una quantità del bene.



Se la quantità disponibile del bene è  $E^*$  e nell'ipotesi esista un mercato, la domanda è tale che il prezzo di mercato risulterebbe  $P^*$ . Tuttavia, la DAP non è solamente la spesa sostenuta per il bene ( $OP^*AE^*$ ) ma anche ciò che sarebbero disposti a spendere i consumatori per quantità inferiori del bene. Il valore del bene, ossia la DAP, è data quindi dalla somma di spesa

( $OP^*AE^*$ ) e di surplus del consumatore ( $P^*P_1A$ ), per cui dall'area  $OP_1AE^*$ . Il problema è come lo si misura, dal momento che non esiste un mercato per tali beni in cui osservare il comportamento di domanda e definire, quindi, la curva di domanda del bene ambientale. In sostanza, l'idea di fondo per la valutazione è proprio quella di "ricostruire" in qualche modo una situazione di mercato per poter fare esprimere una domanda. Esistono due modi per "ricollegare" il bene ambientale ad un mercato: o ricorrendo a mercati esistenti (mercati surrogati) o creando un mercato ipotetico. Di conseguenza si può parlare di metodi di valutazione indiretti e diretti. Nei metodi di valutazione indiretti,

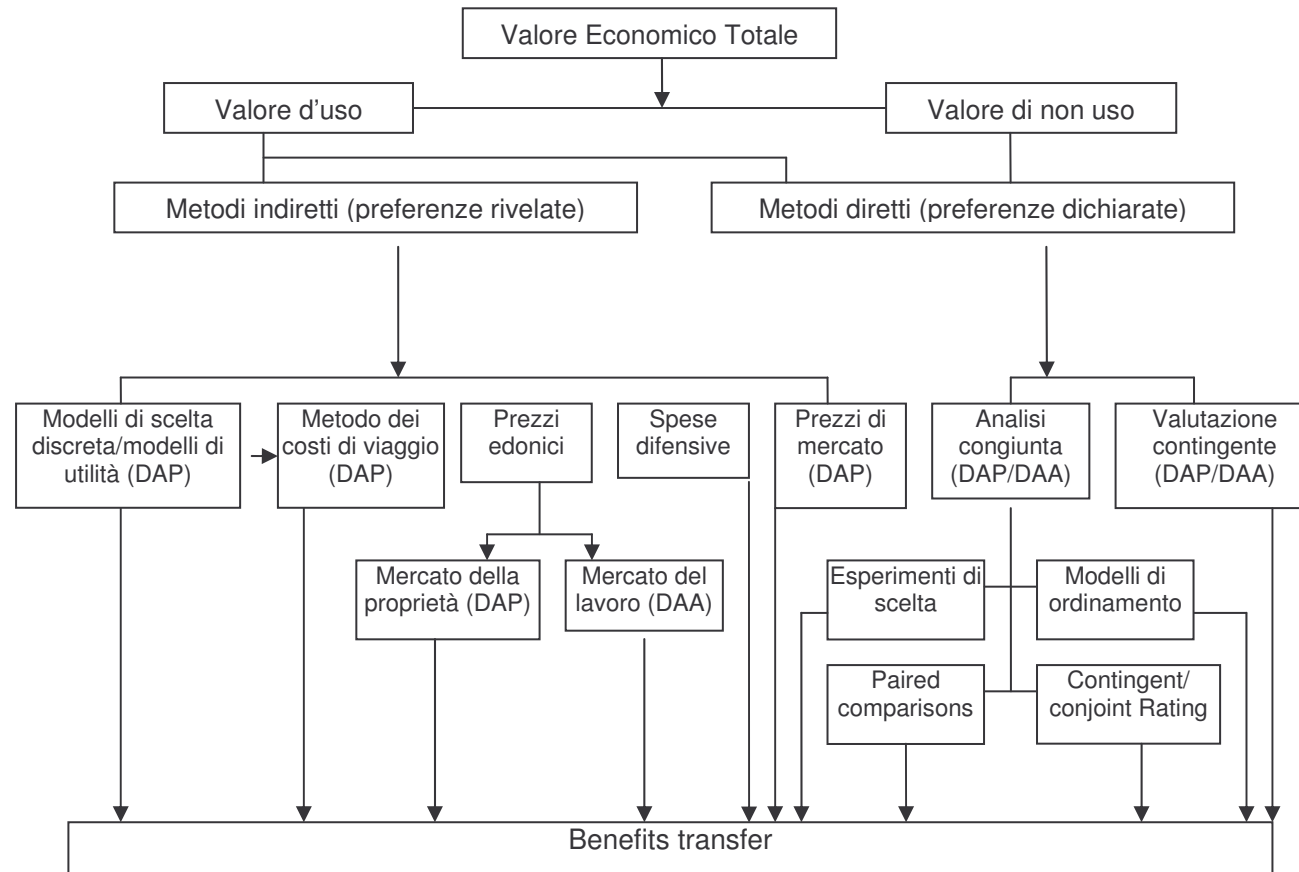
il valore del bene ambientale si ottiene "attraverso" il valore di un bene ad esso collegato di cui esiste una valutazione di mercato. Di questa categoria fanno parte il metodo delle spese difensive, il metodo del prezzo edonico e il metodo del costo di viaggio. Si parla di metodi di valutazione diretti, invece, quando il valore del bene ambientale si ottiene facendo esprimere il potenziale consumatore, "costruendogli" un mercato ipotetico della risorsa. Rientrano in questa categoria i metodi della valutazione contingente e i metodi sperimentali (experimental auctions).

I metodi indiretti consentono di ricostruire solo il valore d'uso diretto mentre i metodi diretti possono cogliere tutto il VET. In figura 3 viene riportata una possibile schematizzazione delle diverse metodologie. Tuttavia è da rilevare che, anche in questo caso, gli Autori propongono diversi tipi di classificazione. Ad esempio, Turner *et. al.* (1994) propongono di suddividere i metodi di valutazione monetaria in approcci delle curve di domanda di cui fanno parte i metodi delle preferenze espresse e i metodi delle preferenze rilevate e gli approcci senza curve di domanda, di cui fanno parte i metodi di risposta alla dose, i costi di sostituzione, il comportamento riduttivo e il costo opportunità. Defranceco *et.al.* (2006), invece, affinano la suddivisione proponendo tre approcci diversi alla valutazione: preferenze imputate, preferenze rilevate e preferenze dichiarate. Del primo approccio fanno parte i metodi di valutazione del costo delle spese difensive, il costo di ripristino e il costo di surrogazione. Fra le preferenze rilevate invece afferiscono i metodi di valutazione dei prezzi di mercato, del costo di viaggio e i prezzi edonici. Mentre, fra le preferenze dichiarate vi è la valutazione contingente e la conjoint analysis.

Di seguito saranno affrontati brevemente solo alcuni metodi di valutazione, non essendo scopo centrale della presente tesi un'ampia trattazione degli stessi.

Una trattazione più approfondita sarà invece riservata per la metodologia del Benefit Transfer, in quanto è il metodo valutativo attraverso il quale sono state stimate le esternalità dell'agricoltura biologica e convenzionale, nel presente studio.

**Figura 3 - Schematizzazione delle diverse metodologie per ricavare il VET**



### 3.4.1 Metodi di valutazione indiretti

I metodi indiretti utilizzano i rapporti che si instaurano fra beni ambientali e beni privati durante l'attività di consumo. Questo è possibile perché durante la fruizione del bene ambientale esiste una complementarità con il consumo dei beni privati, il cui prezzo è facilmente ritraibile. Tramite la costruzione di una curva di domanda dei beni e dei servizi privati coinvolti nella fruizione della risorsa ambientale è quindi derivabile la funzione di domanda di quest'ultima. Tali metodologie non permettono di determinare il valore di non uso della risorsa in quanto premettono un effettivo utilizzo del bene. Di seguito vengono illustrate due metodologie di valutazione indiretta.

#### *Metodo del prezzo edonico*

Il metodo dei prezzi edonici (MVE) tenta di valutare i servizi ambientali la cui presenza influisce direttamente su determinati prezzi di mercato. Consiste nel trovare un mercato reale di un bene il cui valore dipende, tra le altre cose, dal bene ambientale. Classici casi del MVE sono il prezzo degli immobili ed il salario di lavori in condizioni ambientali difficili. Prendendo come esempio il primo caso, generalmente si procede osservando i prezzi delle case in un mercato immobiliare. I prezzi delle abitazioni subiscono l'influenza di molti fattori come il numero delle stanze, l'ampiezza del giardino, ecc., ma anche la qualità dell'ambiente del luogo. Di conseguenza, se è possibile tenere sotto controllo i fattori non ambientali, per esempio studiando abitazioni con lo stesso numero di stanze, stessa estensione, ecc. è possibile dimostrare che ogni ulteriore differenza nel prezzo dell'abitazione è il risultato di differenze ambientali (Turner *et al.*, 1994). È quindi il riflesso di esternalità positive e negative del luogo. Tale approccio nell'estimo tradizionale viene identificato nel valore complementare. Ossia, come sottolinea Di Cocco (1960), il valore che un bene assume in funzione del valore del contesto dove è collocato. Il metodo edonimetrico mira proprio ad individuare il valore complementare e si rileva particolarmente utile nella valutazione di danni ambientali che si riflettono sul valore patrimoniale degli immobili (Defrancesco *et al.*, 2006; Merlo, 1990; Defrancesco e Merlo, 1991). Infatti, non potendo acquistare un appartamento separatamente dalla sua ubicazione, i prezzi dipenderanno da un insieme di caratteristiche intrinseche (metri

quadri, età, posizione) ma anche dalla qualità ambientale (rumorosità, inquinamento, paesaggio).

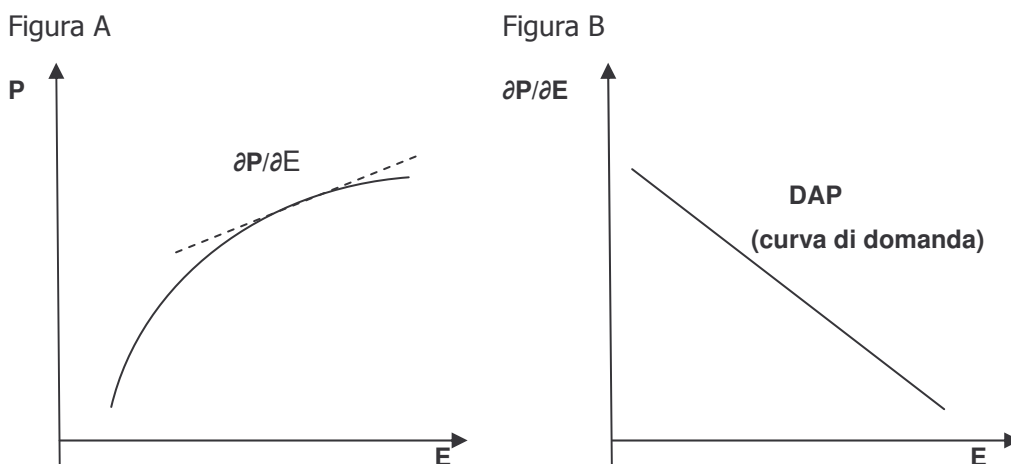
Il metodo procede in due fasi: la prima consiste nella stima della relazione tra il prezzo di mercato e la qualità dell'ambiente, la seconda nella derivazione della curva di domanda (DAP) (Figura 4). Inizialmente si deve stabilire una relazione funzionale tra il prezzo dell'immobile (P), le sue caratteristiche intrinseche (X) e la qualità ambientale (E).

$$P = f(X, E)$$

Successivamente, si cerca di isolare l'effetto di (E) su (P). In particolare, tenute costanti le caratteristiche intrinseche, si osservano le variazioni di (P) al variare di (E), individuando così  $(\partial P/\partial E)$ , ossia la pendenza della curva. Siccome (P) indica la (DAP) esplicita per l'immobile, tale pendenza indicherà la (DAP) per un'unità aggiuntiva di qualità ambientale. Se la pendenza diminuisce al crescere di (E), la (DAP) sarà negativamente correlata con (E), esattamente come la curva di domanda (figura 4A).

La pendenza della curva  $P = f(X, E)$  al variare di (A) definisce la (DAP) aggregata per vari livelli di (E) e quindi la curva di domanda da cui è possibile calcolare il valore del bene ambientale in questione (figura 4B).

**Figura 4 - Metodo del prezzo edonico**



Anche se l'approccio del MVE appare sufficientemente robusto, la sua applicazione pone alcuni problemi. In primo luogo la sua implementazione non risulta facile. In quanto, la stima della relazione fra il prezzo dell'abitazione e la qualità dell'ambiente circostante richiede un significativo numero di osservazioni in grado di rappresentare

l'effetto dei diversi fattori che esercitano l'influenza sul prezzo dell'abitazione. Inoltre, il mercato immobiliare può essere condizionato da fattori esterni come ad esempio il mutamento di agevolazioni fiscali o dal livello dei tassi d'interesse da parte dello stato (Turner *et al.*, 1994).

#### *Metodo del costo di viaggio*

L'utilizzo della funzione di spesa per il calcolo del surplus del consumatore e per la valutazione dei beni ambientali ha ispirato alcuni metodi per la stima monetaria dei beni pubblici, fra cui il costo di viaggio (Defrancesco *et al.*, 2006). Tale teoria, messa a punto da Clawson a partire da alcune intuizioni di Hotelling (1931) (Clawson, 1959), rappresenta un metodo di rilevazione delle preferenze e viene sovente utilizzato per misurare curve di domanda di luoghi di ricreazione, e attribuire un valore a beni ambientali con fruizione di tipo turistico-ricreativa. L'assunto sottostante il MCV consiste nel considerare i costi che si affrontano per visitare un certo luogo (ad esempio i costi del carburante) come misura che riflette il valore ricreativo del luogo stesso.

In sostanza si tratta di rilevare il numero di visitatori dell'area, le loro provenienze e il mezzo di trasporto, la frequenza delle visite, le spese sostenute per il viaggio, il tempo impiegato e l'attività non svolta per effettuare la visita stessa (Bresso, 1993). La somma di tutti questi valori per i diversi visitatori, più quella delle spese sostenute in loco per la visita, fornisce una stima monetaria grezza della domanda monetaria del pubblico per la protezione di quell'area, sulla base della quale occorre effettuare ulteriori elaborazioni. È possibile ricorrere a dei questionari per chiedere ai visitatori dei luoghi di ricreazione la località di provenienza e a partire da tali risposte, stimare il costo del loro viaggio e collegare quest'ultimo al numero di visite all'anno.

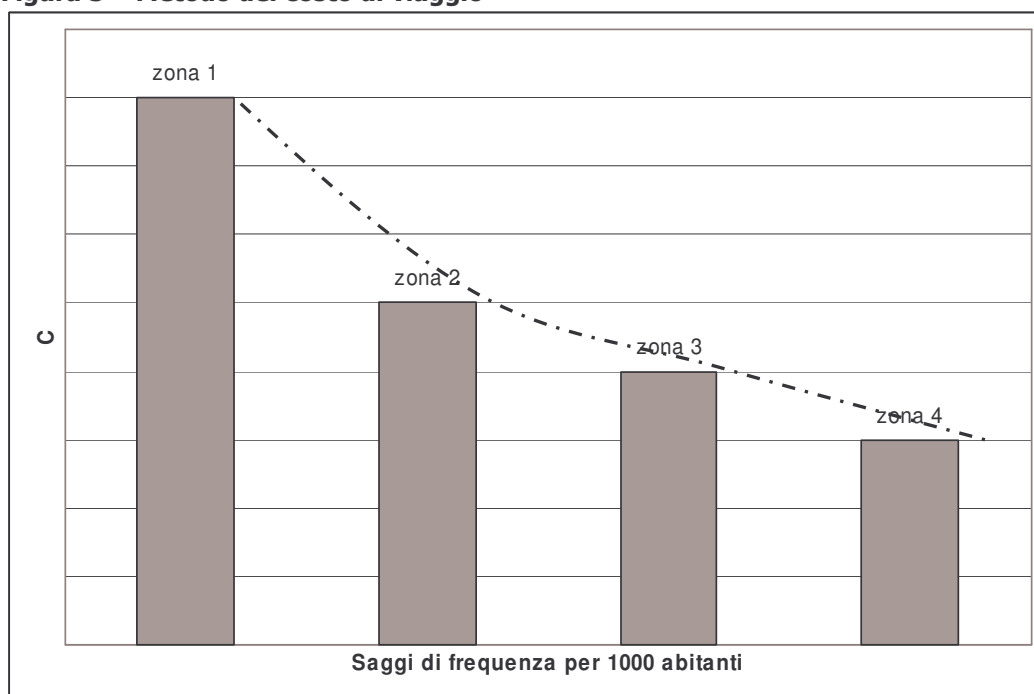
Se  $Q$  è il numero delle visite e  $C$  il costo di viaggio, avremo:

$$Q = f(C).$$

Questo costo, esplica la DAP per fruire del bene. Verosimilmente ogni singolo individuo compierà tante più visite quanto più basso sarà il costo di viaggio (figura 5). Oltre all'osservazione dei singoli comportamenti di spostamento, è necessario rilevare (mediante questionari) altri dati come il numero e la provenienza dei visitatori e i costi sostenuti per la visita.

Poiché il costo generalmente dipende di norma dalla distanza, il primo passaggio è dividere i visitatori per zona di provenienza e calcolarne la frequenza e il costo sostenuto. La curva di domanda (DAP) sarà dunque "ricostruita" su un numero sufficientemente elevato di differenti zone di provenienza. L'area sottesa dalla curva di domanda esprimerà la DAP totale, quindi il valore, assegnato da un consumatore rappresentativo. La domanda totale si otterrà con l'aggregazione della domanda individuale per il numero dei visitatori. Poiché le visite sono di norma valutate in un arco di tempo finito (per es. l'anno) l'effettivo valore d'uso del bene è la capitalizzazione della suddetta misura del benessere annuo.

**Figura 5 – Metodo del costo di viaggio**



Questo approccio da luogo in generale a una curva di domanda rappresentata da una relazione decrescente fra il costo di una visita e il numero di visite intraprese. Naturalmente altri fattori possono influire sul numero di visite effettuate, come ad esempio il reddito dei visitatori, spesso preso come fattore esplicativo del numero di visite all'anno. Altri fattori esplicativi includono il numero di luoghi di ricreazione alternativi disponibili per ogni visitatore, il loro interesse personale verso quel tipo di luogo, ecc..

Il MCV sembra a prima vista una tecnica relativamente diretta, tuttavia, presenta alcuni problemi applicativi. Innanzi tutto i costi del tempo; non bisogna tenere in

considerazione come costo del viaggio solo le spese per il carburante, anche il tempo ha un valore per gli individui, visto che il tempo trascorso durante un lungo viaggio automobilistico non può essere investito in altro modo. Sebbene tale costo dovrebbe essere aggiunto a quello di viaggio come riflesso del vero valore ricreativo che il visitatore ottiene dalla visita a un luogo, tuttavia tale valore risulta difficilmente quantificabile, di conseguenza non viene computato.

Bisogna tenere anche in considerazione il fatto che esistono viaggi con visite multiple. Se una persona visita diversi luoghi durante una stessa giornata di viaggio, ma gli si chiede di rispondere a un questionario MCV durante una di queste visite, bisogna individuare un criterio atto a suddividere i costi di viaggio di quell'individuo.

Inoltre esiste il problema dei luoghi sostitutivi. Un individuo può decidere di viaggiare 20 chilometri per visitare un luogo particolarmente interessante, mentre un altro caratterizzato da un gradimento relativo inferiore per quello stesso luogo può percorrere la stessa distanza provenendo da una direzione diversa, semplicemente perché non esistono altri luoghi disponibili vicini a casa.

Un ulteriore fattore di rilevante importanza e di cui bisogna tener conto è la possibilità di decisione d'acquisto di un'abitazione. È possibile, infatti, che gli individui che apprezzano maggiormente le qualità ricreative delle diverse località scelgano di acquistare una casa in prossimità di quegli stessi luoghi. In questo caso i costi di viaggio rappresenterebbero una sottovalutazione del vero valore ricreativo del luogo.

Infine, devono essere presi in considerazione anche i visitatori non paganti. Spesso gli studi basati sul MCV trascurano i visitatori che non hanno affrontato costi di viaggio per arrivare alla località in questione, per esempio quelli che si sono recati a piedi.

### **3.4.2 Metodi di valutazione diretti**

Quando sia difficile o poco produttivo individuare un mercato sostitutivo per il bene ambientale che si vuole valutare, è possibile utilizzare i metodi di valutazione di tipo diretto. Questi metodi, a differenza dei precedenti, consentono di cogliere i valori di non uso. Fra questi vi è il metodo della valutazione contingente (MVC o Contingent Valuation CV), che consiste in un'indagine diretta sul pubblico per

determinare quanto gli individui siano disposti a pagare per fruire di un bene ambientale (o quanto domandano per rinunciare a fruire). Tale metodo, che presenta il vantaggio di essere utilizzabile in quasi tutte le valutazioni, consiste nell'utilizzo di un questionario diretto, nel quale si chiede agli intervistati quanto pagherebbero per quel bene se per esso esistesse un mercato. In alternativa, si possono realizzare degli esperimenti in cui gli intervistati vengono posti in situazioni che simulano la scelta.

Il MVC, quindi, ha lo scopo di esplicitare direttamente le preferenze dei consumatori rispetto al bene, mediante la creazione di un mercato ipotetico. Di conseguenza non ricorre solo ai diretti fruitori del bene ma a tutti coloro che possono ad esso assegnare valore. Può consentire una misura del VET che non comprenda solo il valore d'uso diretto. Inoltre risulta essere molto flessibile, in quanto è applicabile a beni diversi, purché il mercato ipotetico sia adeguatamente creato.

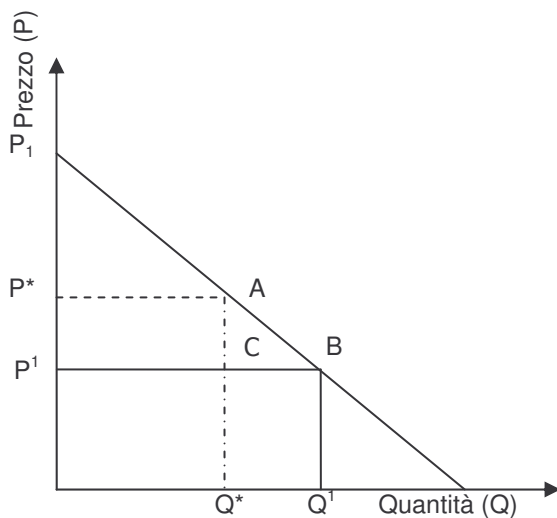
Nel concreto, il metodo consiste nel richiedere ai consumatori di esprimere la propria disponibilità a pagare (DAP) mediante interviste o questionari e si compone di tre fasi logiche: i) individuare il campione da intervistare e caratterizzarlo per età, reddito, sesso, ecc.; ii) creare il mercato ipotetico attraverso la descrizione della situazione attuale del bene, la descrizione della modificazione ipotizzata e la fissazione della modalità di fruizione e pagamento; iii) richiesta della disponibilità a pagare. Questa può essere o una richiesta diretta del valore, attraverso tecniche quali l'open ended question (valore libero), il payment card (scelta tra valori alternativi) o il bidding game (scelta sulla base di un gioco di offerta intervistatore/intervistato), oppure attraverso un'elaborazione statistica su scelta dicotomica (closet-ended question).

La scelta del metodo di richiesta della DAP dipende dal tipo di intervista-questionario, dal tipo di bene, dal livello di sofisticazione della misura. Naturalmente, dopo aver raccolto le risposte, è necessario eliminare gli outliers dovuti a comportamenti strategici (free-riding), risposte di protesta, risposte non razionali, ecc..

Aggregando i valori di DAP delle risposte significative, si otterrà direttamente il valore del bene relativo al passaggio dalla situazione attuale a quella modificata configurata nell'intervista ( $Q*CBQ^1$ ) (Figura 6).

Sia il MCV che il MVE sono basati su scelte individuali dei beni ambientali, rivelate da acquisti di beni caratterizzati da un prezzo di mercato e associati al consumo di determinati beni ambientali. Il metodo della valutazione contingente (MVC), invece, elimina la necessità di fare riferimento ai prezzi di mercato chiedendo esplicitamente agli individui di attribuire un valore. Per questa ragione il MVC è spesso indicato come un metodo di preferenza espressa.

**Figura 6 – Metodo di valutazione contingente**



Anche se esistono diverse varianti di questa tecnica, l'approccio più comunemente applicato consiste nell'intervistare le famiglie del luogo stesso in cui si trova il bene ambientale, chiedendo quanto siano disposte a pagare (DAP) per la salvaguardia di quel bene. Moltiplicando la DAP media degli individui intervistati per il numero totale di persone che si avvantaggiano della risorsa ambientale, si ottiene una stima del valore totale che gli individui attribuiscono a quel bene. Un vantaggio interessante dell'approccio del MVC è che esso può essere in teoria utilizzato per valutare risorse alla cui esistenza le persone attribuiscono valore, senza averle mai visitate personalmente. Tuttavia, il MVC presenta alcuni potenziali problemi:

- La sottovalutazione della DAP: l'assunto centrale della tecnica del MVC è che le somme che gli intervistati dichiarano di essere disposti a pagare, riflettano l'apprezzamento delle risorse in questione. I critici hanno contestato la validità di un tale assunto, sostenendo che la natura ipotetica degli scenari implica che le rispettive reazioni individuali costituiscono una cattiva approssimazione del vero

valore. In una serie di esperimenti dove le domande ipotetiche sulla DAP sono state seguite da effettive richieste di pagamento in denaro, tuttavia, si è scoperto che le somme indicate dagli individui come misure della loro DAP equivalevano a circa il 70-90% degli importi che essi effettivamente avevano versato; in altre parole gli individui tendono a sottovalutare ciò che essi realmente pagherebbero nel tentativo di ridurre successivi pagamenti.

- DAP e DAA: in teoria la domanda relativa al pagamento può essere formulata con la frase "quanto siete disposti a pagare (DAP) per ricevere questo bene ambientale?", oppure con "quanto siete disposti ad accettare (DAA) in cambio della rinuncia a questo bene ambientale?". Confrontando fra loro i risultati ottenuti mediante queste due formule gli studiosi hanno verificato che la DAA supera di gran lunga la DAP, il che ha spinto i critici a sostenere la non validità dell'approccio MVC in quanto esso si riferirebbe soltanto a ciò che gli individui vorrebbero che accadesse, anziché a delle valutazioni reali. Tuttavia, i lavori più recenti hanno evidenziato che esistono ragioni di carattere psicologico ed economico per cui gli individui percepiscono il costo di una perdita in maniera più intensa del beneficio di un guadagno (formula basata sulla DAP). Se ciò fosse vero, lo scostamento fra la DAA e la DAP sarebbe in realtà una conferma della validità del MVC.
- La differenza fra una parte e il tutto: i critici del MVC hanno notato che se agli individui si comincia con il chiedere la loro DAP per una parte del bene ambientale per poi chiedere loro di valutare l'intero bene, le somme dichiarate possono essere vicine fra loro. La ragione sembra essere dovuta al modo in cui gli individui allocano il proprio reddito: si comincia suddividendo l'intero reddito disponibile in diverse ampie categorie del bilancio, per poi suddividere ulteriormente, all'interno di queste ultime.

### **3.4.3      Analisi comparativa dei metodi diretti e indiretti**

Alla base di ogni tecnica vi è l'assunto che i valori stimati dovrebbero coincidere con quelli che si genererebbero in un mercato di concorrenza perfetta del bene e del servizio, anche se non esiste. Di conseguenza, ci si chiede in quale condizioni sia

applicabile o più adatta ciascuna delle tre tecniche citate. Nelle tabelle 9 e 10 vengono riportati i confronti fra le tre metodologie analizzate (Brusaportici, 2006).

Complessivamente è possibile affermare che i limiti dei metodi indiretti è che sono applicabili solo ad alcuni contesti e beni particolari che incidono visibilmente sui valori di mercato di altri beni o che prevedano costi di spostamento. Non misurano il VET ma solo il costo d'uso diretto. Inoltre, non tengono conto delle preferenze dei consumatori che non partecipano ai mercati osservati.

Il contro della valutazione contingente, invece, è che il metodo può essere costoso e di complessa realizzazione, i risultati sono molto suscettibili ai metodi di rilevamento, alla presentazione del mercato, alle forme di pagamento previste ed infine i dati sono ipotetici e non si ha una esplicita rilevazione delle preferenze.

**Tabella 9 e 10 – Confronti fra MVE, MCV, e MVC**

Metodi indiretti	Prezzo edonico	Presuppone l'esistenza di un mercato trasparente dei beni immobiliari di riferimento. I valori stimati hanno una validità ristretta al permanere della maggior parte delle condizioni iniziali. Sono necessari molti dati e la permanenza delle condizioni
	Costo di viaggio	La dipendenza del reddito goduto; la stima del tempo speso nell'attività ricreativa; la presenza di siti alternativi e di destinazioni plurime nella visita
Metodi diretti	Valutazione contingente	È soggetto a distorsioni legate a comportamenti strategici degli intervistati e agli altri errori connessi all'ipotesicità della valutazione. La struttura del mercato, l'informazione fornita, il modo in cui la misura di valore viene esplicitata, la tecnica adottata per arrivare al valore finale, sono tra i principali elementi che possono influenzare i risultati.

Metodo	Tipo di valore			
	uso	opzione	lascito	esistenza
Costo di viaggio	si	no	no	no
Edonimetrico	si*	**	**	**
Valutazione contingente	si	si	si	si

\* stima per difetto \*\* non definibile a priori

Fonte: Brusaportici, 2006.

### 3.5 La metodologia del benefit transfer

Per determinare il valore economico totale di un bene ambientale, oltre ai metodi diretti e indiretti, esiste un'ulteriore metodologia detta *benefit transfer* (BT). Questa pratica di valutazione dei beni ambientali a differenza delle precedenti è considerata

una metodologia 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 si necessita di una stima in tempi brevi, come nel caso di azioni legali, 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)  $V_p$  per le quali al momento non è possibile effettuare una valutazione primaria. 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):

$$V_s \rightarrow V_t \rightarrow V_p \quad (3.1)$$

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), Rosemberg e Loomis (2003) hanno proposto dei protocolli da seguire per condurre il benefit transfer. Complessivamente la metodologia può essere suddivisa in 5 passaggi fondamentali:

1. caratterizzazione del contesto di destinazione;
2. ricerca di studi primari;
3. screening dei potenziali studi primari;
4. selezione ed elaborazione dell'approccio e del metodo di BT adatto;
5. 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.

In particolare, bisogna individuare gli elementi dell'esternalità ambientale, gli usi colpiti e la natura ed estensione delle perdite di utilità che si devono valutare. Inoltre, deve essere individuato il livello di partenza dal punto di vista qualitativo e quantitativo del bene ( $q_{OP}$ ), il cambiamento apportato a questi a seguito delle azioni antropiche ( $q_P = q_1 - q_0$  dove  $q_1 > q_0$  in caso di miglioramento e  $q_1 < q_0$  in caso di danni) 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 ( $Y_P$ );
- disposizione e percezione dell'importanza del luogo, dei miglioramenti apportati o dei danni arrecati (Morrison e Bennett, 2004; Brouwer e Spaninks, 1999);
- importanza del mercato, ripercussioni previste o sofferte a seguito del cambiamento, al fine di identificare i beneficiari o il consegnatario in causa (Brouwer, 2000);
- prezzi delle merci del mercato ( $p_P$ ) o, in caso, presenza di beni sostituti e relativi prezzi ( $subp_P$ ).

Dall'accumulazione dei dati primari del contesto di destinazione è possibile determinare l'approccio di benefit transfer più adatto per avere i risultati più attendibili. È comunque necessario tener presente, come accennato precedentemente, che l'aumento del numero dei dati primari comporta un aumento dei costi e della tempistica necessari alla valutazione (Brouwer e Spaninks, 1999).

Un ulteriore contributo alla caratterizzazione del contesto di destinazione è dato dall'utilizzo di variabili proxy<sup>12</sup> e informazioni secondarie.

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 (CM) o misure equivalenti (EM)), alla disponibilità a pagare (WTP) o ad accettare (WTA), 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 regressioni effettuate. Spesso gli studi presenti in riviste scientifiche presentano situazioni particolari, piuttosto che studi standard, e quindi limitano la disponibilità di trasferimento. Un benefit transfer valido richiede uno studio primario di elevata qualità e delle 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, la disponibilità di studi primari si presenta piuttosto limitata e non esistono database utilizzabili.

La conoscenza delle informazioni sul contesto di destinazione, oltre a migliorare il processo di trasferimento, può aiutare nella 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

---

<sup>12</sup> Valori medi di censimento per reddito, età, genere.

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, della popolazione e delle caratteristiche del mercato, specialmente quando i due contesti appartengono a nazioni diverse. Ciò nonostante, perché 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:

- risorse e/o servizi;

- livello di baseline della qualità o quantità di bene ( $q_{0s} = q_{0p}$ ) e cambiamento comportato dal danno ( $q_s = q_p$ ) (Kristoffersson e Navrud, 2005; Morrison e Bennett, 2004);

- vettori delle caratteristiche del site ( $s_s = s_p$ );

2) la popolazione deve essere suddivisa in base a caratteristiche simili che possono essere:

- vettori di caratteristiche ( $z_s = z_p$ ) e reddito ( $Y_p = Y_p$ );

- atteggiamenti, gusto e percezione;

3) i mercati devono essere simili per:

- formato e limite degli effetti previsti o sofferti con il cambiamento;

- prezzi ( $p_s = p_p$ ) ed eventuali prezzi sostitutivi finali ( $subp_s = subp_p$ )

- offerta;

4) la stima deve essere simile per:

- tipo di misura del bene che deve essere valutato;

- 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 si abbinano perfettamente con i bisogni del policy site.

Inoltre, 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 statistiche 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 due contesti, deve essere scelta la metodologia più adatta a rispondere alle esigenze della stima (step 4). Il benefit transfer può seguire due metodologie principali: il value transfer (o direct benefit transfer) e il value function transfer (tabella 11). Il primo richiede l'applicazione diretta dei dati statistici sommati dalla ricerca primaria al contesto di destinazione seguendo i principi restrittivi di somiglianza, mentre il secondo richiede presupposti meno restrittivi di somiglianza.

**Tabella 11 – Tipologie di benefit transfer**

VALUE TRANSFER	BENEFIT FUNCTION TRANSFER	
	Single study-based approach	Multiple studies-based approach
Unit Value	Demand Function	Pooled Model
Average Value		Meta-analysis Function
Adjusted Value		Preference calibration function
		GIS-based function

### 3.5.1 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, nel contesto di origine, gli individui traggono dal bene ambientale 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, dato dalla scelta di studi primari, dalla definizione delle somiglianze, dalla scelta del metodo di

trasferimento e dall'interpretazione dei risultati (Candido, 2006). 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.

La letteratura suggerisce di non impiegare il metodo del value transfer nel calcolo della compensazione per danni di beni ambientali, in quanto la valutazione risulta poco difendibile, a meno che il contesto d'origine e quello di destinazione abbiano un elevato grado di somiglianza (Bergstrom, 1996). Tuttavia, quando la disponibilità degli studi originali è bassa e le informazioni sulle somiglianze non permetta una comparazione accurata, questo approccio può essere utile per definire se sia necessario o meno applicare uno studio primario.

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):

$$\mu_s = \mu_p \quad (3.2)$$

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>13</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:

$$\bar{\mu}_s = \mu_p \quad (3.3)$$

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.*, 2002). 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 ( $\Delta q_s, \Delta q_p$ ).

Tenendo sotto controllo la soddisfazione di tutti i criteri, la valutazione del beneficio può essere considerata costante attraverso livelli differenti di qualità o

---

<sup>13</sup> Per tutti i valori o per un sottoinsieme.

quantità ambientale, il valore unitario aggiustato e il contesto di destinazione sarebbe espressi come:

$$\mu_s \cdot \frac{\Delta q_p}{\Delta q_s} = \mu_p \quad (3.4)$$

dove  $\Delta q_s$  è il cambiamento in qualità o quantità del bene ambientale nello study site ed  $\Delta q_p$  è il cambiamento in qualità o quantità nel policy site; implicita è l'assunzione che l'aggiustamento proporzionale per la qualità ambientale nel contesto study sia adeguata. 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 (PPPI), ossia il rapporto del prezzo medio ponderato al paniere dei beni dei due paesi (Pattanayah *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 (2001) tuttavia considerano sia PPPI che il tasso di cambio per calcolare il trasferimento del valore aggiustato. Se il contesto di origine S è caratterizzato dal livello di reddito  $I_s$  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  $p_p = k p_s$ , dove  $k$  è l'indice di conversione rappresentato da PPPI, e il livello di reddito nel contesto di destinazione sarà  $y_p = k y_s$ . 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:

$$\mu_s \cdot k = \mu_p \quad (3.5)$$

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 che è una stima di come i WTP per l'attributo ambientale in questione varia con il cambiamento del 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 (CPI) o altri prezzi relativi alla categoria del bene/servizio considerato per riflettere i cambiamenti temporali nei prezzi.

### **3.5.2 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 disponibilità a pagare media per un dato bene ambientale in funzione delle sue caratteristiche e di 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 stessa funzione, si può calcolare la loro disponibilità a pagare 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. Tuttavia, la 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.*, 1999).

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 costi maggiori.

Come nel caso del value transfer, anche per il value function transfer esistono diverse metodologie.

Una condizione necessaria perché il trasferimento risulti valido è che i fattori che influenzano le preferenze e la misura del loro impatto in luoghi differenti, coincida (Brower e Spaninks, 1999). Di conseguenza solo gli studi primari risultano essere potenzialmente trasferibili, in quanto sono gli unici a riportare l'intera funzione del beneficio.

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 può essere falsa, specialmente nel caso di un trasferimento internazionale, in quanto gli individui possono presentare differenze sulle preferenze o sulla percezione del danno (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. Esistono studi che utilizzano il metodo dei costi di viaggio e i metodi di valutazione contingente per realizzare la funzione di domanda o l'equazione WTP che spesso includono caratteristiche ed attributi del luogo e della popolazione come variabili indipendenti. Questi rapporti possono essere usati per determinazione le esternalità del policy site attraverso i coefficienti delle variabili; il coefficiente stimato per lo study site può essere usato per aggiustare la funzione del beneficio alle caratteristiche policy site.

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, così i dati

secondari devono essere raccolti. Alcuni autori ritengono che la Conjoint Choice Analysis (CCA) consente, rispetto alla Contingent Valuation (CV) una funzione di trasferimento migliore. Il motivo è che la tecnica del CV considera solo i cambiamenti discreti dei beni ambientali, che sono chiesti per un'indagine specifica del contesto di origine e che potrebbe essere differente dal contesto di destinazione. Le variazioni nelle caratteristiche dei luoghi effettivamente non possono essere considerate semplicemente registrando il cambiamento nella qualità ambientale o la qualità dei diversi luoghi nella funzione del CV (Morrison e Bennett, 2004). L'uso della funzione di CCA, invece, presenta diversi insiemi, caratterizzati da livelli differenti di attributi e questo permette un controllo di molteplici caratteristiche del contesto e delle caratteristiche socioeconomiche della popolazione (Morrison *et al.*, 2002). Inoltre, l'uso di CCA nel trasferimento del beneficio aderisce al principio di somiglianza, poiché il suo scopo è quantificare i valori corrispondenti alle variazioni dei beni ambientali (Jiang *et al.*, 2004).

### **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 sormontare questa questione, è raccomandata la scelta di contesti simili con riferimento alle variabili considerate. Per esempio, se nello studio primario 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 della linea 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 di indagine riferiti ai contesti, possono essere messi insieme e può essere calcolata una nuova funzione del beneficio (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 una funzione del beneficio è una sorta di regressione di meta-analisi. Una funzione generica di beneficio ottenuta riunendo i dati può essere espressa come:

$$WTP = \hat{\mu} + \hat{\alpha} \cdot \Delta q + \hat{\beta} \cdot z + \hat{\gamma} \cdot y + \hat{\delta} \cdot s + \hat{\phi} \cdot q_p + \varepsilon \quad (3.6)$$

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). Esempi di trasferimenti di funzione del beneficio di modelli pooled si trovano in VandenBerg, Poe e Powell (2001) che stimarono i benefici del miglioramento della qualità dell'acqua freatica potabile fino ad un livello molto sicuro in 12 città di tre Stati degli Stati Uniti.

### **Meta-analisi**

Un modo alternativo di operare un BT è la meta-analisi (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: sintetizzare la letteratura in una particolare valutazione, testare le ipotesi in riferimento agli effetti delle variabili esplicative sul valore costruito, utilizzare il modello di stima MA per prevedere stime del valore del bene nel tempo e nello spazio (Bergstrom e Taylor, 2005).

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 singola di domanda. In questo caso l'uso della meta-analisi può dare un rilevante contributo perché permette di identificare gli effetti individuali che quelle variabili hanno sui diversi risultati di ricerca. La meta-analisi può essere effettuata in tre forme (Button, 2002). Può 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 specie di modello pooled. Può prendere i parametri di studi originali e cercare un parametro rappresentativo, come la media delle stime. Infine, può 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 meta-analisi 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.*, 1998). 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 meta-analisi è fornita da Glass (1976) "... l'analisi statistica di un'ampia collezione di risultati 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 meta-analisi 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. Tuttavia, esistono alcune limitazioni nell'impiegare la meta-analisi per gli scopi di trasferimento del beneficio (Rosemberger e Loomis, 2000). In primo luogo, l'analisi degli studi primari può essere attendibile quanto la stessa qualità degli studi primari. In secondo luogo, per fare le inferenze statistiche è

necessario prendere in esame molti studi originali. 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 ed analizzati statisticamente e ciò implica un certo grado di somiglianza tra i siti analizzati. Con la meta-analisi, 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 ed altre scelte metodologiche sulla variazione dei valori unitari di WTP. Come è stato sottolineato Rosenberger e Loomis (2003) quando si utilizza la meta-analisi è necessaria una bibliografia che posseda una base di dati completa degli studi.

La funzione generica della meta-analisi 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 meta-analisi 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 3.6 diventa:

$$WTP = \hat{\mu} + \hat{\alpha} \cdot \Delta q + \hat{\beta} \cdot z + \hat{\gamma} \cdot y + \hat{\delta} \cdot s + \hat{\phi} \cdot q_p + \hat{\vartheta} \cdot M + \varepsilon \quad (3.7)$$

Dove  $M$  è la variabile che considera la caratteristica metodologiche dello studio, come il metodo di valutazione utilizzato, il tasso di risposta media delle interviste, la forma funzionale, ecc. e  $\hat{\vartheta}$  è il coefficiente della funzione di meta-analisi correlata. Le altri variabili e parametri sono come precedentemente definiti.

Moltiplicando i parametri della funzione di meta-analisi costruita con le caratteristiche del contesto di destinazione, ne viene ricavata la stima della WTP nel policy site. Un adattamento delle influenze metodologiche può generare alcuni problemi, tuttavia superabili mantenendo le variabili metodologiche costanti, 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.

*La natura ha delle perfezioni  
per dimostrare che essa è l'immagine di Dio  
e ha dei difetti per mostrare  
che ne è solo un'immagine.*

*B. Pascal*

## **4 Caratterizzazione dell'area di studio**

Il Veneto si estende su una superficie di 18.390 km<sup>2</sup> e ospita una popolazione di circa 4,8 milioni di abitanti. Il suo territorio è morfologicamente molto vario, presenta una fascia montuosa a nord nord-ovest (29,1% del territorio regionale), alcuni rilievi collinari (14,5%) e una vasta pianura (56,4%) inclinata dolcemente verso la costa adriatica, bassa, sabbiosa e ricca di lagune, di origine interamente alluvionale.

Favorita dalle buone condizioni climatiche e dalla bontà dei terreni agrari, l'agricoltura veneta ha sempre riscontrato un ruolo di rilievo a livello nazionale, tanto da rappresentare il 9,7% del valore aggiunto agricolo nazionale.

Le superfici agricole occupano ben il 47% dell'intero territorio veneto, con modalità di gestione molto diverse a seconda dell'altimetria, della morfologia del territorio e del tipo di utilizzazione. Dalla dinamica delle superfici agricole dipende in modo diretto lo stato di salute del suolo e quindi dell'agroecosistema.

Secondo le più recenti rilevazioni ISTAT, nel 2003 la SAT (superficie agricola totale) risulta essere di 1.171.600 ettari, di cui 832.200 interessati da superficie agricola utilizzata (SAU)<sup>14</sup>. Tra il 1982 e il 2003 più di 75.000 di ettari di SAU hanno cambiato destinazione d'uso (infrastrutture, insediamenti civili, ecc.), il maggior contributo a tale riduzione deriva dai seminativi (41.000 ettari in meno, pari a -7%) e dai prati-pascoli (25.600 ettari in meno, pari a -13%). Tale flessione è imputabile essenzialmente all'abbandono dell'attività agricola nei terreni marginali.

---

<sup>14</sup> La superficie a bosco rilevata dall'ISTAT con i censimenti e le indagini strutturali riguarda soltanto una parte della superficie complessiva. L'indagine sulle strutture agricole, da cui proviene il dato, fa riferimento al campo di osservazione CE quindi la superficie agricola dovrebbe essere leggermente superiore.

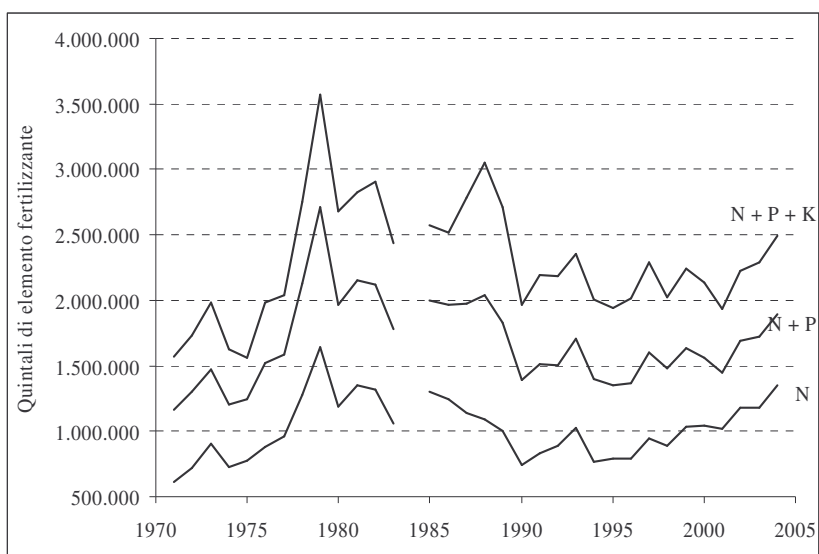
Nel presente capitolo verranno prese in considerazione le diverse risorse naturali con cui l'agricoltura interagisce nella regione Veneto. Questo servirà a delineare il contesto di riferimento su cui verrà effettuato il benefit transfer nel capitolo cinque<sup>15</sup>.

## 4.1 Fattori di pressione ambientale

### 4.1.1 Fertilizzanti

In Veneto, il maggiore incremento di fertilizzanti impiegati in agricoltura si è avuto alla fine degli anni settanta, con una distribuzione superiore ai 3,5 milioni di quintali (Figura 7). Fino agli inizi degli anni novanta in Veneto vennero distribuiti massicci quantitativi di fertilizzanti, ben il 10-13% del totale di fertilizzanti impiegati in Italia (in Lombardia 12-15% e in Emilia Romagna 11-13%).

**Figura 7 - Elementi fertilizzanti contenuti nei concimi distribuiti per uso agricolo in Veneto**



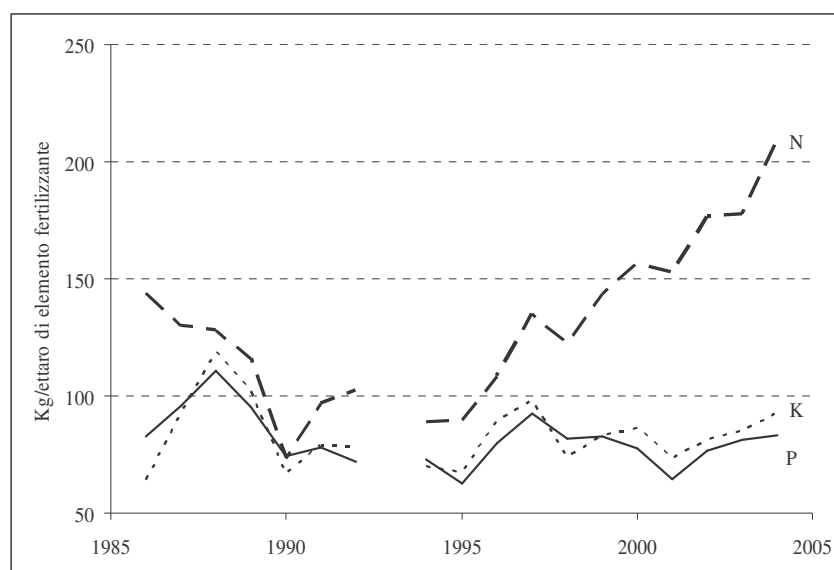
Fonte: ISTAT, *Statistiche dell'agricoltura (annate varie)*, *Statistiche ambientali (annate varie)*, *Dati congiunturali sui mezzi di produzione (dati on line)*.

A partire dagli anni novanta tale impiego è decrementato, attestandosi tra i 2 e i 2,4 milioni di quintali. A questo andamento hanno contribuito la diffusione di metodi

<sup>15</sup> I dati ed i commenti riportati ed elaborati provengono dal Programma di Sviluppo Rurale 2007-2013: Valutazione Ambientale Strategica – Rapporto Ambientale e dal Programma di Sviluppo Rurale 2007-2013: Documento Strategico Regionale.

a minore impatto ambientale (Reg. (CEE) 2078/92 e misura F del PSR), la necessità di contenere i costi di produzione e la lievitazione dei prezzi di acquisto dei fertilizzanti. Tuttavia, a partire dal 2000, si è verificata una certa ripresa nell'impiego di fertilizzanti, tanto che nel 2004 il quantitativo utilizzato è stato di quasi 2.500.000 tonnellate. Negli ultimi cinque anni, più del 48% (in quantità) dei concimi utilizzati era costituito da fertilizzanti azotati, il 22-27% da fosfatici e il 24-27% da potassici. Tale andamento è ulteriormente confermato dall'analisi sui quantitativi di elementi nutritivi distribuiti per ettaro di superficie concimabile<sup>16</sup> (Figura 8), dove emerge come, per effetto della contrazione delle superfici coltivate, si siano registrati rilevanti aumenti, tanto che nel 2004 il Veneto è al primo posto a livello nazionale per quantità di azoto distribuito a ettaro (209 kg/ha) ed i quantitativi di P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> impiegati si aggirano sugli 83 kg/ha contro una media nazionale di 45 kg/ha.

**Figura 8 - Consumo di fertilizzanti per ettaro in Veneto**



Fonte: ISTAT, *Statistiche dell'agricoltura (annate varie)*, *Statistiche ambientali (annate varie)*, *Dati congiunturali sui mezzi di produzione (dati on line)*.

Nel complesso, nel 2004 gli agricoltori veneti hanno distribuito quasi 390 kg/ha dei tre principali elementi fertilizzanti, un quantitativo che supera il doppio della media nazionale e superiore a quello di tutte le altre regioni della pianura padana. L'incremento nell'utilizzazione di concimi azotati e fosfatici è attribuibile alla presenza

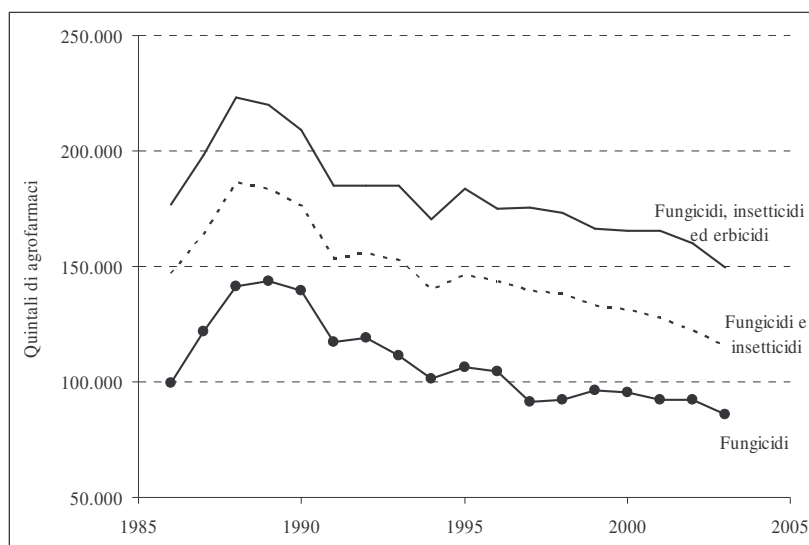
<sup>16</sup> Nella superficie concimabile sono compresi i seminativi (esclusi i terreni a riposo) e le coltivazioni legnose agrarie.

di colture intensive, alla specializzazione colturale e alla persistenza di una consistente quota di terreni in monosuccessione. L'impiego di quantitativi superiori al fabbisogno colturale e alle caratteristiche dei suoli, origina fenomeni di inquinamento dei corpi idrici superficiali e sotterranei con fenomeni come ad esempio l'eutrofizzazione. La stessa Unione Europea sanziona l'eccessiva applicazione di nitrati (Direttiva Nitrati) ed incentiva tecniche più idonee alla preservazione degli elementi nel terreno, come ad esempio con le Buone Pratiche Agricole.

#### 4.1.2 Agrofarmaci

Dalla seconda metà degli anni ottanta, l'utilizzo di fungicidi, insetticidi ed erbicidi a livello regionale è iniziato a diminuire progressivamente, soprattutto in questi ultimi anni (Figura 9).

**Figura 9 - Agrofarmaci distribuiti per uso agricolo in Veneto**

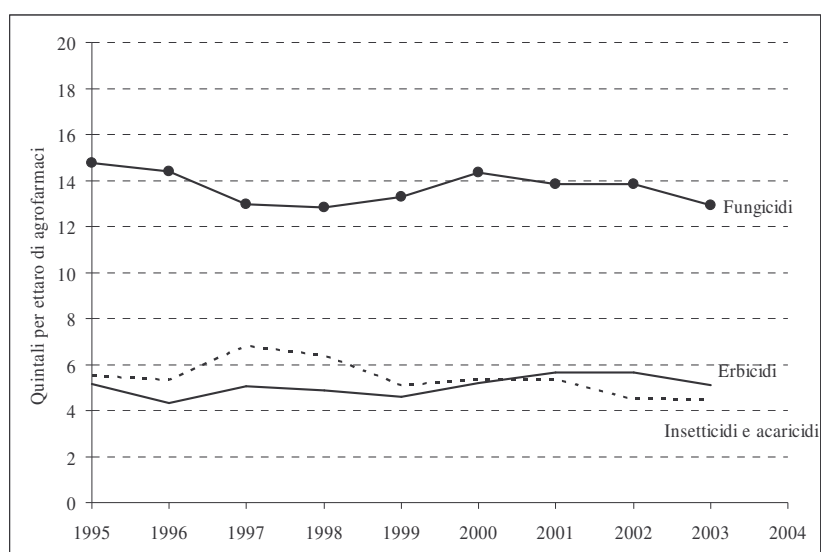


Fonte: ISTAT, *Statistiche dell'agricoltura (annate varie)*, *Statistiche ambientali (annate varie)*, *Dati congiunturali sui mezzi di produzione (dati on line)*.

L'andamento è attribuibile alla progressiva diffusione di tecniche sostenibili per il controllo delle avversità che ha comportato una razionalizzazione dell'uso dei prodotti chimici. Tra il 1987 e il 2003 la quantità di agrofarmaci distribuiti in Veneto si è ridotta di oltre il 20%, attestandosi sui 172.000 quintali. Ciò nonostante è la quarta regione per impiego di agrofarmaci, dietro a Emilia

Romagna, Puglia e Sicilia. Il 50% circa degli agrofarmaci utilizzati sono fungicidi, mentre sono decisamente minori i consumi di erbicidi (20%) e 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 (Figura 10). Nell'ultimo anno tale indicatore si è attestato a 25,9 kg/ha, in flessione di circa il 2% rispetto all'anno precedente.

**Figura 10 - Agrofarmaci distribuiti per ettaro in Veneto**



Fonte: ISTAT, *Statistiche dell'agricoltura (annate varie)*, *Statistiche ambientali (annate varie)*, *Dati congiunturali sui mezzi di produzione (dati on line)*.

Nonostante i trend presentati sui quantitativi siano buoni, bisognerebbe fare una valutazione anche in termini qualitativi (doto che le fonti ufficiali non considerano), dato che l'evoluzione tecnologica sta introducendo principi attivi che possono essere impiegati in dosi molto ridotte.

#### 4.1.3 Bilancio dei nutrienti

Le stime effettuate dall'APAT (2005) evidenziano un costante eccesso di azoto e fosforo di origine organica e inorganica in Veneto. In particolare, l'evoluzione nel tempo mostra che dal 1998 al 2000 il surplus è praticamente raddoppiato, raggiungendo i 103 kg/ha (Tabella 12). Tale incremento, dovuto principalmente alla contrazione della SAU, presenta un livello decisamente superiore a quello medio

nazionale (40 kg/ha). Solo in Lombardia i livelli di surplus risultano superiori a quelli veneti (130 kg/ha).

**Tabella 12 - Bilancio dei nutrienti (kg/ha)**

	1994	1997	1998	2000
<b>AZOTO</b>				
Veneto	44	41	41	103
Italia	35	36	29	40
<b>FOSFORO</b>				
Veneto	58		38	62
Italia	23		24	28

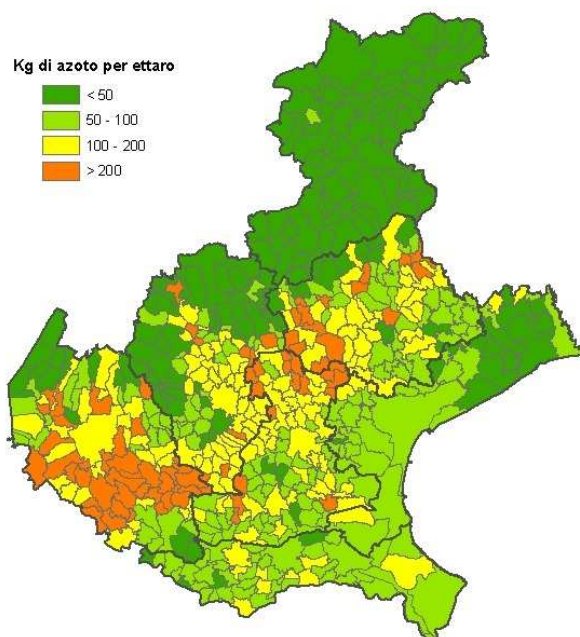
*Fonte: APAT 2005, Modello ELBA dell'Università di Bologna.*

In regione sono emersi livelli consistenti anche per il fosforo, nel 2000 tale indicatore raggiungeva i 62 kg/ha, rispetto ad una media nazionale inferiore ai 30 kg/ha. Inoltre è da rilevare che tale incremento, rispetto al 1998, è stato di oltre il 60%.

Pur con una metodologia differente da quella utilizzata dall'APAT, anche il Piano di tutela delle acque predisposto dalla Regione stima un surplus medio di azoto di origine agrozootecnica elevato, di ben circa 110 kg/ha. I bacini idrografici che presentano le situazioni più critiche sono quelli del Fissero, Tartaro, Canal Bianco, dell'Adige, del Bacino Scolante e del Brenta, con valori di surplus in tutti i casi superiori al dato medio regionale (crf. par. 4.3.1, Tabella 19).

I Comuni con surplus di azoto più elevati (superiori ai 200 kg/ha) si concentrano soprattutto nelle province di Verona, Padova e Treviso, in particolare lungo la fascia di ricarica delle falde acquifere (Figura 11). Tale fascia riveste una notevole importanza ambientale sia dal punto di vista della quantità delle acque, data la ricchezza di risorse idriche, che sotto l'aspetto qualitativo. Inoltre, come verrà approfondito in seguito, la vulnerabilità della zona è in parte influenzata da un'attività agricola e zootecnica particolarmente intensiva. La distribuzione della SAU per classe di surplus di azoto a livello regionale mostra una concentrazione della superficie (quasi 304.000 ha; 35,6% del totale) per lo più nella classe 50-100 kg/ha (Tabella 13); mentre le restanti superfici complessive si distribuiscono al 28% ed al 22% rispettivamente nella terza e nella prima classe di surplus. La SAU regionale con un eccesso di azoto superiore a 200 kg/ha è pari a 124.727 ha, localizzati per oltre il 60% nel veronese. Nella stessa provincia, la SAU che rientra nella classe di surplus più gravosa è pari a oltre il 42% del totale provinciale.

**Figura 11 - Distribuzione territoriale del surplus di azoto di origine agrozootecnica**



Fonte: elaborazioni su dati ARPAV.

**Tabella 13 - Distribuzione della SAU per classe di surplus di azoto (ha)**

	<50 kg/ha	50-100	100-200	>200 kg/ha	SAU
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
Verona	23.895	34.645	43.803	75.178	177.520
Vicenza	36.536	17.275	54.401	5.959	114.171
Belluno	52.886	7	-	-	52.893
Treviso	15.177	47.325	54.289	21.703	138.495
Venezia	48.001	60.454	11.541	-	119.995
Padova	3.265	55.802	54.713	21.887	135.669
Rovigo	5.801	88.338	19.865	-	114.003
Veneto	185.560	303.846	238.612	124.727	852.744

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

Nelle province di Vicenza e Treviso la superficie agricola si concentra per lo più nella terza classe di surplus (100-200 kg/ha), con percentuali rispettivamente del 47,6% e del 39%. Venezia, Padova e Rovigo presentano le maggiori quote relative di SAU con surplus inferiore ai 100 kg/ha, mentre la totalità della SAU di Belluno evidenzia livelli di azoto inferiori ai 50 kg/ha. A livello altimetrico, la montagna manifesta le minori problematiche in termini di azoto, con quasi l'88% di SAU nella

prima classe. In pianura e in collina, il 40% circa delle superfici agricole registra valori di surplus tra i 50 e i 100 kg/ha.

#### **4.1.4 Pratiche colturali**

Un ruolo significativo nella riduzione dell'impatto dell'agricoltura sull'ambiente è rivestito dalle pratiche agronomiche adottate. Ad esempio, il contenimento degli apporti di input chimici e di fertilizzanti è strettamente legato alla successione colturale. Nel 1998 quasi il 17% della superficie a seminativi del Veneto era interessata da monosuccessioni (104.000ha), in particolare mais, tale incidenza è incrementata ulteriormente, raggiungendo 141.000 ettari nel 2000 e 181.000 ettari nel 2003. Probabilmente tale evoluzione è imputabile alle ridotte alternative colturali: i redditi ritraibili da colture come il frumento e la soia non sono in grado di competere con il mais e anche le politiche di sostegno hanno orientato le scelte degli agricoltori sempre più verso la monocoltura maidicola.

In Regione la superficie sottoposta a rotazioni fisse è pari a 205.000 ettari circa e non ha subito sostanziali variazioni, mentre nel caso degli avvicendamenti liberi dal 1998 al 2000 è stata osservata 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. Infine, ben 4.600 aziende bruciano periodicamente le stoppie, tuttavia, la normativa introdotta con la riforma della PAC del 2003 (condizionalità) dovrebbe ridurne l'esecuzione.

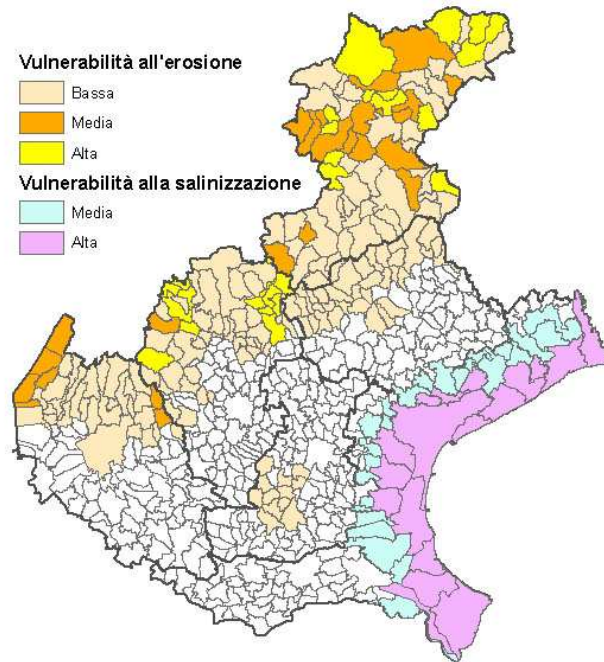
## **4.2 Suolo**

### **4.2.1 Qualità del suolo**

Per quanto riguarda la vulnerabilità dei suoli, la Regione del Veneto ha presentato nel 2000 alcuni tematismi nell'ambito del "Programma Regionale per la lotta alla desertificazione" fra cui la vulnerabilità all'erosione e la vulnerabilità alla

salinizzazione. Osservando la figura 12 è possibile notare come le aree interessate dai due fenomeni siano nettamente distinte: nel primo caso il fenomeno si concentra esclusivamente nelle aree montane e collinari, mentre nel secondo caso sono coinvolte le aree costiere.

**Figura 12 - Aree soggette a degrado del suolo**



*Fonte: Regione del Veneto (2000).*

La carta riguardante la vulnerabilità dei suoli è stata realizzata su base comunale identificando tre gradi di vulnerabilità (bassa, media e alta), in base alle caratteristiche dinamiche dei fenomeni in termini di velocità e frequenza dell'evento. Nel Veneto l'erosione del suolo è dovuta principalmente all'azione delle acque, sotto forma di pioggia battente e di scorrimento superficiale. Naturalmente, i terreni con copertura vegetale scarsa o nulla, soprattutto se acclivi, risultano più esposti a tale fenomeno.

La superficie agricola che ricade nelle aree soggette a erosione raggiunge quasi i 200.000 ettari. Di questi, l'80% circa ricade nelle aree a basso grado di vulnerabilità all'erosione, e circa il 5% nelle aree a grado medio e alto (Tabella 14). Le aziende presenti nelle tre aree sono 51.000, con una superficie media aziendale generalmente inferiore alla media regionale.

Data l'ubicazione montana e collinare nella composizione colturale prevalgono i prati e i pascoli (64%) rispetto ai seminativi (20%) e alla quota residua di coltivazioni arboree.

**Tabella 14 - Caratteristiche agricole delle aree distinte per grado di vulnerabilità all'erosione**

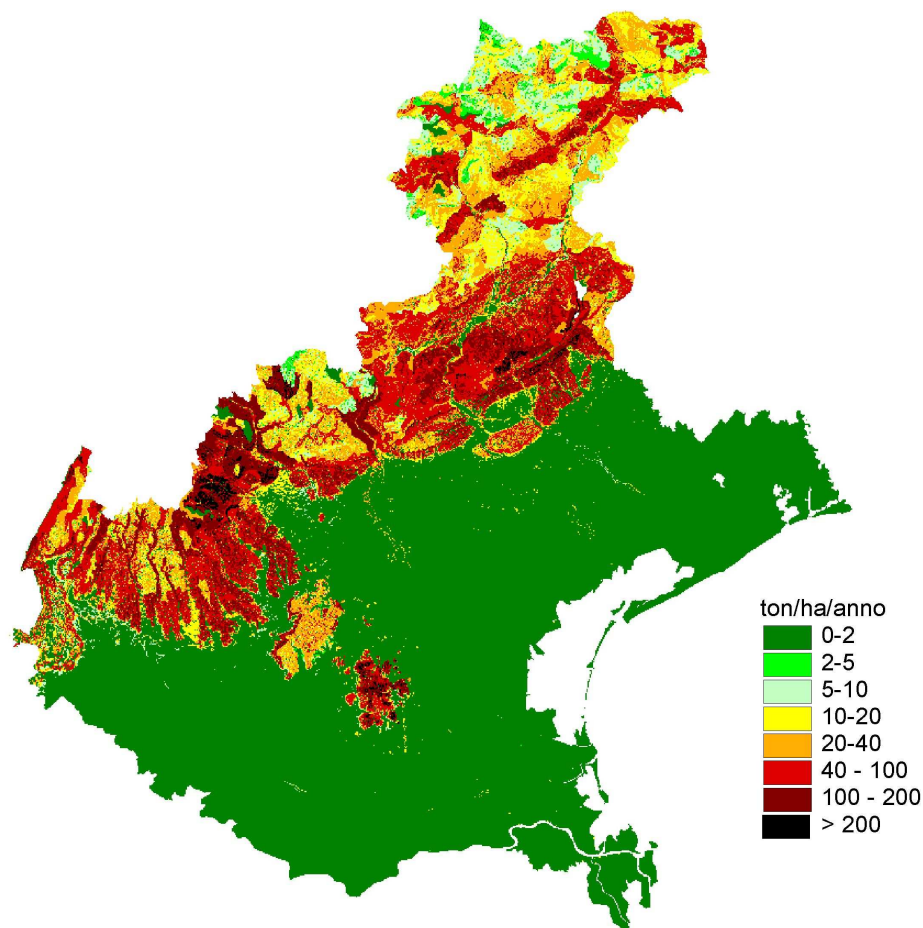
	Basso	Medio	Elevato	Totale aree vulnerabili all'erosione	Veneto
Aziende (n.)	45.214	3.667	2.382	51.263	191.085
SAU (ha)	164.307	14.597	14.323	193.227	852.744
Di cui – seminativi (5)	23,0	2,3	11,5	20,5	68,3
- coltivazioni permanenti	17,2	13,6	1,8	15,8	12,7
- prati e pascoli	59,9	84,1	86,7	63,7	19,0
Superficie irrigata (% su SAU)	13,5	1,4	2,7	11,8	31,1
Aziende con all. bovino (n.)	5.968	404	246	6.618	21.575
UBA bovini (n.)	135.125	5.758	3.514	144.397	745.070

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

Le foraggere permanenti aumentano la loro incidenza relativa passando dalle aree a basso grado di vulnerabilità a quelle con grado elevato. La copertura vegetale permanente assicurata dai prati e dai pascoli garantisce la stabilità delle aree a maggiore pendenza e giustifica il ruolo di difesa idrogeologica attribuito all'agricoltura in queste aree. La superficie irrigata è piuttosto limitata, data la sufficiente disponibilità di acque meteoriche anche nei periodi estivi. Gli allevamenti bovini evidenziano una diffusione molto simile a quella media regionale, mentre la dimensione dell'allevamento è significativamente inferiore. Nella figura 13, elaborata dall'Arpav, è possibile vedere il rischio di erosione potenziale ed attuale della regione. L'erosione potenziale prende in considerazione l'erosività, l'erodibilità e gli aspetti geomorfologici come la pendenza e lunghezza del pendio, ed è indipendente dall'uso che viene fatto del suolo. L'importanza della copertura vegetale all'estrinsecarsi dei fenomeni erosivi, è evidenziata prendendo in considerazione il rischio di erosione attuale, che è ottenuto dall'incrocio dell'erosione potenziale con l'uso del suolo.

Dalla comparazione delle due figure è possibile vedere come il rischio potenziale venga fortemente attenuato, soprattutto nelle aree montane e collinari, per effetto dell'estesa copertura forestale o con vegetazione naturale in particolare nelle aree a forte pendenza. Tuttavia, permangono alcune aree in cui il rischio rimane a livelli medio-alti; si tratta di aree in pendenza, coltivate o con insufficiente copertura del suolo. Il rischio potenziale è particolarmente elevato in collina e montagna ed interessa solo marginalmente la pianura.

## Rischio d'erosione potenziale



## Rischio d'erosione attuale

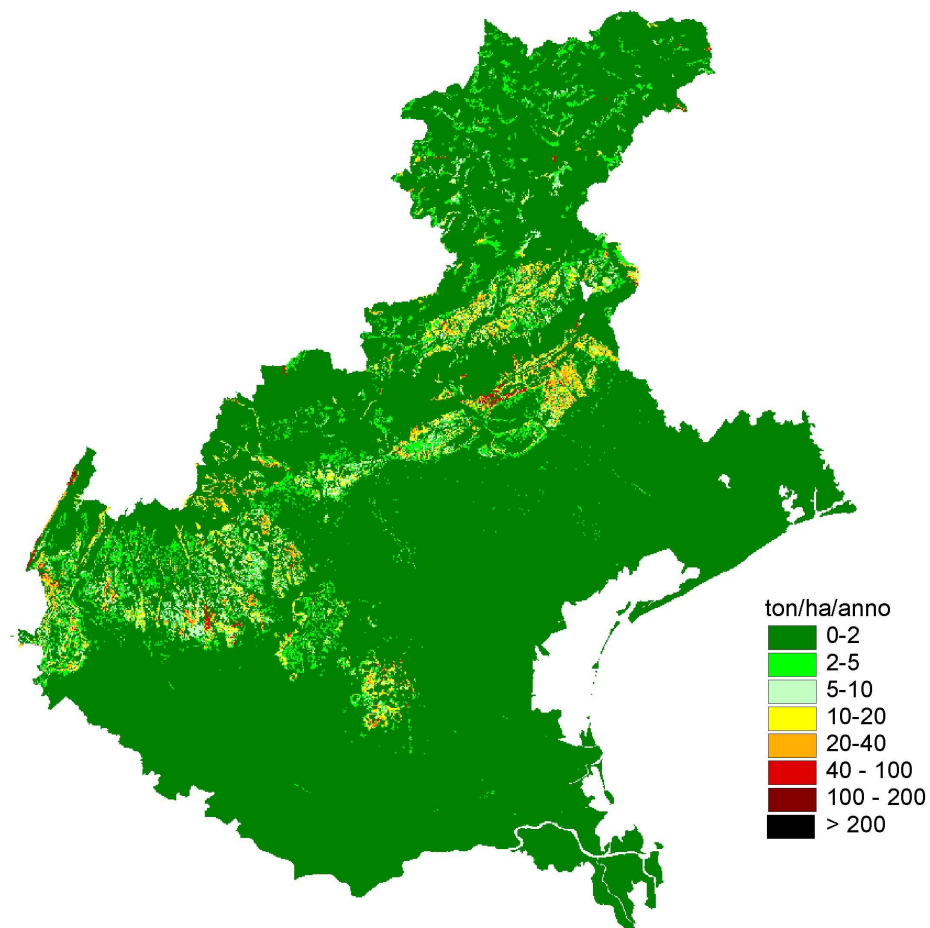


Figura 13 - Rischio di erosione potenziale e attuale del suolo nel Veneto, fonte: ARPAV.

Considerando la copertura del suolo e quindi il rischio di erosione attuale permangono comunque ampie superfici in classi di rischio elevate (20-40 e 40-100 t/ha) soprattutto in aree di collina che pertanto risulta l'ambito a cui porre particolare attenzione per la definizione di misure di mitigazione. In tali aree risulta indispensabile favorire pratiche conservative per prevenire i fenomeni erosivi.

Un altro fenomeno di degradazione dei suoli agricoli veneti, interessa la zona costiera ed è causata dall'intrusione delle acque marine nelle acque di superficie e di falda. La risalita del cuneo salino, determina processi di salinizzazione di una parte consistente dei terreni agricoli, specie nelle zone adiacenti alla foce dei fiumi. Si stima che l'avanzamento del cuneo salino, all'interno degli alvei fluviali, in poche decine di anni si sia quintuplicato. L'impatto ambientale causato dalla risalita del cuneo salino si ripercuote sugli ecosistemi naturali e sui sistemi antropici. Nel primo caso l'inaridimento mette in pericolo la flora tipica degli ambienti deltizi, come nel caso del Po. Nel secondo, il fenomeno incide negativamente sulla produttività e la gamma delle scelte colturali, in quanto pone dei vincoli nell'uso dell'acqua irrigua.

### **Contenuto in carbonio organico**

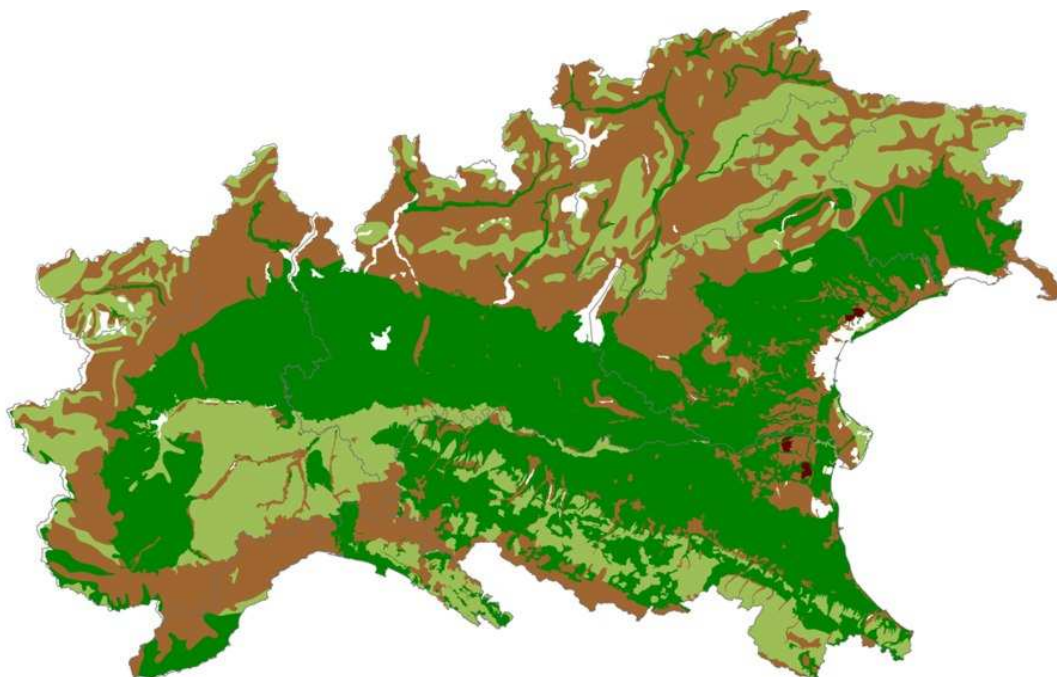
Attualmente, l'unica valutazione disponibile relativa al contenuto di carbonio organico contenuto nei suoli, è quella realizzata dall'Ufficio Europeo dei Suoli per tutto il territorio europeo (scala 1:1.000.000). Dallo spaccato relativo al nord Italia (Figura 14) è possibile vedere come per ampie aree della pianura veneta, il livello medio di carbonio organico è basso (1-2%), con alcune aree minori di contenuto molto basso (<1%) e medio (2-4%). L'area della montagna presenta aree in cui prevalgono per estensione la roccia nuda in corrispondenza delle alte quote, e pertanto queste presentano contenuti molto bassi di carbonio, alternate ad aree con contenuto medio. Per quanto riguarda, invece, il quantitativo di carbonio organico contenuto nei reflui<sup>17</sup>.

Come è evidenziato in figura (Tabella 16), esistono valori molto diversi tra le province. In particolare Verona presenta le produzioni più elevate, seguita su livelli fra loro simili da Padova, Treviso e Vicenza. Contributi nettamente inferiori sono registrati dalle province di Belluno, Rovigo e Venezia.

---

<sup>17</sup> L'Arpav ne ha calcolato l'ammontare utilizzando i coefficienti di conversione di cui al DM 07.04.06 ed ipotizzando un rapporto C/N pari a 10.

**Figura 14 - Contenuto di carbonio organico dei suoli del nord Italia**



### Classi di CO



Fonte: Ufficio Europeo dei Suoli.

**Tabella 16 - Carbonio organico prodotto complessivamente (t C/anno) dalle specie di animali allevati nel 2002 al netto delle perdite di stoccaggio e distribuzione**

Provincia	Bovini	Suini	Avicoli	Cunicoli	Equini	Ovicapriini
Belluno	13.553	2.138	545	365	505	661
Padova	86.238	11.807	32.130	12.597	1.614	623
Rovigo	28.669	7.759	11.750	208	306	316
Treviso	76.514	15.234	22.537	11.842	1.106	384
Venezia	27.998	5.289	10.781	1.445	398	141
Verona	134.997	23.581	12.631	2.539	662	293
Vicenza	79.371	5.640	29.422	2.005	1.124	642

Fonte: Elaborazioni ARPAV da dati Regione Veneto.

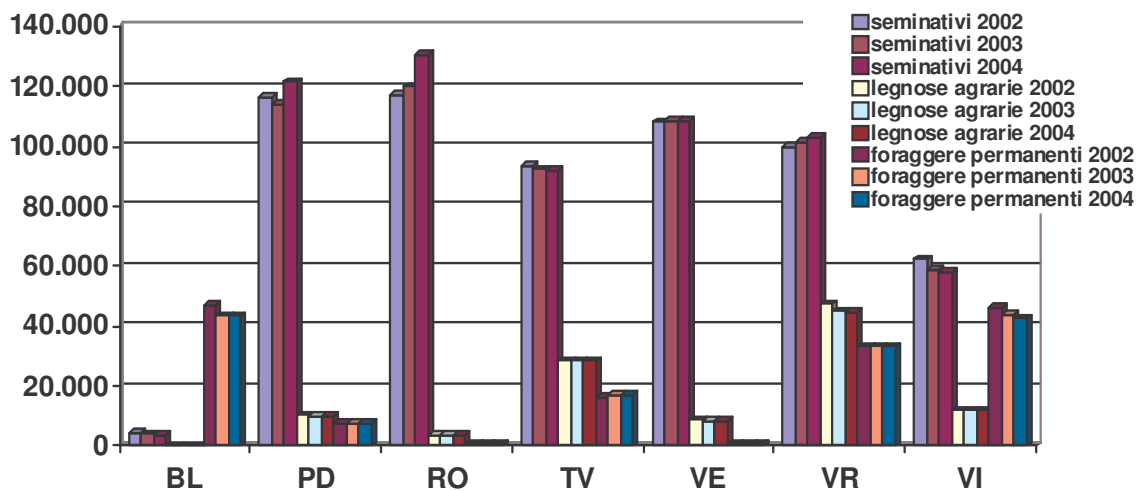
Complessivamente, la diminuzione della sostanza organica nel suolo, a seguito di un'elevata intensificazione delle tecniche produttive in contesti di scarsa disponibilità di fertilizzanti organici, ha portato a situazioni di sempre più difficile sostenibilità delle

produzioni. E' necessario, quindi, aumentarne l'apporto nei terreni valorizzando soprattutto l'utilizzo dei reflui di allevamento ma anche altre fonti di sostanza organica, quali ammendante compostato e fanghi di depurazione di buona qualità.

### Uso del suolo

Nel periodo tra il 2002 ed il 2004 si è verificato un generale aumento delle superfici coltivate (figura 18). L'aumento è stato più consistente soprattutto per le province di Padova e Rovigo; le superfici a coltivazioni arboree risultano diminuite in tutte le province ad eccezione di quella di Rovigo. Nelle province maggiormente interessate dai prati permanenti si nota una diminuzione delle superfici, attribuibile ad un abbandono di terreni marginali, con un lieve incremento per le province di Treviso e Venezia. In generale la situazione si può considerare invariata dal punto di vista delle pressioni che sono esercitate sul suolo.

**Figura 18 - Superficie (ha) di seminativi, coltivazioni permanenti legnose e foraggiere nelle province del Veneto: confronto fra gli anni 2000 e 2003.**



Fonte: Regione del Veneto.

### 4.3 Acqua

Le acque superficiali presenti nel territorio veneto sono costituite da 11 bacini idrogeografici tributari del mare Adriatico, di questi 6 sono di rilievo nazionale, 2 di rilievo interregionale e 3 di rilievo regionale<sup>18</sup>.

In Veneto i corpi idrici significativi<sup>19</sup> generano un reticolo idrogeografico di lunghezza pari a 29.000 km circa. Sono presenti 10 laghi significativi<sup>20</sup> di cui sei naturali<sup>21</sup> e quattro serbatoi artificiali<sup>22</sup>. I fiumi più rilevanti, invece, sono nove: nella parte sud est della regione scorre la parte terminale del fiume Po, la cui portata minima è di 220m<sup>3</sup>/s. Altri tre fiumi importanti sono il Livenza, l'Adige e il Sile che presentano portate minime di 38-25 m<sup>3</sup>/s. I rimanenti fiumi, come il Brenta e il Bacchiglione, hanno una portata decisamente inferiore (3-8 m<sup>3</sup>/s).

Per quanto riguarda le acque sotterranee, i processi deposizionali avvenuti a partire dal Pleistocene medio-superiore hanno originato un sistema idrogeologico complesso, ripartibile in tre settori omogenei: alta, media e bassa pianura, diversificati per caratteristiche idrogeologiche, idrodinamiche e di disponibilità di riserve idriche sotterranee. L'area di alta pianura è costituita da una serie di conoidi alluvionali ghiaiosi sovrapposti e intersecati. Il serbatoio è caratterizzato da un'elevata permeabilità (acquifero indifferenziato) e presenta una falda freatica la cui profondità è massima al limite settentrionale e decresce verso valle fino ad annullarsi in corrispondenza della fascia delle risorgive, dove dà origine alle sorgenti di pianura (risorgive o fontanili). Gli spessori del materasso alluvionale vanno da un minimo di un centinaio di metri fino ad un massimo di circa 1.500 metri nella zona di Castelfranco.

Nell'area di media pianura, invece, i depositi di materiali si presentano progressivamente più fini, costituiti da ghiaie e sabbie con digitazioni limose e argillose che determinano nel sottosuolo una successione di acquiferi confinati sovrapposti. Essi presentano una serie di falde in pressione collegate verso monte alla falda freatica dell'alta pianura, dalla quale traggono alimentazione. La superficie freatica emerge dal suolo nel passaggio dall'alta alla media pianura per la

---

<sup>18</sup> Suddivisive ai sensi della legge n.183 del 18 maggio 1989.

<sup>19</sup> DLgs. 152/1999 e DLgs. 152/2006.

<sup>20</sup> Superficie specchio liquido pari o superiore a 0,5 km<sup>2</sup>.

<sup>21</sup> Santa Croce, Alleghe, Misurina, Lago, Santa Maria e Garda.

<sup>22</sup> Mis, Corlo, Centro Cadore e Santa Caterina.

diminuzione del gradiente e la presenza di lenti argillose. Il limite inferiore della fascia dei fontanili è fisso e in relazione alla presenza dei livelli argillosi; quello superiore è variabile in funzione delle oscillazioni della superficie freatica. Nella media pianura la falda freatica è superficiale, fortemente condizionata dalle dimensioni della fascia delle risorgive. L'area di bassa pianura presenta un sottosuolo costituito da un'alternanza di materiali a granulometria fine (limi e argille) con sabbie (sabbie limose, limi sabbiosi, ecc.). Gli acquiferi sono confinati e semi-confinati, caratterizzati da una bassa permeabilità. Le falde presentano una bassa potenzialità e una ridotta estensione. La falda freatica superficiale è di spessore limitato e la tavola d'acqua è posta a pochi metri dal piano di campagna.

#### **4.3.1 Stato ambientale delle acque superficiali e sotterranee**

In base ai monitoraggi eseguiti<sup>23</sup> dall'Arpav, nel 2004-2005, per verificare lo stato ambientale dei corsi d'acqua (SACA), circa il 70% delle stazioni hanno presentato una situazione quanto meno sufficiente (circa 5% elevato e 32% buono e sufficiente). Più del 25% delle sezioni di corso d'acqua monitorate, invece, si trova in uno stato ambientale scadente. In questa categoria rientrano: il fiume Fratta-Gozone e alcuni suoi affluenti, il tratto terminale del Bacchiglione, dell'Adige e del Piave, alcuni tratti di corsi d'acqua del bacino scolante della laguna di Venezia, il fiume Brenta a Ponte di Brenta, il Canalbianco e il Po.

Per quanto riguarda lo stato ambientale dei laghi (SAL), in base al nuovo indice SAL<sup>24</sup>, nel periodo 2003-05 ben tre laghi sono risultati scadenti (Alleghe, Lago, Santa Maria), mentre gli altri hanno registrato un indice tra buono e sufficiente.

Per quanto riguarda le acque sotterranee, i monitoraggi qualitativi effettuati dall'Arpav, confermano l'elevata vulnerabilità dell'acquifero freatico dell'alta e media pianura. In queste aree, specialmente in prossimità delle risorgive, è possibile trovare contaminazioni attribuibili a fonti di inquinamento sia puntuali che diffuse. Inoltre, il livello piezometrico delle falde, negli ultimi anni, registra un abbassamento nell'alta

---

<sup>23</sup> Impostati ai sensi del D.Lgs 152/1999 e in fase di adeguamento al D.Lgs. 152/2006.

<sup>24</sup> DM 29/12/2003 n.391 che modifica il DL 152/1999. Il Decreto ha sostituito la tabella che individua i livelli di trasparenza e clorofilla con tabelle a doppia entrata per individuare l'ossigeno disciolto e il fosforo totale. Inoltre evidenzia la presenza di metalli pesanti e composti organici.

pianura ed una ripresa, invece, nella media-bassa pianura. Infine, in Regione, l'indice di funzionalità fluviale (IFF)<sup>25</sup> presente con maggior frequenza è mediocre (classe 3) e buono (classe 2).

Complessivamente, dall'analisi condotta dall'Arpav, emerge uno stato della risorsa idrica classificato come mediocre o scadente. Tale situazione è attribuibile all'attività antropica che origina fonti di inquinamento puntuali e diffuse. Fra le prime si annoverano gli inquinanti di origine produttiva e civile (composti organo-alogenati, metalli pesanti, nitrati, ecc.), presenti in quantità prossime ai limiti normativi, prevalentemente nella falda freatica di alta pianura, in prossimità di alcuni grandi centri urbani ed aree industriali. Tra le fonti di contaminazione di origine diffusa, invece, sono da segnalare gli inquinanti di origine agro-zootecnica. Come evidenziato in precedenti capitoli, l'attività agricola influisce sulla qualità dell'acqua principalmente attraverso l'uso dei nitrati e dei pesticidi. Tali fonti inquinanti sono riscontrabili in tutta la pianura, in concentrazioni variabili a seconda della vulnerabilità della falda presente nel sottosuolo. In ampie zone della regione, le concentrazioni di nitrati nelle acque sotterranee superano il valore limite (50mg/l) previsto dal Dlgs 31/2001 sulle acque destinate al consumo umano. Inoltre, tale situazione è aggravata dal fatto che nelle stesse aree si rilevano elevate concentrazioni di fitofarmaci. Ciò comporta la necessità di regolarizzare e/o ridurre l'impiego di fertilizzanti e fitofarmaci nelle pratiche agricole, in particolare per quanto riguarda le aree vulnerabili, come previsto dal Dlgs 152/2006. Nei fiumi di risorgiva si nota una concentrazione superiore di nitrati rispetto agli altri corpi idrici, con un aumento sensibile della concentrazione 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 bacino di pianura. L'area in cui sono presenti i pozzi nei quali è stata prelevata acqua sotterranea con concentrazioni di ione nitrato superiori ai limiti di legge è ubicata in provincia di Treviso, nell'area di ricarica a monte del limite superiore delle risorgive. Un'area caratterizzata dall'elevata vulnerabilità delle falde acquifere e dalla presenza di un notevole carico zootecnico.

---

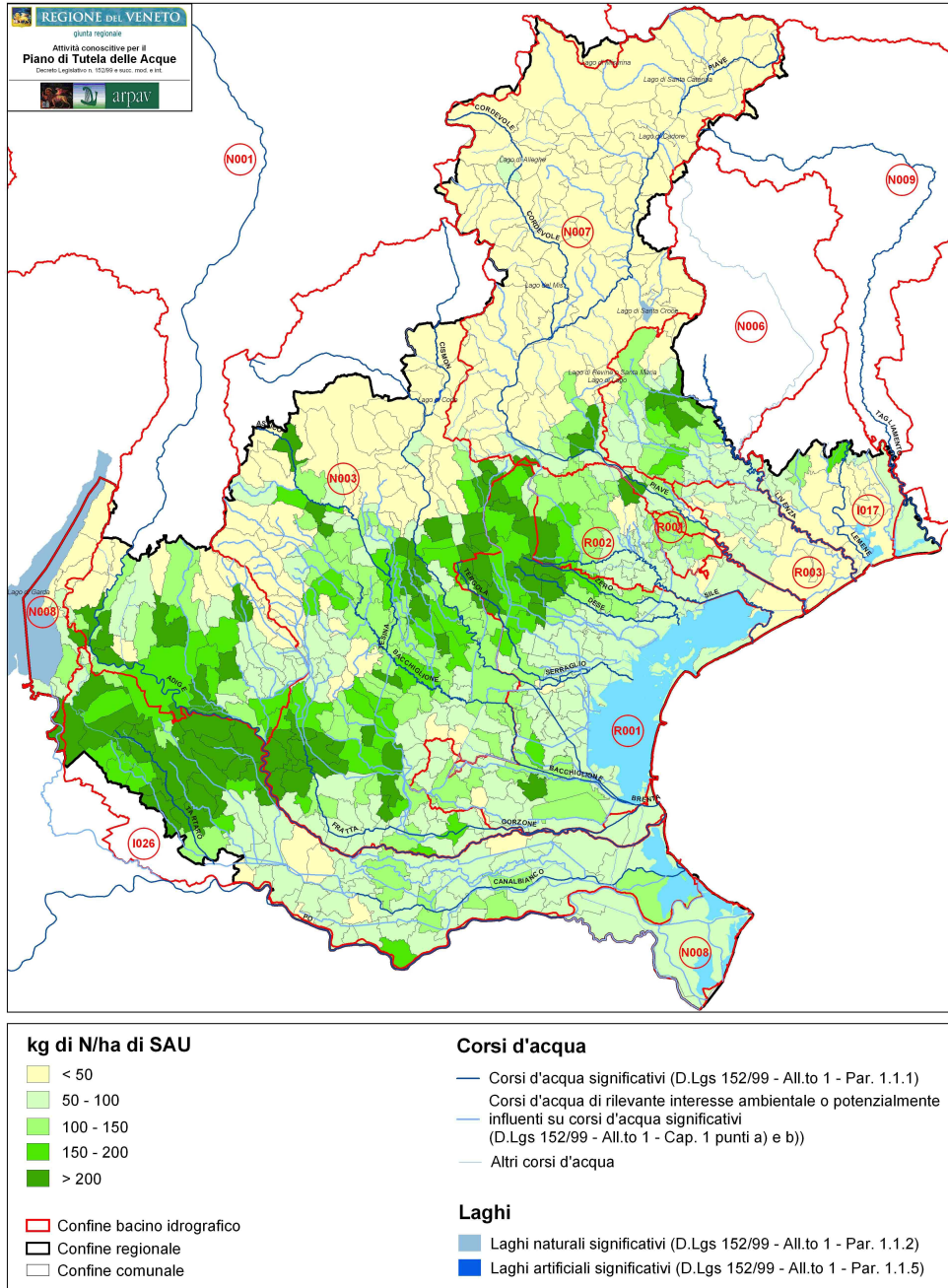
<sup>25</sup> Permette una valutazione dello stato complessivo dell'ambiente fluviale e della sua funzionalità: capacità di ritenzione e ciclizzazione della sostanza organica fine e grossolana, funzione tampone svolta dall'ecotono ripario, struttura morfologica che garantisce un habitat idoneo a comunità biologiche diversificate. Direttiva Europea 2000/60/CE.

**Tabella 18: Quadro riassuntivo regionale degli apporti di N e P di origine agro zootecnica**

BACINO IDROGRAFICO	SAU (ha)	AZOTO				FOSFORO			
		Concimi minerali o organici	Zootecnico	Totale Apportato	Surplus	Concimi minerali o organici	Zootecnico	Totale Apportato	Surplus
Adige	59.940	62	118	180	119	26	77	103	81
Bacino Scolante	123.630	151	67	217	112	67	41	108	50
Brenta	229.346	134	105	238	129	55	63	118	65
Fissero, Tartaro, Canal Bianco	184.116	136	67	202	106	68	43	111	56
Lemene	34.265	101	24	124	51	68	14	82	31
Livenza	34.766	136	72	207	112	46	43	89	42
Pianura tra Livenza e Piave	32.926	110	33	142	67	65	21	86	37
Piave	74.287	62	39	101	33	26	22	48	19
Po	33.431	106	41	147	72	52	24	76	28
Sile	42.550	147	72	218	112	61	47	107	48
Tagliamento	3.122	119	19	138	48	70	11	81	28
Aree direttam scolanti a mare	364	112	20	132	51	78	12	90	36

Fonte: Elaborazioni ARPAV da dati Regione Veneto.

**Figura 20 - Surplus azoto di origine agro-zootecnica.**



Fonte ISTAT

La gravità della situazione è accentuata dal fatto che il sistema idrico sotterraneo contaminato, oltre ad essere tra le più importanti riserve d'acqua della regione, alimenta le falde in pressione poste a valle, e i fiumi di risorgiva.

Nella porzione occidentale a quella sopracitata, le acque sotterranee poste a monte delle risorgive, presentano concentrazioni di ione nitrato sempre inferiori ai 50 mg/l ma che, come nel caso del fiume Brenta, possono presentare alcuni picchi massimi, prossimi al valore limite.

Per quanto riguarda la concentrazione di pesticidi, allo stato attuale si ha il superamento nelle acque dolci superficiali per i seguenti principi attivi:

- alfa esaclorocicloesano (nel 3,6 % delle analisi);
- esaclorobenzene (nel 2,5 % delle analisi);
- alachlor (nell'1,5% delle analisi).

In regione i volumi di vendita maggiori<sup>26</sup>, per principio attivo, si riscontrano per gli insetticidi fosforiti Azinfos Metile (90785 kg/anno) Chlorpiriphos (37011 kg/anno) e Fenitrothion (27183 kg/anno) e per l'erbicida Alachlor (82354 kg/anno).

La presenza di questi inquinanti è riconducibile al loro utilizzo sempre più diffuso, soprattutto sottoforma di biocidi (erbicidi, insetticidi, fungicidi, ecc.). Per quanto riguarda gli erbicidi, è da rilevare che negli ultimi anni i prodotti di pre-semina o pre-emergenza sono stati sempre più sostituiti da prodotti selettivi, efficaci a dosi nettamente inferiori e distribuibili in post-emergenza.

Per quanto riguarda i prodotti fitosanitari, nel 2005, le sostanze attive più ritrovate nei pozzi sono state: atrazina<sup>27</sup>, terbutilazina e relativi metaboliti (desetilatrazina e desetilbutilazina), metolachlor e simazina. I punti in cui si ha una concentrazione di pesticidi superiore a 0,1 µg/l<sup>28</sup>, sono localizzati sempre nelle aree designate vulnerabili da nitrati.

Nella tabella 19 vengono riportati i carichi inquinanti potenziali ed effettivi di azoto e fosforo gravanti sul sistema idrico della regione. I primi sono i carichi inquinanti prodotti sul territorio dalle attività antropiche, i secondi sono i carichi che, a valle degli eventuali sistemi di depurazione artificiali e/o naturali, raggiungono il reticolo idrografico superficiale od i corpi idrici sotterranei.

I carichi maggiori corrispondono ai bacini con SAU maggiore, infatti, sia per carichi di azoto che di fosforo, le quantità maggiori si riscontrano nel Brenta, nel Bacino

---

<sup>26</sup> Utilizzato generalmente come indicatore della pressione ambientale e quindi della possibilità di contaminazione diffusa. Le fonti ufficiali dei dati di vendita sono ISTAT e SIAN.

<sup>27</sup> L'atrazina a causa dell'elevata persistenza, nonostante il divieto di impiego e vendita, dà ancora luogo a ritrovamenti.

<sup>28</sup> Valore limite secondo il D.Lgs. n.152/1999 e D.Lgs. n. 31/2001.

Scolante e nel Fissero-Tartaro–Canal Bianco, che risultano avere la SAU maggiore. Nella figura 19 sono rappresentati i carichi di azoto per ettaro di SAU, che risultano superiori nella zone di alta e media pianura, gran parte delle quali identificate come aree vulnerabili.

Come precedentemente affermato, lo stato ambientale delle acque superficiali e profonde si presenta mediocre o scadente, di conseguenza emerge la necessità di contribuire al loro miglioramento mediante una riduzione dei possibili carichi di sostanze inquinanti provenienti dal settore agricolo. La situazione si presenta già satura in molte zone, per cui risulta indispensabile ridurre il surplus di carico inquinante per evitare possibili danni alle acque sotterranee e superficiali, soprattutto nelle zone particolarmente vulnerabili.

Infine, il trend di abbassamento del livello di falda in ogni area della pianura veneta rende evidente che questo aspetto inizia a divenire critico poiché se non verrà diminuito il prelievo idrico a scopo irriguo insieme ad altri usi (in particolare industriale) il livello di falda rischierà di scendere ulteriormente.

Come è possibile notare in Tabella 19, dalle stime ARPAV sui carichi effettivi residui provenienti dalle diverse attività antropiche, si osserva che le attività agrozootecniche contribuiscono in misura nettamente superiore agli altri settori per quanto riguarda le emissioni di azoto e fosforo. Al contrario le frazioni di carico BOD<sub>5</sub> e COD mettono in luce una minore rilevanza del fenomeno causato dalle attività agrozootecniche.

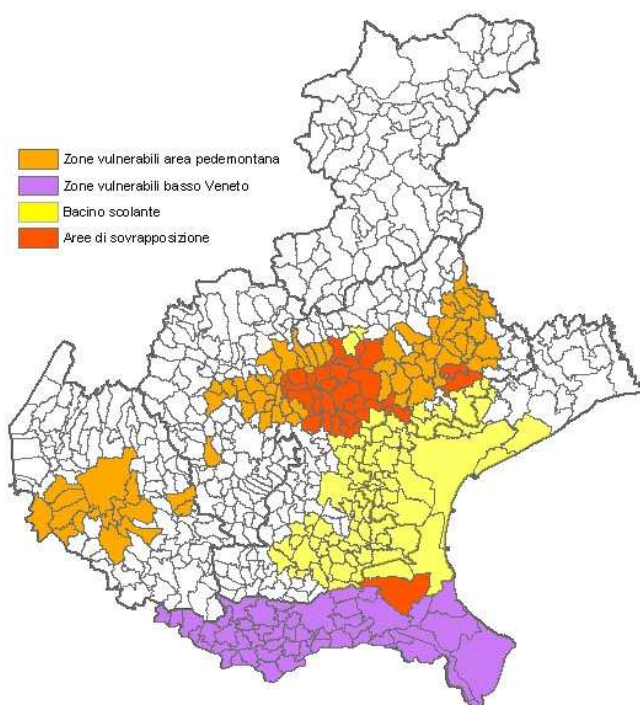
**Tabella 19 - Quadro riassuntivo dei carichi inquinanti per fonte di generazione in Veneto (t/anno)**

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

Fonte: Regione del Veneto, Piano di Tutela delle Acque – Stato di fatto. Dicembre 2004

Come sottolineato nel paragrafo 4.1.3, i più elevati carichi di azoto (con valori superiori ai 100 kg/ha) si localizzano in gran parte lungo la fascia delle risorgive, caratterizzata da una certa fragilità ambientale. Lungo tale fascia si distribuisce buona parte dei territori designati come "Zone vulnerabili da nitrati di origine agricola" nella proposta della Regione Veneto, relativa ad un complesso di 100 Comuni (Figura 21). Dei suddetti Comuni, 90 sono distribuiti in pianura, di cui 39 sono completamente vulnerabili. Accanto ai Comuni designati come vulnerabili ai nitrati, sussistono ulteriori aree sensibili, quali i territori dei bacini dei fiumi Canal Bianco, Fissero e Po di Levante e il Bacino Scolante della laguna di Venezia (BSL). Le aree vulnerabili nel loro complesso interessano, tre porzioni relativamente distinte del territorio regionale (Figura 21). L'area vulnerabile del Basso Veneto corrisponde all'intera superficie territoriale di Rovigo ed al Comune di Cavarzere e, in buona parte, si sovrappone all'area con svantaggi specifici individuata nel Polesine.

**Figura 21 - Aree soggette all'inquinamento delle risorse idriche**



*Fonte: elaborazioni su dati Regione Veneto.*

La superficie agricola che ricade nelle tre tipologie di aree vulnerabili nel complesso supera i 300.000 ha (Tabella 20). La maggior concentrazione di superficie

agricola in area vulnerabile si riscontra nel BSL entro cui ricade il 15% circa della SAU regionale. Un dato simile si riscontra anche per il numero di aziende presenti nell'area del bacino (42.500), pari al 22% del totale veneto.

La SAU vulnerabile è per lo più composta da seminativi che nell'area del Basso Veneto arriva a poco meno del 97%. Nell'area pedemontana le superfici foraggere e le coltivazioni permanenti possiedono le più alte incidenze relative, 18% e 16% rispettivamente. Le foraggere permanenti svolgono una funzione protettiva delle acque e del suolo rispetto alle alternative colturali rappresentate dalle foraggere temporanee e da altri seminativi. La superficie irrigata si concentra soprattutto nella prima tipologia di area vulnerabile (circa 58% di SAU irrigata), mentre nelle restanti aree le percentuali sono circa la metà (27%).

Le aziende con allevamenti bovini si distribuiscono soprattutto nell'area pedemontana (5.900 aziende) e nel bacino scolante (4.442); in linea con la numerosità delle aziende, si rilevano anche elevate consistenze di patrimonio animale, con carichi di bestiame più elevati nel primo tipo di area (1,8 UBA). Il Basso Veneto, invece, presenta carichi meno consistenti, attribuibili ad una ridotta dotazione animale e alle dimensioni medie aziendali più sostenute.

**Tabella 20 - Caratteristiche agricole per tipo di aree vulnerabili**

	Aree vulnerabili ai nitrati (Pedemontana)	Aree vulnerabili ai nitrati (Basso Veneto)	Bacino scolante Laguna di Venezia	Totale
Numero di aziende (n.)	34.979	11.710	42.501	191.085
SAU (ha)	113.905	124.304	130.867	852.744
Di cui – seminativi (%)	66,5	96,7	88,2	68,3
- coltivazioni permanenti (%)	15,8	3,0	7,0	12,7
- prati e pascoli (%)	17,7	0,3	4,8	19,0
Superficie irrigata (% su SAU)	57,7	27,4	27,3	31,1
Aziende con allevamento bovino (n.)	5.901	524	4.422	21.575
UBA bovini (n.)	209.630	42.564	167.186	745.070

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

Nelle aree a cavallo tra l'alta e la bassa pianura è presente una certa concentrazione di allevamenti potenzialmente inquinanti; nelle aree vulnerabili ai nitrati le minacce di inquinamento rafforzano le opportunità offerte dall'applicazione di specifiche forme di tutela e di vincoli alle attività produttive in tali zone potrebbe ovviare ad alcune problematiche ambientali di questi territori, ad alta vulnerabilità

intrinseca e soggetti a fattori di pressione. Questo percorso è stato già avviato con le misure a carattere ambientale della Legge Speciale per Venezia. Secondo tale provvedimento, a partire dal 2002 più di 8.000 ha di SAU del Bacino scolante sono stati interessati da interventi volti ad incentivare forme di agricoltura ecocompatibile. Altri interventi, particolarmente importanti per i riflessi in termini di protezione o miglioramento della qualità delle acque, hanno riguardato la costituzione di fasce tampone inerbite e/o la realizzazione di siepi e set-aside con funzione di fitodepurazione che, tra il 2003 e il 2005, hanno interessato un complesso di 715 ha circa.

#### **4.4 Natura e biodiversità**

Il Veneto si può definire una regione completa dal punto di vista paesaggistico, sono presenti rilievi montuosi e collinari, pianure alluvionali, vasti e articolati sistemi fluviali, aree litoranee con arenili, foci e lagune che delineano cinque ambienti caratteristici: alpino, prealpino, collinare, pianiziale e costiero.

L'ambiente alpino, rappresentato dalle Dolomiti settentrionali, bellunesi e feltrine, presenta caratteri morfologici netti legati alle caratteristiche meccaniche delle rocce affioranti. Le cime rocciose si spingono oltre i 3.000 m e scendono verso valle con pendii più dolci di prati e pascoli e fitti boschi di conifere. L'ambiente prealpino, invece, caratterizza la fascia di territorio che dal lago di Garda si estende sino all'altopiano del Cansiglio. In esso predominano massicci montuosi, con un'altitudine di 300-1.700 m, costituiti prevalentemente da rocce carbonatiche sedimentarie. All'ambiente prealpino segue quello collinare che si estende anch'esso dal lago di Garda fino alle pendici dell'altopiano del Cansiglio e in corrispondenza della Val Belluna. Il territorio presenta aspetti paesaggistici caratteristici e particolarmente suggestivi derivati dalla coesistenza di un'antica agricoltura collinare, in cui predomina la vite e l'ulivo, con un ambiente fortemente antropizzato ma ricco di antichi borghi, castelli, ville signorili e monasteri.

L'ambiente pianiziale della pianura veneta, modellato nel corso dei millenni dal sistema idrografico, rappresenta il cuore pulsante della regione. In tale ambiente affianco ai territori agricoli si estende il maggior tessuto urbano e produttivo della

Regione, spesso senza soluzione di continuità. L'area è attraversata anche dai principali fiumi della regione i quali, pur attraversando territori fortemente antropizzati, custodiscono ancora frammenti di ecosistemi con piccole zone umide, lanche e relitti di boschi planiziali, ricchi di elementi di pregio naturalistico.

L'ambiente costiero è delimitato a sud-est dal Mare Adriatico, al quale si raccorda attraverso una fascia lagunare e dunale, e a Nord-Ovest dalla fascia della pianura. Il paesaggio è caratterizzato da habitat in continua evoluzione e comprende l'area del Delta (una delle più grandi zone umide del Mediterraneo), le lagune di Venezia, Caorle e Bibione, numerose foci fluviali e un esteso sistema di arenili e dune litoranee. L'ambiente conserva ambiti di elevata naturalità e una grande ricchezza e varietà di specie animali e vegetali.

In Veneto il sistema delle aree protette<sup>29</sup> si estende per circa 93.377 ettari, pari al 5,1% della superficie regionale<sup>30</sup>. Tali aree rappresentano uno degli strumenti più importanti per la conservazione della biodiversità ed in questo contesto un ruolo cruciale è svolto dall'attività agricola in quanto può da un lato favorire la perdita di biodiversità e dall'altro essere un importante strumento per la sua conservazione.

Inoltre, sempre per salvaguardare la biodiversità, a livello regionale è stata istituita una rete ecologica il cui elemento portante è rappresentato dal fitto reticolo idrografico esistente in pianura. Questo perché i sistemi fluviali, attraversando ambiti fortemente antropizzati, assolvono al ruolo di corridoi ecologici e al contempo costituiscono aree di ripristino ambientale e serbatoi di biodiversità.

Le strutture costituenti tale rete<sup>31</sup> sono:

1. Core Areas: Parchi, Riserve Naturali, Siti Natura 2000.
2. Buffer zones: aree di rispetto larghe 2.5 km attorno alle core areas;
3. Wildlife corridors: corridoi fluviali principali e corsi d'acqua minori;
4. Stepping stones: piccole aree ad elevata naturalità;
5. Restoration areas: aree poste nelle golene o all'interno di ambiti agricoli.

---

<sup>29</sup> Comprende parchi, riserve naturali e habitat di elevato valore naturalistico.

<sup>30</sup> La media nazionale è dell'11%.

<sup>31</sup> Per approfondimenti: ANPA-INU, 2001; APAT, 2003; Reggiani *et. al.*, 2001.

#### **4.4.1 Aree protette e Aree Natura 2000**

##### **Aree Protette**

Le aree protette presenti in Veneto sono: 1 Parco Nazionale, 5 Parchi Naturali Regionali, 13 Riserve Naturali Statali e 6 Riserve Naturali regionali, 2 Zone Umide di Importanza Internazionale per complessivi 93.377 ettari equivalente al 5.1% della superficie. Tali aree hanno come riferimento normativo la Legge Regionale 16 agosto 1984, n. 40 "Nuove norme per l'istituzione di parchi e riserve naturali regionali", la Legge 6 dicembre 1991, n. 394 "Legge Quadro sulle aree protette" e il DPR del 13 marzo 1996, n. 448 di recepimento della Convenzione Internazionale ratificata a Ramsar (Iran) che individua "le zone umide di importanza internazionale".

Tuttavia tali misure di protezione degli ambienti naturali, risultano insufficienti per la conservazione in tempi lunghi della biodiversità e il mantenimento dei processi biologici essenziali. Questo perché la frammentazione del territorio, conseguente alle attività antropiche (come fenomeni insediativi, tecnologici, produttivi e infrastrutture), determina una progressiva diminuzione della superficie degli habitat naturali e un aumento del loro isolamento, con conseguente rischio per la sopravvivenza delle specie animali e vegetali selvatiche in essi presenti. A tal proposito, il Consiglio della Comunità Europea ha adottato le direttive 92/43/CEE (Direttiva Habitat) e 79/409/CEE (Direttiva Uccelli) con le quali costruire la Rete Natura 2000; un sistema coordinato e coerente di aree naturali o seminaturali in cui si trovano habitat, specie animali vegetali "di interesse comunitario", importanti per il mantenimento e il ripristino della biodiversità in Europa.

In base anche agli indirizzi programmatici del nuovo PTRC (Piano Territoriale Regionale di Coordinamento) che la Regione Veneto sta realizzando, la Rete Natura 2000 dovrà innervare ed integrare i Siti di Importanza Comunitaria (SIC), e le Zone di Protezione Speciale (ZPS), previste dalle direttive "Habitat" e "Uccelli" con il sistema di aree naturali protette esistenti (parchi, riserve, zone di Ramsar, ecc.) e altre zone a naturalità diffusa come boschi, prati e verde urbano. Fondamentale per questo scopo è l'individuazione di corridoi ecologici di connessione nei quali siano presenti elementi che, per la loro struttura lineare e continua (come i corsi d'acqua con le relative sponde o il sistema tradizionale di delimitazione dei campi coltivati) sono

essenziali per assicurare la migrazione, la distribuzione geografica e lo scambio genico delle specie selvatiche.

Per quanto riguarda la flora e la fauna protetta, in Veneto sono presenti circa 3150 specie di piante superiori, associate a quasi 600 tra sottospecie e varietà, diversamente distribuite sul territorio regionale. La qualità floristica in regione è elevata: ai sensi della direttiva Habitat vi sono tre specie prioritarie, mentre quelle di interesse comunitario (allegato II direttiva 92/43/CEE) sono numerose. In base alle liste rosse regionali delle piante d'Italia e limitatamente alle categorie più importanti dell'IUCN (World Conservation Union), sono presenti 32 entità gravemente minacciate, 62 minacciate e 76 vulnerabili. Per quanto riguarda le specie animali, sono presenti in regione circa 375 vertebrati<sup>32</sup> e 20.000 invertebrati<sup>33</sup>. Le specie a rischio sul territorio sono rare tra i vertebrati, mentre decisamente più diffuse per gli invertebrati. Le specie di uccelli censite, per buona parte rientrano tra quelle elencate nella direttiva uccelli come bisognose di tutela.

### **Siti Natura 2000**

La Rete Natura 2000 è un sistema di aree naturali e seminaturali di grande valore naturalistico che si sta costituendo in Europa in base alla Direttiva "Habitat" (92/43/CEE)<sup>34</sup> e alla Direttiva "Uccelli" (79/409/CEE)<sup>35</sup> per favorire la salvaguardia della biodiversità del territorio comunitario. La sua realizzazione richiede un inventario pressoché completo degli habitat (habitat di interesse comunitario) che rischiano di scomparire e l'adozione di appropriate misure di protezione da parte dei governi.

In regione l'insieme dei SIC e ZPS<sup>36</sup> si estendono per 403.737 ettari, pari al 22% del territorio regionale. La maggiore densità e ampiezza di queste aree ricade nel territorio montano, basti pensare che il 54% dell'ammontare delle zone SIC e ZPS ricade in provincia di Belluno.

Complessivamente<sup>37</sup>, il Veneto ha definito le misure di conservazione per le 67 Zone di Protezione Speciale<sup>38</sup>. Questi siti sono stati raggruppati in 5 classi che presentano

---

<sup>32</sup> 38 di interesse comunitario e 5 prioritarie allegato II direttiva 92/43/CEE.

<sup>33</sup> 10 di interesse comunitario 3 prioritario.

<sup>34</sup> Conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche.

<sup>35</sup> concernente la conservazione degli uccelli selvatici.

<sup>36</sup> Approvate con DGR n.1180 del 18 aprile 2006.

<sup>37</sup> Delibera della Giunta regionale n°2371 del 27 luglio 2006.

<sup>38</sup> Ai sensi delle direttive 79/409/CEE, 92/43/CEE e del D.P.R. 357/1997.

caratteristiche omogenee rispetto alle specie e agli habitat di interesse comunitario (Tabella 22).

**Tabella 22 - Schema derivante dall'allegato A della DGR 2371/2006.**

<b>Classe</b>	<b>Sottoclasse</b>
1 – Ambienti alpini e prealpini	1A: Zone umide d'acqua dolce e torbiere della regione biogeografia alpina 1B: Foreste, praterie alpine, ambienti rupicoli ed estremi e ambiti fluviali a regime torrentizio 1C: Versanti prealpini
2 – Sistemi collinari e versanti prospicienti la pianura	
3 – Ambienti legati ai corsi d'acqua e alle zone umide di pianura	3A: Ambiti fluviali dei corsi d'acqua 3B: Zone Umide d'acqua dolce e ambienti fluviali: risorgive, fontanili, laghi eutrofici 3C: Paludi e laghi eutrofici planiziali
4 – Comunità di querceti misti planiziali	
5 – Ambienti della fascia litoranea	5A: Ecosistemi di transizione – Lagune, casse di colmata, aree vallive, foci. 5B: Biotipi litoranei e sistemi dunali relitti

### **Zone vulnerabili**

Con Deliberazione n. 118/CR del 2003, è stata adottata dalla Giunta Regionale Veneto la delimitazione delle zone vulnerabili da nitrati di origine agricola, ai sensi dell'art. 19 del D.Lgs 152/99 e s.m.i.

L'art. 19 del D.Lgs. n. 152/1999, in fase di prima individuazione, per il Veneto ha designato vulnerabile l'area dichiarata a rischio di crisi ambientale di cui all'art. 6 della L. 28/08/1989 n. 305, dei bacini dei fiumi Fissero, Canal Bianco e Po di Levante. Lo stesso art. 19 prevedeva che le Regioni, sentita l'Autorità di bacino, potessero individuare ulteriori zone vulnerabili ovvero, all'interno delle zone di prima individuazione, indicare le parti che non costituivano zone vulnerabili.

L'allegato 7 del succitato decreto, definisce vulnerabili le zone di territorio che scaricano direttamente o indirettamente composti azotati in acque già inquinate o che potrebbero esserlo in conseguenza di tali scarichi ed illustra i criteri di massima per l'individuazione. Questa avviene sulla base di fattori ambientali che concorrono a determinare uno stato di contaminazione, fra i quali i principali da considerare sono:

- la vulnerabilità intrinseca delle formazioni acquifere ai fluidi inquinanti (caratteristiche litostrutturali, idrogeologiche e idrodinamiche del sottosuolo e degli acquiferi);

- la capacità di attenuazione del suolo nei confronti dell'inquinante (caratteristiche di tessitura, contenuto di sostanza organica ed altri fattori relativi alla sua composizione e reattività chimico-biologica);
- le condizioni climatiche e idrologiche;
- il tipo di ordinamento colturale e le pratiche agronomiche.

Nella DGR/CR n. 118 del 18/11/2003, le aree vulnerabili sono classificate in base alla diversa vulnerabilità intrinseca mediante sei gradi di vulnerabilità, da "estremamente elevata" a "bassissima".

La designazione delle aree vulnerabili da nitrati è stata fatta partendo dalla carta della vulnerabilità intrinseca (o naturale) e prendendo in considerazione l'utilizzazione attuale e la potenziale utilizzabilità della falda, fattori che dipendono dalla qualità delle acque e dalla portata estraibile.

Recentemente la Regione Veneto ha designato con Delibera Consigliare n°62 del 17/05/2006 una "Zona vulnerabile da nitrati di origine agricola" relativa ad un complesso di 100 comuni, con una superficie territoriale di circa 274.000 ettari, per gran parte localizzati lungo la fascia di ricarica degli acquiferi. Inoltre, con tale provvedimento sono state confermate come aree vulnerabili ai nitrati l'intera provincia di Rovigo e il comune di Cavarzere (circa 195.800 ettari) e il Bacino Scolante della Laguna di Venezia (circa 260.400 ettari).

Pertanto il complesso delle aree sensibili della regione al netto delle superfici di sovrapposizione si estendono per circa 680.000 ettari, ovvero quasi il 37% della superficie territoriale regionale

Le aree designate vulnerabili sono quelle a maggior vulnerabilità intrinseca, al di sopra della linea delle risorgive, che divide l'alta dalla bassa pianura. Gran parte dell'alta pianura che costituisce l'area di ricarica degli acquiferi della media e bassa pianura, risulta vulnerabile ma con gradi di vulnerabilità differenti. Le zone a vulnerabilità estremamente elevata sono l'area a sud ovest di Verona, gran parte della conoide del Brenta, parte del trevigiano orientale al confine con il Friuli, alcune ampie zone nel veronese occidentale e nel trevigiano.

L'analisi dei dati di qualità delle acque di falda, prelevate nel corso delle campagne di monitoraggio delle acque sotterranee del Veneto, conferma la designazione delle aree vulnerabili: infatti, in genere, l'inquinamento da nitrati si riscontra nei campioni d'acqua prelevati da pozzi che pescano in falde freatiche,

soprattutto se la profondità della falda dal piano campagna è bassa, mentre in quelli che attingono da falde artesiane, al di sotto della linea delle risorgive, il tenore di nitrati risulta ridotto.

Concentrazioni elevate si rilevano nel trevigiano, nell'area del Brenta, nel vicentino e nel veronese.

In figura 23 sono riportate le zone vulnerabili da nitrati come individuate secondo la DCR n. 62/2006; utilizzando i dati ricavabili dalle banche dati di fonte si stima pari a 345.000 ettari la superficie agricola complessiva che ricade nelle tre tipologie di aree vulnerabili prima richiamate; la destinazione è prevalentemente a seminativi (86% della SAU totale), seguiti dalle superfici a vite e a frutteti (9%) e dai prati e pascoli (5%).

La Zona Vulnerabile di più recente designazione (100 comuni) ricade prevalentemente in pianura e interessa aree agricole ad elevata intensità irrigua (58% della SAU).

Sono state evidenziate, inoltre, le aree SIC e ZPS e valutata la sovrapposizione delle stesse con le Aree Vulnerabili. Circa 148000 ha del territorio dei Siti di Importanza Comunitaria e 106000 ha del territorio delle Zone di Protezione Speciale sono compresi totalmente o parzialmente entro i territori comunali delle zone vulnerabili.

#### **4.4.2 La biodiversità e il paesaggio**

Le relazioni tra biodiversità e agricoltura vengono usualmente analizzate sotto tre distinti aspetti: 1) la diversità genetica, all'interno delle specie, relativa alla diversità dei geni tra le specie domestiche di piante e di animali ed i loro "progenitori" selvatici; 2) la diversità tra le specie, intesa come numero e popolazioni di specie selvatiche (di flora e fauna) coinvolte dall'agricoltura, incluse le biocenosi del suolo e gli effetti delle specie invasive sull'agricoltura e sulla biodiversità; 3) la diversità degli ecosistemi intesi come gli ecosistemi formati dalle popolazioni e dalle specie significative per l'agricoltura (OECD 2001). Come precedentemente sottolineato nel rapporto con la biodiversità e il paesaggio le attività agricole svolgono un ruolo ambivalente: da un lato si esercitano pressioni che si traducono in impatti negativi e

dall'altro lato si arricchisce la variabilità genetica e degli habitat con l'introduzione di nuovi sistemi di coltivazione e allevamento.

Per quanto riguarda la diversità genetica, la salvaguardia della biodiversità in agricoltura non riguarda soltanto gli habitat ma anche la diversità genetica delle specie coltivate e allevate. I dati a livello nazionale sono disponibili soprattutto per quanto riguarda le specie animali: tra le 116 razze di equini, bovini, ovini, caprini e suini censite dalla FAO in Italia, sono 26 le razze considerate in condizione critica, 27 minacciate da estinzione e 2 estinte.

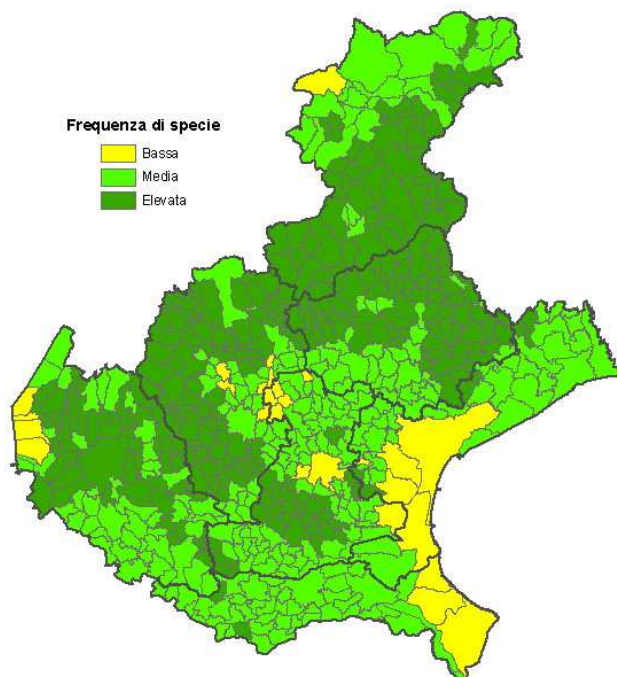
Le politiche poste in atto per frenare la perdita di biodiversità agricola perseguono due strategie diverse: la conservazione *in situ* e la conservazione *ex situ*. Nel primo caso le misure agroambientali specificatamente destinate al sostegno delle specie animali minacciate di estinzione hanno avuto nel Veneto una discreta diffusione, mentre gli interventi per le specie vegetali non sono stati applicati. Tra gli interventi più efficaci va annoverato anche il sostegno ai sistemi foraggeri estensivi che indirettamente ha contribuito a preservare habitat importanti per le specie zootecniche interessate da erosione genetica. Oltre alle misure per lo sviluppo rurale, sono interessanti anche alcuni interventi per la conservazione delle risorse genetiche *ex situ*, tra cui va ricordata l'attività di conservazione del genoma svolta dagli Istituti sperimentali.

Per quanto riguarda la diversità tra specie, secondo l'Apat oltre il 70% dei Vertebrati in Italia risulta essere minacciato di estinzione. Il rischio si concentra in particolare su alcune classi (pesci, anfibi e rettili) per le quali un numero rilevante di specie è in pericolo critico ovvero si trova di fronte a un alto rischio di estinzione nel futuro immediato. Situazioni preoccupanti si riscontrano anche per gli Invertebrati. La stima del grado di minaccia, realizzata in Italia adottando le categorie Iucn per le valutazioni globali, individua tra i fattori specifici l'uso dei pesticidi e l'inquinamento delle acque quale responsabile della minaccia di estinzione per il 25% delle specie complessivamente minacciate, mentre i cambiamenti nelle attività agro-pastorali incidono sul 10% di tali specie. Anche per le specie vegetali il quadro complessivo deve considerarsi negativo in quanto oltre un quinto delle specie italiane risulta essere minacciato, ma non è possibile stabilire in che misura l'agricoltura costituisca un fattore di minaccia.

I dati resi disponibili da uno studio realizzato nell'ambito della Rete Ecologica Nazionale (Boitani et al. 2002) e ulteriormente elaborati da un gruppo di lavoro della

Regione del Veneto (2005) consentono di analizzare la distribuzione della fauna vertebrata (anfibi, rettili, uccelli, mammiferi e pesci<sup>39</sup>) ad un livello territoriale molto dettagliato con utilizzo di un sistema informativo territoriale (GIS). Gli studi mettono in relazione la presenza di speci animali rispetto a specifiche porzioni di territorio. La sovrapposizione degli areali di distribuzione delle singole specie porta ad ottenere una mappa territoriale della distribuzione delle specie vertebrate. Inoltre utilizzando la lista delle specie minacciate identificate secondo i criteri IUCN, in base alle Liste Rosse disponibili e alle specie inserite negli allegati delle direttive Uccelli e Habitat è possibile stabilire anche una distribuzione territoriale delle specie vertebrate minacciate. Nelle figure 25 e 26 vengono riportate rispettivamente la distribuzione territoriale della fauna vertebrata terrestre e quella minacciata di estinzione. Come è possibile notare, la distribuzione delle specie della fauna vertebrata terrestre presenta una significativa variabilità territoriale, favorita dai diversi contesti fisico-ambientali e antropici presenti in regione.

**Figura 25 - Distribuzione territoriale della fauna vertebrata terrestre**

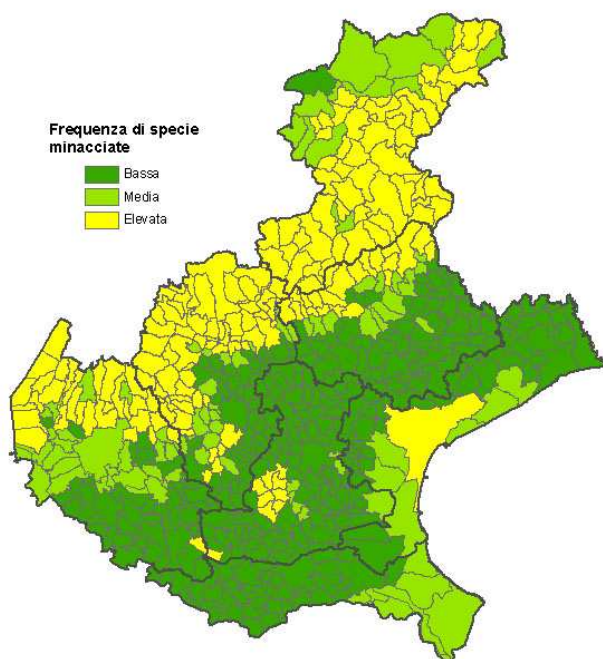


*Fonte: elaborazioni su dati Regione Veneto (2005).*

---

<sup>39</sup> Il lavoro della Regione del Veneto fa riferimento soltanto alla fauna vertebrata terrestre.

**Figura 26 - Distribuzione territoriale della fauna vertebrata minacciata di estinzione**



Fonte: elaborazioni su dati Rete Ecologica Nazionale, Boitani et al. (2002).

Una scarsa presenza di specie si riscontra nel 21% del territorio, con quote più accentuate nelle zone montane e in secondo luogo nelle aree di pianura e collina (Tabella 25). Tale distribuzione è spiegabile se si pensa che alcuni ambienti montani, privi di vegetazione o con condizioni climatiche e/o geopedologiche difficoltose rendono difficoltosa la vita della fauna vertebrata.

**Tabella 25 - Superficie territoriale per classi di specie totali (ha)**

	< 57	58 - 71	72 - 104	Sup. territoriale
Pianura	189.938	650.506	198.016	1.038.460
Collina	43.815	57.464	164.245	265.524
Montagna	151.610	36.615	346.033	534.258
Verona	67.356	117.138	125.095	309.589
Vicenza	42.900	77.284	151.991	272.176
Belluno	113.697	23.899	229.344	366.939
Treviso	30.043	105.240	112.612	247.895
Venezia	72.450	141.984	31.830	246.265
Padova	28.306	138.513	47.555	214.374
Rovigo	30.609	140.527	9.867	181.003
Veneto	385.363	744.584	708.294	1.838.241

Nota: le elaborazioni dei dati comportano una difformità tra il dato territoriale e quello estratto dal database GIS

Fonte: Regione Veneto.

Tuttavia le zone montane e collinari rappresentano l'area territoriale più vasta per la classe di presenza elevata: oltre il 60% del territorio di queste due zone altimetriche presenta una frequenza elevata di fauna vertebrata, mentre nelle aree di pianura tale quota è del 19%. Gli ambienti più rappresentativi sono quelli boscati delle aree 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, specie dove permangono elementi tipici dell'agricoltura tradizionale come le siepi. I pochi indicatori relativi alle caratteristiche agricole consentono di tracciare un quadro semplificato ma efficace del tipo di agricoltura esistente delle tre diverse tipologie di area territoriale.

La distribuzione territoriale delle specie minacciate mette in evidenza due differenti situazioni: nell'ambiente montano la quota di territorio con un alto tasso di specie minacciate è particolarmente elevata (i 2/3 della superficie territoriale), diversamente da quanto avviene in pianura dove la maggior parte del territorio (64%) rientra nella classe a bassa frequenza di specie minacciate (Tabella 26).

**Tabella 26 - Superficie territoriale per classi di specie minacciate (ha)**

	< 10	10 - 20	21-54	Sup. territoriale
Pianura	659.981	276.434	101.179	1.037.594
Collina	58.391	63.761	143.393	265.545
Montagna	106.310	69.793	358.985	535.088
Verona	129.957	78.617	101.175	309.749
Vicenza	86.421	44.069	141.802	272.292
Belluno	89.942	46.180	231.477	367.599
Treviso	116.062	81.033	50.860	247.955
Venezia	141.083	54.677	49.768	245.528
Padova	155.572	42.223	16.559	214.354
Rovigo	105.645	63.189	11.916	180.750
Veneto	824.682	409.988	603.557	1.838.227

*Nota: le elaborazioni dei dati comportano una differenza tra il dato territoriale e quello estratto dal database GIS*

*Fonte: Rete Ecologica Nazionale e Regione Veneto.*

Analizzando le relazioni tra frequenza delle specie e caratteristiche agricole si nota che a livello regionale la superficie agricola si concentra soprattutto vi è una presenza media di fauna vertebrata (circa 50%SAU) (Tabella 27). L'incidenza percentuale è maggiore nelle aree di pianura (i 2/3 della SAU regionale) mentre la maggior parte delle aree agricole di collina e montagna (oltre il 60%) accolgono un numero di specie elevato.

**Tabella 27 - Caratteristiche agricole dei comuni 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	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.*

Nei comuni che presentano una elevata presenza di specie si concentra un elevato numero di aziende rispetto alla SAU, tuttavia la dimensione media aziendale è più ridotta rispetto alle altre due tipologie (3,6 ettari contro 5,1-5,9 ettari). A conferma della maggiore adattabilità degli ambienti in cui è presente un mosaico di coltivazioni è interessante notare la distribuzione più uniforme della composizione colturale nei comuni ad elevata presenza di specie: la diffusione delle coltivazioni permanenti e dei prati e pascoli è nettamente maggiore rispetto alle altre due classi e, di converso, scende drasticamente la quota a seminativi. Opposta la situazione nei comuni a bassa o media presenza di specie: i seminativi arrivano ad occupare l'80% della superficie agricola.

Anche l'intensità colturale - rappresentata in modo molto schematico dall'incidenza della superficie irrigata e dal carico di bestiame - sembra ridursi all'aumentare della frequenza delle specie. Nei comuni con elevato numero di specie la presenza di allevamenti è piuttosto consistente: ciò fa ritenere che l'introduzione delle foraggere temporanee e permanenti rende più variabile la composizione colturale e crea ambienti più idonei per la fauna vertebrata.

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 e i sistemi di coltivazione e allevamento (Tabella 28).

Nelle aree con basso numero di specie minacciate, e anche in quelle medie, la dimensione aziendale è più elevata della media, la SAU viene utilizzata prevalentemente a seminativo (85%), la pratica irrigua viene effettuata su oltre 1/3

dei terreni agricoli e il carico di bestiame è abbastanza consistente. Nei comuni con elevata frequenza di fauna minacciata la dimensione aziendale è ridotta, prevale nettamente la coltivazione delle foraggere permanenti, la superficie irrigata è molto bassa e il carico di bestiame significativamente inferiore alla media regionale.

**Tabella 28 - Caratteristiche agricole dei comuni classificati per presenza di specie totali minacciate**

	Basso	Medio	Alto	Totale
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.*

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.

Per quanto riguarda la diversità degli ecosistemi, la crescita del numero delle aree protette ha alcune implicazioni dirette sulla politica agricola. La valenza ambientale del territorio e le sue forme di protezione a diversi livelli rientrano tra i nuovi criteri per il sostegno all'attività delle aziende agricole localizzate in aree sottoposte a vincoli ambientali attraverso le indennità compensative.

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 e mantenendo e preservando la cultura e le tradizioni locali.

Nella presente analisi sono state messe in evidenza le relazioni tra attività agricola e aree di tutela naturalistica raggruppate in cinque categorie: i Siti di Importanza Comunitaria (SIC), le Zone di Protezione Speciale (ZPS), le aree Natura 2000 (somma di aree SIC/ZPS), le Aree protette (somma di parchi e riserve naturali) e le aree di

tutela naturalistica (somma di Natura 2000 e Aree Protette), escludendo i doppi conteggi delle superfici. Il confronto con i dati relativi all'ultimo censimento sull'agricoltura<sup>40</sup> evidenzia come il contributo dell'agricoltura nelle aree di tutela naturalistica sia abbastanza modesto. Rispetto al 23% di superficie territoriale regionale soggetta a tutela, soltanto il 12% della SAU regionale risulta interessato da aree tutelate (Tabella 27). 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 la percentuale 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 27 - 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
Verona	8.195	5.678	8.195	4.966	10.792	177.520
Vicenza	13.191	6.568	13.191	97	13.197	114.170
Belluno	21.810	23.204	27.220	10.647	27.316	52.893
Treviso	12.389	10.002	15.032	2.269	16.070	138.494
Venezia	11.975	8.983	12.314	154	12.400	119.995
Padova	9.543	9.485	9.590	8.497	12.036	135.668
Rovigo	11.005	9.800	11.825	5.747	12.610	114.003
Veneto	88.108	73.721	97.365	32.377	104.420	852.744

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

40 Per la stima dei parametri agricoli sono stati utilizzati i dati del Censimento dell'agricoltura 2000 a livello comunale. Al fine di evitare che l'inclusione di porzioni molto ridotte del territorio comunale nelle aree di tutela naturalistica comportasse una sovrastima eccessiva dell'effettiva consistenza dell'agricoltura nelle aree protette, i parametri agricoli sono stati rielaborati in proporzione alla quota di territorio comunale ricadente nelle aree a tutela naturalistica. Ne deriva sicuramente una stima approssimata della reale consistenza dell'agricoltura nelle aree tutelate che potrà essere corretta soltanto quando saranno disponibili i dati relativi alle superfici agricole effettivamente incluse nelle aree parco.

Nelle aree soggette a tutela naturalistica le aziende agricole presentano una superficie aziendale leggermente superiore al dato regionale, probabilmente il dato è sovrastimato a causa della presenza nelle aree montane di grandi estensioni di pascoli gestiti da enti pubblici. 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%). L'intensità produttiva non è particolarmente elevata: la superficie irrigata non supera il 20% della SAU e la densità di allevamento è pari a 0,6 UBA per ettaro (Tabella 28).

**Tabella 28 - Caratteristiche agricole per tipo di aree di tutela naturalistica**

	<b>Natura 2000</b>	<b>Aree protette</b>	<b>Aree di tutela naturalistica</b>	<b>Totale</b>
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.*

#### **4.5 L'agricoltura biologica in Veneto**

In Veneto sono stati censiti nel 2004 dal Sistema di Informazione Nazionale sull'Agricoltura Biologica (SINAB) complessivamente 1.592 operatori attivi. I produttori agricoli<sup>41</sup> sono scesi sotto le 1.100 unità, i trasformatori (preparatori) sono 403, mentre gli importatori sono 32 (Tabella 29). Gli operatori biologici presenti sul territorio regionale hanno raggiunto il livello massimo nel 2002 (quasi 2.100 unità) per poi diminuire progressivamente a partire dall'anno seguente. Il Veneto concentra circa il 4% degli operatori presenti in Italia: tra le regioni del Nord questo livello è secondo solo a quello di Piemonte (5,4%) ed Emilia Romagna (9,8%). A livello nazionale appare evidente una marcata differenziazione della distribuzione delle diverse tipologie di operatori biologici: nelle regioni del Sud prevale la fase

<sup>41</sup> Rappresentati dalla somma di aziende agricole, aziende in conversione e aziende miste.

propriamente produttiva (68% del totale dei produttori biologici), nelle regioni settentrionali sono invece concentrati i trasformatori (47%) e gli importatori (82%).

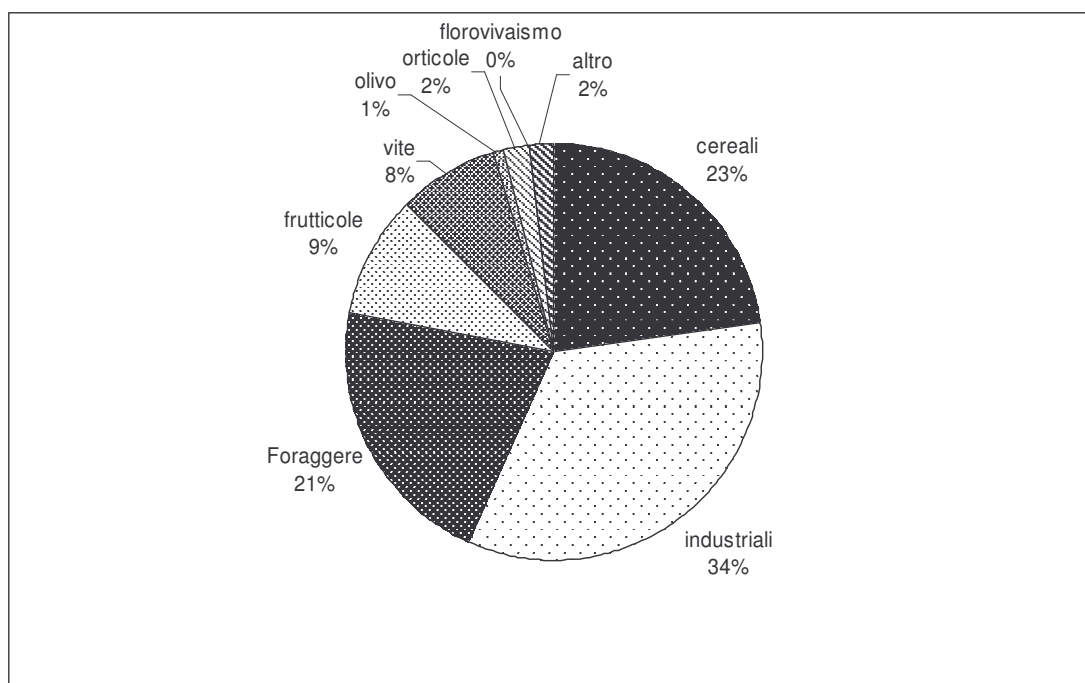
**Tabella 29 - Numero di operatori e superficie nel settore biologico Veneto**

	2000	2001	2002	2003	2004
Produzione	904	1222	1493	1148	1046
Produzione e trasformazione	86	97	118	113	111
Trasformazione	280	399	461	416	403
Importatori	-	-	-	28	32
<b>Totale</b>	<b>1.270</b>	<b>1.718</b>	<b>2.072</b>	<b>1.705</b>	<b>1.592</b>
Superficie biologica	5.116	5.392	7.552	11.622	
Superficie in conversione	7.977	10.390	11.854	6.298	
<b>Totale</b>	<b>13093</b>	<b>15782</b>	<b>19406</b>	<b>17920</b>	

Fonte: MiPAF e ISMEA.

La superficie agricola utilizzata (SAU) interessata dai metodi dell'agricoltura biologica, comprensiva delle aree in conversione, si è attestata su circa 18.000 ettari, pari a circa il 2% della SAU regionale (media nazionale 7%). Le principali colture sono quelle industriali (34%), i cereali (23%) e le colture foraggere (21%) (figura 28).

**Figura 28 - Distribuzione per tipo di coltura delle superfici biologiche**



Fonte: ISMEA.

In genere, l'importanza di questi raggruppamenti colturali è spesso legata al loro impiego nell'ambito degli allevamenti zootecnici gestiti secondo i metodi biologici. Seguono, in ordine di importanza relativa, le coltivazioni arboree (9%) e la vite (8% del totale). Una scarsa rilevanza assumono invece le colture orticole la cui incidenza rispetto al totale non supera il 2%.

Sia a livello nazionale che regionale, la contestuale flessione della SAU biologica e del numero di imprese conferma un processo di assestamento e di consolidamento piuttosto che sintomatico di una reale crisi. Tra i vari fattori che hanno inciso su questo andamento va sicuramente annoverata la cessazione di buona parte degli accordi agroambientali che negli anni novanta avevano convinto numerosi agricoltori a convertire i metodi di produzione verso le tecniche biologiche. In presenza di una organizzazione delle filiere dei prodotti biologici ancora molto carente e di una crescente difficoltà da parte dei consumatori a sostenere una domanda per prodotti che generalmente hanno un prezzo sensibilmente superiore al convenzionale, molti agricoltori hanno preferito ritornare ai metodi di produzione tradizionali.

A distanza di quattro anni, nel 2003, la zootecnia biologica si presenta come il comparto più dinamico e interessante sotto il profilo del potenziale di crescita, anche se, come indicano le statistiche più aggiornate, le circa 161 aziende zootecniche biologiche (9% del totale biologico) rappresentano appena lo 0,6% delle aziende venete nelle quali sono presenti allevamenti.

Un confronto tra la situazione attuale (2003) e quella registrata alla fine degli anni novanta consente di effettuare alcune considerazioni sul comparto della zootecnia biologica. Nel 2000 le aziende zootecniche venete sottoposte al sistema di certificazione nazionale erano 66, il 5% del totale nazionale. Tra le tipologie produttive prevalevano le aziende agricole specializzate nella produzione di latte (44 unità); minore era invece la diffusione di ordinamenti specializzati nella produzione di carne (14 aziende zootecniche) e di quelli misti (appena 8 aziende). La distribuzione territoriale delle unità produttive e la distribuzione in ordine alla tipologia produttiva indicano alla fine degli anni novanta una zootecnia biologica concentrata su canali commerciali rivolti alla trasformazione dei prodotti locali più tipici e al turismo rurale.

## **5 Valutazione delle esternalità dell'agricoltura in Veneto**

Nel presente capitolo verrà svolta una stima di alcune esternalità ambientali dell'agricoltura. L'analisi sarà preceduta da una discussione sulla metodologia, con riferimento alla funzione di metanalisi. Seguirà una stima di alcune meta funzioni per le risorse acqua, suolo e biodiversità. I coefficienti trasferibili delle relative meta funzioni, una volta individuati verranno applicati al policy site di riferimento (Veneto), trovando la WTP media per le esternalità considerate attribuibili all'agricoltura. A tali valori, attraverso ulteriori considerazioni tecniche verranno stimate le corrispettive WTP relative all'agricoltura biologica.

### **5.1 Metodologia**

Per procedere in modo rigoroso, l'applicazione ha seguito i cinque step rilevati nel paragrafo 3.5. Il contesto di destinazione (policy site) a cui è stato applicato il benefit transfer è la regione Veneto. Come visto nel precedente capitolo, tale regione presenta caratteristiche morfologiche, pedologiche e idrologiche, molto varie e al contempo possiede un settore agricolo fra i più importanti a livello nazionale (step 1). La ricerca di studi primari (step 2), ossia di quegli studi che già in passato hanno stimato situazioni analoghe, è avvenuta in parte attraverso la letteratura ufficiale, ma soprattutto utilizzando il database di valutazione EVRI (Environmental Valuation Reference Inventory<sup>42</sup>). Questo ha permesso la raccolta di numerose informazioni. Complessivamente sono stati esaminati un centinaio di studi (Allegato A): 40 sia per la risorsa acqua che per il suolo e 20 per la biodiversità. Tuttavia, la maggior parte di questi sono risultati preclusi al trasferimento della funzione in quanto il bene ambientale presentava una descrizione incompleta o erano omesse importanti informazioni sui modelli utilizzati (step 3). 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 gli studi

---

<sup>42</sup> Il database è composto da oltre 1700 studi internazionali che forniscono i valori, le metodologie e le teorie sulla valutazione ambientale.

primari che soddisfacevano il principio di similarità, fattore essenziale per un corretto trasferimento dei dati. In particolare, sono stati presi in considerazione simili parametri economici (livelli di reddito) 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 di parità del potere d'acquisto (PPPI), ossia il rapporto del prezzo medio ponderato al paniere dei beni dei due paesi, in riferimento alla situazione italiana nell'anno 2006.

Per quanto riguarda la metodologia, la quantità e qualità di dati in possesso ha permesso un'applicazione del benefit transfer attraverso una meta-analisi (step 4). 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.

Le metanalisi condotte sulle tre risorse, sono partite considerando la generica funzione

$$WTP_p = \mu + \alpha \cdot \Delta q + \beta \cdot z + \gamma \cdot y + \delta \cdot s + \varphi \cdot q_p + \vartheta \cdot M \quad (5.2)$$

Dove  $WTP_p$  è la WTP stimata per la risorsa considerata, nella regione Veneto;  $\mu$  è la costante,  $\Delta q$  è una variazione del cambiamento di qualità nella risorsa,  $z$  rappresenta le caratteristiche della popolazione,  $y$  il reddito,  $s$  le caratteristiche del contesto di origine,  $q_p$  la qualità,  $M$  è la variabile che considera la caratteristica metodologiche dello studio, come il metodo di valutazione utilizzato, il tasso di risposta media delle interviste, la forma funzionale, ecc.,  $\alpha, \beta, \gamma, \delta, \varphi$  e  $\vartheta$  sono i parametri della funzione di meta-analisi correlati. Complessivamente, le variabili indipendenti possono essere raggruppate in tre categorie: bene/servizio ambientale, caratteristiche degli intervistati e procedure metodologiche.

In tabella 30 viene riportata una schematizzazione delle variabili considerate per la metanalisi e le relative caratteristiche.

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 l'indice di parità del potere d'acquisto

italiano riferito all'anno 2006. Il segno atteso da tale variabile è positivo, in quanto generalmente, all'aumentare del reddito dovrebbe aumentare anche la disponibilità a pagare.

**Tabella 30 – Variabili considerate per la metanalisi e relative caratteristiche**

<b>Tipo di variabile</b>	<b>Caratteristiche</b>
<b><i>Variabili comuni</i></b>	
RED	Reddito del Paese (PPPI Italia 2006)
RIS	Tasso di risposta degli intervistati
VARQ	Variazione qualitativa della risorsa.
WET	Presenza di zone umide
<b><i>Specifiche per l'acqua</i></b>	
NUS	Stima solo del valore d'uso (0) o del valore d'uso e di non uso (1)
ACG	Valutazione dell'acqua potabile
NIT	Presenza di pesticidi o solo nitrati
POPR	Intervistata popolazione rurale
<b><i>Specifiche per il suolo</i></b>	
GEO	Paese europeo o extraeuropeo
TEC	Superiore o inferiore a 2 t/ha/anno suolo eroso
<b><i>Specifiche per la biodiversità</i></b>	
ANN	Break temporale del 2000 (dopo 1, prima 0)

La variabile RIS, invece, rappresenta il tasso di risposta degli intervistati ed è stata introdotta per considerare le caratteristiche metodologiche dello studio.

La variabile VARQ rappresenta una variazione della qualità della risorsa, è trattata come dummy nel caso della risorsa acqua mentre come variazione percentuale nel caso della biodiversità. Per il suolo la VARQ è identificata dalla dummy TEC. Per entrambe il segno atteso dovrebbe essere positivo in quanto generalmente si dovrebbe riscontrare una WTP superiore quando incrementa la qualità della risorsa.

La variabile WET è una dummy introdotta per rilevare se lo studio è stato condotto in riferimento a una zona umida o meno. L'introduzione di tale dummy è motivata dal fatto che nell'Europa meridionale il prosciugamento delle zone umide è particolarmente grave tanto che l'Unione europea cerca di incentivarne il ripristino, considerando tali siti fondamentali per il ruolo ecologico esercitato.

Per quanto riguarda le variabili specifiche della singole risorse, si rimanda la spiegazione al relativo paragrafo.

## 5.2 Stima della risorsa acqua

Gli studi presi in considerazione per la metanalisi della risorsa acqua sono stati circa 40 (allegato A), di cui 11 sono risultati idonei al trasferimento (Tabella 31). Il valore stimato in questi undici studi riflette la domanda associata al cambiamento della qualità di acqua attraverso una valutazione contingente. In particolare, il cambiamento qualitativo valutato focalizza l'attenzione sulla contaminazione di origine agricola della risorsa.

**Tabella 31 – Studi trasferiti nella funzione di meta-analisi**

---

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, Center 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.

---

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.

---

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 le interviste sono state condotte via email ed il tasso di risposta media degli intervistati è stato pari al 50%.

Dalle variabili dipendenti di ogni studio, è stato selezionato un unico valore riportato nella stima e nei casi in cui gli studi considerino più scenari, sono stati riportati i corrispettivi valori. Questo ha permesso di ricavare 31 osservazioni diverse dalle undici iniziali. In particolare, lo studio di Cruchfield ha permesso di ricavare 8 osservazioni, DeZoysa 14, Frykblom 2 e Lant 3, mentre dai rimanenti studi è stata ricavata solo un'osservazione.

Per la stima della risorsa acqua sono state proposte due diverse meta funzioni che presentano un coefficiente della regressione abbastanza elevato, nel primo caso dello 0,61 e nel secondo dello 0,57 (Tabella 32).

La dummy NIT, presente in entrambe le metafunzioni con un livello di significatività superiore allo 0,05, indica il tipo di contaminante della risorsa. È zero quando prende in considerazione come contaminante solo i nitrati, mentre è uno se considera oltre ai nitrati anche i pesticidi. Il segno atteso dovrebbe essere positivo, in quanto la disponibilità a pagare dovrebbe incrementare leggermente per preservare la qualità dell'acqua dai pesticidi e nitrati piuttosto che esclusivamente dai nitrati. Per valutare la risorsa è stato deciso di prendere come parametro esplicativo del fenomeno la presenza di nitrati e pesticidi in quanto il Veneto è la quarta regione italiana per impiego di fitofarmaci e più del 48% in quantità dei concimi utilizzati è a base azotata. Inoltre, come precedentemente evidenziato, in ampie zone della regione la concentrazione di nitrati nelle acque supera i valori limite previsti dal Dlgs 31/2001 e i più elevati carichi di azoto si localizzano lungo la fascia delle risorgive, caratterizzata da una certa fragilità ambientale.

La dummy POPR rappresenta una caratteristica della popolazione in cui viene svolta l'intervista. È uno quando viene condotta su una popolazione rurale, zero in caso contrario. Il segno atteso è negativo, in quanto la problematica della qualità dell'acqua è sentita dall'intera popolazione in egual modo e non esclusivamente dalla popolazione rurale. Infatti, tale segno è sottolineato anche nelle metafunzioni ricavate dove nei diversi studi non sono state registrate

preferenze superiori da parte della popolazione rurale e presenta elevati livelli di significatività.

**Tabella 32 – Schematizzazione delle funzioni di metanalisi per la risorsa acqua**

VARIABILI	MODELLO	
	(1)	(2)
InRED	1,532147 (0,742408)**	1,750594 (0,670586)**
NIT	0,623839 (0,192367)**	0,634343 (0,157427)**
POPR	-0,92966 (0,238528)**	-0,96555 (0,226124)**
NUS	0,863373 (0,176984)**	0,740876 (0,162356)**
RIS	-1,89128 (0,760131)**	-2,10082 (0,59743)**
WET	-0,05395 (0,238625)	
VARQ	0,128446 (0,124146)	
ACG	0,190322 (0,171524)	
CONS	-12,2176 (7,550067)*	-14,2351 (6,894143)**
N	34	34
R <sup>2</sup>	0,61	0,57
F	(8,25) = 9,06	(5,28) = 5,87

*\*) per livelli di significatività inferiori a 0,1*

*\*\*\*) per livelli di significatività inferiori a 0,05.*

Le dummy WET, VARQ e ACG sono presenti solo nella prima metafunzione e nessuna delle tre registra elevati livelli di significatività.

La variabile WET è uno quando lo studio è condotto in riferimento a una zona umida, zero in caso contrario. Il segno atteso è positivo, in quanto il valore ambientale delle zone umide è maggiore rispetto a quello di altre zone. Dall'analisi tale variabile, presente solo nella prima metafunzione è risultata negativa, probabilmente perché il significante che la popolazione, generalmente, attribuisce alla zona umida, si discosta dal suo reale significato.

Per quanto riguarda la variazione di qualità, il segno atteso è positivo in quanto, teoricamente, la WTP degli intervistati aumenta per un incremento della qualità dell'acqua. La VARQ 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 riscontrato è piuttosto basso, probabilmente perché una volta raggiunti gli standard di qualità che rendono un'acqua potabile, pochi sono incentivati a raggiungere un miglioramento più elevato. Tale andamento è in parte rimarcato dalla dummy ACG che è uno quando lo studio valuta l'acqua di falda, zero in caso contrario. Il segno atteso è positivo, in quanto le persone dovrebbero essere disposte a pagare di più per una risorsa sentita strettamente indispensabile come l'acqua potabile piuttosto che per altri impieghi come nel caso dei laghi.

Applicando le due metafunzioni nel contesto Veneto è stato stimato che nella prima equazione la WTP è pari a 54,17 euro a famiglia l'anno, mentre nel secondo di 46,35 euro. Attribuendo tale valore al numero di famiglie che risiedono nelle zone più vulnerabili, la disponibilità a pagare complessiva oscilla fra 87.327.457 euro/anno e 74.720.835 euro/anno.

Per quanto riguarda l'agricoltura biologica, numerosi autori (Boldrini *et al.*, 2007; Thorup, 2007) hanno dimostrato che l'azoto lisciviato in agricoltura convenzionale è superiore a quello della agricoltura biologica. Hansen *et al.* (2000) hanno stimato che nel convenzionale l'azoto lisciviato in terreni sabbiosi è il 79% in più rispetto al biologico, mentre in quelli argillosi del 59%. Altre fonti stimano percentuali più basse, che vanno dal 20 al 57% (Pimentel *et al.*, 2005).

Considerando che la lisciviazione dei nutrienti dal terreno verso i corpi idrici è strettamente legata al comportamento del singolo agricoltore, potremmo ipotizzare che il rilascio di azoto e fitofarmaci possa variare dai valori pari a quelli riscontrati nel convenzionale fino a circa un 20% di meno. Di conseguenza il costo per l'agricoltura biologica nei due modelli varia da un massimo di 54-46 euro/famiglia/anno ad un minimo di 46-33 euro/famiglia/anno.

### **5.3 Stima della risorsa suolo**

Gli studi presi in considerazione per la metanalisi sono stati circa 40 (allegato A), di cui solo 7 sono risultati idonei al trasferimento (Tabella 33). Il valore stimato negli studi, riflette la disponibilità a pagare per le tonnellate di suolo eroso annualmente nei corrispettivi siti. Come nel precedente caso, per diversi studi la valutazione è stata di tipo 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 sono emerse 2 osservazioni, da Dunderdale 9, da Purvis 2, mentre dagli altri studi una. La maggior parte delle osservazioni sono state eseguite in Europa e circa metà delle osservazioni sono state condotte in zone umide.

Dalla metanalisi sono state individuate due meta funzioni per la risorsa suolo, con un coefficiente di determinazione della regressione pari nel primo modello a 0,47 e nel secondo a 0,57.

La dummy GEO introdotta, identifica la localizzazione geografica della popolazione in cui è stato svolto lo studio, è zero se lo studio è svolto in un paese extraeuropeo, uno se europeo. Quando la sensibilità nei paesi extraeuropei è più rilevante rispetto ai paesi europei il segno atteso è negativo, mentre in caso contrario positivo. La variabile presenta in entrambi i modelli segno positivo, con elevati livelli di significatività.

È stata inserita anche una dummy tecnica (TEC), per tener conto dell'intensità del fenomeno nell'area in cui ricade lo studio. È zero quando il livello di erosione è inferiore alle 2 ton/ha/anno, è uno per livelli di erosione più rilevanti. Il segno atteso è positivo, in quanto la disponibilità a pagare dovrebbe essere superiore nei casi in

cui il fenomeno erosivo risulti particolarmente manifesto. Inoltre, si è osservato che nei casi in cui nelle interviste fosse stato messo in luce il problema della desertificazione, il valore della WTP risultava essere superiore rispetto agli studi dove invece non veniva preso in considerazione tale fenomeno. Per riassumere lo stato qualitativo del suolo è stato scelto come indicatore l'erosione perché è sensibilmente influenzato dall'attività antropica svolta ed incide significativamente sulla qualità del suolo nel breve periodo. Inoltre è da sottolineare che sebbene esistano diverse tipologie di erosione, gli studi considerati focalizzano la propria valutazione prendendo l'agricoltura come fattore di stress.

**Tabella 33 – Studi trasferiti nella funzione di meta-analisi**

---

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.

---

Ribaudo 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 le due meta funzioni nel contesto Veneto, nel caso in cui si considerasse tutto il territorio soggetto ad un'erosione superiore alle 2 t/ha/anno, la WTP a famiglia risulta essere compresa fra 50,41 e 54,10 euro per ton/ha/anno, mentre se il fenomeno erosivo fosse meno intenso la WTP sarebbe fra 44,78 e 47,72 euro/ha/anno. Considerando la diffusione del fenomeno erosivo in Veneto, la corrispettiva WTP a famiglia stimata dovrebbe essere fra 46,4 e 49,6 euro/ha/anno.

Considerando che in regione, la SAU coinvolta da fenomeni erosivi superiori alle due ton/ha/anno è pari a 194.239 ha (29,5% della SAU regionale), la WTP complessiva varierebbe fra 39 e 42 milioni di euro/anno. Se si avesse una mitigazione del fenomeno, tanto da avere un'erosione inferiore alle due ton/ha/anno in tutta la regione, la WTP sarebbe fra 38,1 e 40,7 milioni di euro/anno.

**Tabella 34 – Schematizzazione delle funzioni di metanalisi per la risorsa suolo**

VARIABILI	MODELLO	
	(1)	(2) <sup>a</sup>
RED	0,000282 (0,000394)	0,236804 (0,147097)*
GEO	17,81254 (7,943858)**	0,575485 (0,231113)**
WET	20,85342 (8,306449)**	0,635836 (0,2345)**
RIS	6,502222 (27,91733)	0,412758 (0,807224)
TEC	12,94469 (9,040657)	0,284662 (0,302446)
CONS	-7,55178 (12,89522)	-0,16097 (1,436701)
N	17	17
R <sup>2</sup>	0,474	0,5711
F	(5,11) = 9,10	(5,11) = 17,74

*a) Nel modello 2 il reddito e la WTP sono espressi in logaritmo naturale.*

*\*) per livelli di significatività inferiori a 0,1*

*\*\*\*) per livelli di significatività inferiori a 0,05.*

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; fattori che tendono ad accrescere il

rischio di erosione. Dall'altra, le frequenti rotazioni lasciano il suolo esposto alle azioni di acqua e vento per periodi di tempo più limitati rispetto al sistema convenzionale. Inoltre, la presenza frequente di frangivento naturali come i cespugli, presenti in questo tipo di agricoltura, limitano l'erosione eolica. Tuttavia, è da rilevare che il miglior metodo di protezione dall'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 questo rischio (Stolze *et al.*, 2000).

Da tali premesse, per procedere ad una comparazione dei due metodi agronomici, potremmo 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. Di conseguenza la WTP stimata per il convenzionale in Veneto pari a 64,4-49,6 euro, scenderebbe con il biologico a 44,78-47,72 euro.

#### **5.4 Stima della biodiversità**

Nel caso della biodiversità, gli studi presi in considerazione per la metanalisi sono stati circa 20 (allegato A), di cui 11 sono risultati idonei al trasferimento (Tabella 35). Il valore stimato negli studi, riflette la disponibilità a pagare per la preservazione o l'incremento del numero di specie salvaguardate annualmente nei corrispettivi siti. La maggior parte degli studi è stata condotta in Europa e circa i due terzi ha preso in considerazione le zone umide. Più della metà degli studi, focalizza l'attenzione sulle specie di uccelli, in quanto più di altre sono sensibili ai cambiamenti che si riscontrano sul territorio.

Come nel precedente caso, i diversi studi hanno svolto una valutazione di tipo contingente, con interviste condotte prevalentemente via email ed un tasso di risposta medio degli intervistati del 55%. La risposta generalmente non prevedeva una base dicotomica ma una scelta di tipo open-ended.

La metafunzione individuata per la biodiversità, presenta un coefficiente di determinazione della regressione pari a 0,66 (Tabella 36).

**Tabella 35 – Studi trasferiti nella funzione di meta-analisi**

---

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).

---

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, Polytechnic of Milan, Italy.

---

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.

La tipologia di studi analizzati ha permesso di utilizzare la variabile VARQ non come dummy ma come variazione percentuale sulla quantità di specie salvaguardate. Il coefficiente è risultato di segno positivo con elevato livello di significatività. Nella maggior parte degli studi considerati, la variazione qualitativa prendeva in considerazione un incremento della quantità 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 fitodepuraizione ed il loro interesse naturalistico viene tutelato dalla stessa Comunità europea.

Di particolare importanza nello studio della metafunzione è la variabile WET. Questo perché l'agricoltura ha comportato una notevole semplificazione della flora e della fauna selvatica e la possibilità che all'interno dell'agroecosistema organismi animali selvatici e piante spontanee trovino habitats per il loro insediamento è legata alla presenza di ambiti spaziali in cui l'attività antropica non sia invasiva, come le zone umide, gli ecotoni lentici e quelli palustri.

**Tabella 36 – Schematizzazione delle funzione di metanalisi per la biodiversità**

VARIABILI	MODELLO
LRED	-0,9395 (0,556226)
VARQ	0,992959 (0,386358)**
WET	0,307482 (0,176477)*
ANN	0,320502 (0,163354)*
CONS	12,11912 (5,696526)**
N	17
R <sup>2</sup>	0,66
F	(4,12) = 6,08

*\*) per livelli di significatività inferiori a 0,1*

*\*\*\*) per livelli di significatività inferiori a 0,05.*

Infine, è stata inserita anche una variabile temporale (ANN) per tener conto della sensibilità dell'intervistato alla qualità della risorsa, è uno se lo studio è svolto dopo il 2000, zero se invece lo studio è antecedente. Il segno atteso è positivo perché ci si aspetterebbe un aumento della sensibilità degli intervistati

negli anni più recenti, visto l'incremento dell'attenzione da parte dell'opinione pubblica a tale problematica.

Applicando il modello alla situazione presente in Veneto, la disponibilità a pagare per il livello attuale di preservazione della biodiversità risulta essere pari a 24,93 euro/famiglia/anno.

Per quanto riguarda l'agricoltura biologica, la maggior parte degli studi indicano un incremento della biodiversità rispetto al metodo convenzionale. Su un campione di 100 studi che hanno analizzato la biodiversità nelle due diverse tecniche agronomiche, 66 rilevano un incremento della biodiversità nell'agricoltura biologica, 25 dichiarano che non esiste una sostanziale differenza mentre due indicano che non esiste nessun beneficio sulla biodiversità nel sistema biologico piuttosto che convenzionale. La Soil Association ha rilevato che grazie al metodo biologico, il numero uccelli è superiore del 25% ai bordi appezzamenti, del 44% centro campo in autunno/inverno e più del doppio di uccelli nidificanti (Soil Association, 2000).

Dalla metafunzione ricavata emerge che se si riscontrasse una consistente perdita della biodiversità che richiedesse un incremento del 10% sulla variazione della qualità della risorsa, la WTP in Veneto sarebbe di 27,53 euro/famiglia/anno.

Di conseguenza, prendendo in considerazione i dati tecnici riportati, anche se si valutasse l'incremento del numero degli uccelli, riscontrabile con l'agricoltura biologica, di solo un 10%, il beneficio rispetto all'agricoltura convenzionale sarebbe di circa 2,6 euro/famiglia/anno.

Infine, si rileva che, se nella regione allo status quo la WTP complessiva risulta pari a 4,2 milioni di euro/anno, nel caso di uno scadimento qualitativo del 10% a parità di condizioni il costo ammonterebbe a 4,7 milioni di euro/anno.

Dall'analisi condotta possono essere fatte alcune considerazioni di massima sui costi esterni e i benefici dell'agricoltura. Ipotizzando che i valori stimati per la disponibilità a pagare delle famiglie in Veneto possano identificare il costo ambientale per le diverse risorse riscontrabile in un'agricoltura di tipo convenzionale, si avrebbe un costo ambientale per l'acqua pari a 54,16-46,35

euro/ha/famiglia/anno, per il suolo di 49,6-46,4 euro/ha/anno e per la biodiversità di 27,53 euro/anno.

Volendo attribuire un beneficio all'agricoltura biologica ma non avendo una variazione puntuale nella qualità della risorsa in quanto gli studi tecnici, seppur riconoscano un incremento dei benefici non ne offrano un valore univoco. Potremmo supporre che questa possa presentare un costo che varia dai valori riscontrati per l'agricoltura convenzionale fino a dei costi pari agli incrementi qualitativi visti nelle diverse risorse. Avremmo così un costo pari a 46-33 euro/famiglia/anno per la risorsa acqua, a 44,8-47,7 euro/ha/anno per il suolo e 24,9 euro/anno per la biodiversità.

In tal modo è possibile identificare un delta nei benefici dell'agricoltura biologica rispetto al convenzionale, che varia da zero nel caso in cui l'agricoltura biologica non comportasse benefici rispetto al convenzionale a circa 11 euro/ha/anno nel caso dell'acqua, a 1,75 euro/ha/anno nel caso del suolo, a 2,63 euro/ha/anno nel caso della biodiversità se l'agricoltura biologica fosse applicata. Naturalmente, tali valori rappresentano una situazione indicativa che comunque ha il pregio di offrire una prima misura della differenza economica fra le due metodologie.



## 6 Conclusioni

L'agricoltura ha riportato un grande successo nello svolgimento del suo compito primario, la produzione di beni alimentari. Tuttavia, questo successo ha avuto costi macro-economici e sociali elevati, fra cui i danni ambientali causati dal mutamento delle strutture agricole e dall'utilizzo di pratiche agricole particolarmente intensive.

Se da un lato l'agricoltura ha aggravato alcune minacce ambientali da lungo tempo esistenti, dall'altro essa può condizionare positivamente il costo della fornitura dei beni e servizi ambientali.

In tale contesto, fulcro centrale dell'interazione fra ambiente e agricoltura è l'agricoltore che con le proprie decisioni agronomiche e l'utilizzo degli input produttivi, interagisce con le risorse ambientali, influenzandone la qualità. In primo luogo la sua influenza viene esercitata sul suolo - sede delle interazioni più strette fra pianta e ambiente - attraverso le lavorazioni meccaniche, la presenza di frangivento, l'apporto di nutrienti e la fertilizzazione, determinando lo stato fisico, chimico e biologico della risorsa. Dalla gestione del suolo dipendono a cascata la qualità sulla biodiversità, l'acqua e l'aria. Tuttavia, a meno di un intervento esterno, l'agricoltore nel prendere le proprie decisioni, non è incentivato a prendere in considerazione le sue possibili ripercussioni sull'ambiente. Di conseguenza risulta indispensabile poter valutare anche dal punto di vista economico il rapporto tra l'agricoltura e l'ambiente in termini di armonia o conflitto, internalizzando le esternalità positive e negative prodotte.

La valutazione delle esternalità del settore agricolo se da una parte risulta essere un'operazione estremamente difficile a causa della complessità delle relazioni fra le varie componenti ambientali e le diverse possibili chiavi di lettura (economica, politica, sociale, ambientale, ecc.), dall'altra rappresenta un elemento irrinunciabile di valutazione per il decisore pubblico, soprattutto a causa delle numerose funzioni che questo settore svolge nei Paesi industrializzati.

Nella presente tesi si è cercato di stimare alcune esternalità ambientali dell'agricoltura adottando una tecnica di benefit transfer. Questa pratica di valutazione dei beni ambientali a differenza degli studi di tipo diretto e indiretto, utilizza valutazioni ottenute da precedenti ricerche condotte su beni simili.

In particolare, attraverso l'utilizzo e l'adattamento di stime delle esternalità ottenute in un determinato contesto (study site o source site) vengono calcolate le esternalità di un altro luogo (policy o context site) per il quale non è possibile compiere uno studio primario. Generalmente, tale applicazione, particolarmente diffusa negli ultimi anni, viene utilizzata quando si necessita di una stima in tempi brevi, come nel caso di azioni legali, e quando la ricerca primaria risulta essere particolarmente onerosa o non può essere realizzata per diversi motivi, come ad esempio impedimenti tecnici.

Dopo aver stimato le esternalità ambientali attribuibili all'agricoltura, si è cercato di quantificare e confrontare i possibili costi e benefici dell'agricoltura biologica e convenzionale. Questo perché, negli ultimi anni, sebbene numerosi Autori abbiano analizzato le esternalità dell'agricoltura, risulta ancora scarsa la letteratura che valuta le esternalità dell'agricoltura biologica e nella maggior parte dei casi focalizza l'attenzione sulle caratteristiche tecniche dell'agricoltura biologica piuttosto che su quelle economiche. Tale carenza è in parte giustificata dal fatto che, sebbene siano evidenti le esternalità prodotte dall'agricoltura in generale, 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 costretto l'agricoltura tradizionale ad assumere comportamenti più consoni al rispetto dei valori ambientali.

Spesso, 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.

Tuttavia, anche le tecniche biologiche hanno un impatto sull'ambiente - trattandosi comunque di attività antropiche che interferiscono con gli equilibri naturali dell'ecosistema - e sostituendosi alle tecniche agricole tradizionali, possono contribuire a minimizzare l'impatto ambientale del settore.

Per procedere alla stima, la quantità e qualità di dati in possesso ha permesso un'applicazione del benefit transfer attraverso una meta-analisi. Il contesto di destinazione (policy site) a cui è stato applicato il benefit transfer è la regione Veneto. Complessivamente sono stati esaminati un centinaio di studi: 40 sia per la risorsa acqua che per il suolo e 20 per la biodiversità. 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. Dall'analisi è emerso che il costo ambientale attribuibile all'agricoltura convenzionale è per la risorsa acqua pari a 54,16-46,35 euro/ha/famiglia/anno, per il suolo di 49,6-46,4 euro/ha/anno e per la biodiversità di 27,53 euro/anno.

Per quanto riguarda l'agricoltura biologica, invece, i costi stimati sono 46-33 euro/famiglia/anno per la risorsa acqua, 44,8-47,7 euro/ha/anno per il suolo e 24,9 euro/anno per la biodiversità. Partendo dai valori stimati è possibile determinare un differenziale fra i due metodi agronomici. Tale delta varia da zero nel caso in cui l'agricoltura biologica non comportasse benefici rispetto al convenzionale a circa 11 euro/ha/anno nel caso dell'acqua, a 1,75 euro/ha/anno nel caso del suolo, a 2,63 euro/ha/anno nel caso della biodiversità se l'agricoltura biologica fosse applicata. Naturalmente, tali valori rappresentano una situazione indicativa che comunque ha il pregio di offrire una prima misura della differenza economica fra i due metodi agronomici.

Nell'applicare il benefit transfer per comparare l'agricoltura biologica e convenzionale si sono riscontrate alcune difficoltà metodologiche. In primo luogo si rileva una carenza negli studi primari, sia per quanto riguarda stime economiche svolte in Italia sulle diverse risorse che stime economiche riferite specificatamente all'agricoltura biologica. Inoltre, si riscontrano alcune incongruenze sugli studi tecnici che valutano le performance dell'agricoltura biologica.

Di conseguenza, l'analisi presentata, mira ad essere una possibile chiave di lettura per la comparazione dei due metodi



## Allegati

### Studi esaminati per la risorsa acqua

Riferimento	Stato	Anno	Reddito	Metodologia
Boyle K.J. <i>et al.</i> <i>What Do We Know About Groundwater Values? Preliminary Implications from Meta Analysis of Contingent Valuation Studies</i>	USA	1994	elevato	BT
Brethour C.C. <i>An Economic Evaluation of the farm and Off-farm Effects of Pesticide Recuotion Research</i>	Canada	2000	elevato	Cont. Val./BT
Bystrom O. <i>The Replacement Value of Wetlands in Sweden</i>	Svezia	1992	elevato	BT
Buzby J.C. <i>et al.</i> <i>Using Contingent Valuation to Value Food Safety: A Case Study of Grapefruit and Pesticide Residues</i>	USA	1995	elevato	Cont. Val.
Cooper J.C. <i>Combing Actual and Contingent Behaviour Data to Model Farmer Adoption</i>	USA	1992	elevato	Act. Exp.
Crutchfield S. <i>et al.</i> <i>Benefits of Safer Drinking Water: The Vakue of Nitrate Reduction</i>	USA	1994	elevato	Cont. Val.
De Zoysa A.D.N. <i>A benefit Evaluation Programs to Enhance Groundwater Quality</i>	USA	1994	elevato	Cont. Val.
Egan K.J. <i>et al.</i> <i>Recreation Demand Using Physical Measures of Water Quality</i>	USA	2002	elevato	Cont. Val.
Eom Y.S. <i>Pesticide Residue Risk and Food Safety Valuation: A Random Utility Approach</i>	USA	1994	elevato	Cont. Val.
Foster V. <i>et al.</i> <i>Behavioural Consistency, Statistical Specification and Validity in the Contingent Rancking Method.</i>	UK	1997	elevato	Cont. Rank.
Foster V. <i>et al.</i> <i>Incorporating External Impacts in Pest Management Choices</i>	UK	1998	elevato	Cont. Rank.
Frykblom P. <i>Halved Emissions of Nutrients, What are the Benefits?</i>	Svezia	1996	elevato	Cont. Val.
Giraldez C., Fox G. <i>An Economic Analysis of Groundwater Contamination from Agricultural Nitrate</i>	Canada	1988	elevato	BT
Gollop F., Swiland <i>From Total Factor to Total Resource Productivity: An Application to Agriculture</i>	USA	1998	elevato	Act. Exp.
Hammitt J.K. <i>Estimating Consumer Willingness to Pay to Reduce Food-Borne Risk</i>	USA	1986	elevato	Act. Exp.
Hanley N. <i>The Economics of Nitrate Pollution in UK</i>	UK	1988	elevato	BT
Hokby S. <i>et al.</i> <i>Elasticities of Demand and Willingness to Pay</i>	Svezia	1999	elevato	Cont. Val.
Huang C.L. <i>Simultaneous-Equation Model for Estimating Consumer Risk Perception, Attitudes and WTP</i>	USA	1993	elevato	Cont. Val.

*Continua*

continua

<b>Riferimento</b>	<b>Stato</b>	<b>Anno</b>	<b>Reddito</b>	<b>Metodologia</b>
Jordan J.L. <i>et al.</i> <i>Differences in Contingent Valuation Estimates from Referendum and Checklist Question</i>	USA	1994	elevato	Cont. Val.
Jordan J.L. <i>et al.</i> <i>Willingness to Pay for Improvements in Drinking Water Quality</i>	USA	1991	elevato	Cont. Val.
Kaoru Y. <i>et al.</i> <i>Using Random Utility Models to Estimate the Recreational Value</i>	USA	1982	elevato	Trav. Cos.
Kim C., Schaible G. <i>Economic Benefits Resulting from Irrigation Water Use</i>	USA	2000	elevato	BT
Lant C., Roberts S <i>Greenbelts in the Cornbelt: Riparian wetlands, Intrinsic Values</i>	USA	1987	elevato	Cont. Val.
Le Goffe P. <i>Hedonic Pricing of Agricultural and Forestry Externalities</i>	Francia	1999	elevato	Hed. Pr.
Lee L., Nielsen E. <i>The Extent and Costs of Groundwater Contamination by Agriculture</i>	USA	1982	elevato	Cos. Inj.
Lichtenberg E <i>et al.</i> <i>Farmer's WTP for Groundwater Protection</i>	USA	2000	elevato	Cont. Val.
Loomis H. <i>et al.</i> <i>Measuring the Total Economic Value of Restoring Ecosystem Services in an Impaired River basin: Result from a Contingent Valuation Survey</i>	USA	2000	elevato	Cont. Val.
Makowska A. <i>et al.</i> <i>Costing an International Public Good</i>	EUREST	1999	medio	BT
Malone P. <i>et al.</i> <i>Groundwater Pollution's effects</i>	USA	1986	elevato	Act. Exp.
Moran D. <i>et al.</i> <i>Beauty, beast and biodiversity : what does the public want from agriculture ?</i>	UK	2004	elevato	Cont. Val.
Mourata <i>et al.</i> <i>Evaluating Health and Environmental Impacts of Pesticide Use</i>	UK	2000	elevato	Cont. Rank.
O'Reilly P.F. <i>Optimal Ground Water Use Amidst Uncertainty</i>	USA	1993	elevato	Cha. Pro.
Olewiler N. <i>The Value of Natural Capital in Settled Areas</i>	Canada	2001	elevato	Cont. Val./BT
Osei E. <i>et al.</i> <i>Environmental Benefits and Economics Cost of Manure Incorporation</i>	USA	1996	elevato	Act. Exp.
Phuong D. <i>et al.</i> <i>An Application of the Contingent Valuation Method to Estimate Loss of Value of Water</i>	Vietnam	2003	basso	Cont. Val.
Ribaud M. <i>et al.</i> <i>Land Retirement as a Tool for Reducing Agricultural Pollution</i>	USA	1988	elevato	BT
Saik S. <i>et al.</i> <i>Direct and Indirect Shadow Price and Cost Estimates of Nitrogen</i>	USA	1997	elevato	Act. Exp.
Sun H. <i>et al.</i> <i>Estimating the Benefits of Groundwater Contamination Control</i>	Canada	1992	elevato	Cont. Val.
Travisi <i>et al.</i> <i>A Meta-Analysis of the WTP for Reductions in Pesticide Risk Exposure</i>	USA, UK	2004	elevato	BT
Wilson C. <i>Empirical Evidence Showing, Three Approaches for Pollution Control</i>	Sri Lanka	2003	basso	Act. Exp.

## Studi esaminati per la risorsa suolo

Riferimento	Stato	Anno	Reddito	Metodologia
Amigues J.P. <i>et al.</i> <i>The Benefits and Costs of Riparian Analysis Habitat Preservation</i>	Francia	2000	elevato	Cont. Val.
Bann C. <i>An Economic Analysis of Tropical Forest Land Use Options</i>	Cambogia	1996	basso	BT
Bateman I.J. <i>et al.</i> <i>Modelling and Mapping Agricultural Output Values using Farm Specific Details</i>	UK	1990	elevato	BT
Bonnieux F <i>et al.</i> <i>Valuing the Benefits of Landscape Restoration</i>	Francia	1995	elevato	Cont. Val.
Bui D.T. <i>The Economics of Soil Erosion</i>	Vietnam	2000	basso	Act. Exp.
Butt T.A., <i>et al.</i> <i>The Economic and Food Security Implications</i>	Malesia	1996	basso	Act. Exp.
Chang K., Ying Y. <i>External Benefits of Preserving Agricultural Land</i>	Tailandia	2001	elevato	Cont. Val.
Clark E.H. <i>The Off-Site Costs of Soil Erosion</i>	USA	1980	elevato	Metanalisi
Coelli T.J. <i>et al.</i> <i>Hedonic Pricing for a Cost Benefit Analysis</i>	Australia	1989	elevato	Hed. Pr.
Colombo S. <i>et al.</i> <i>Analysing the Social Benefits of Soil Conservation Measures</i>	Spagna	2005	elevato	Cont. Val.
Cooper J.C. <i>Combining Actual and Contingent Behaviour Data to Model Farmer Adoption</i>	USA	1992	elevato	Act. Exp.
Crocker T.D. <i>et al.</i> <i>Acid Deposition Control</i>	USA	1978	elevato	BT
Crowder M. <i>Economic Costs of Reservoir Sedimentation</i>	USA	1985	elevato	BT
De Zoysa A.D.N. <i>A benefit Evaluation Programs to Enhance Groundwater Quality</i>	USA	1994	elevato	Cont. Val.
Dunderdale J <i>et al.</i> <i>The Benefit: Cost Analysis of River Maintenance</i>	UK	1996	elevato	Cha. Pro.
Ekanayake E <i>et al.</i> <i>Valuation of Conservation Commodity of the Sinharaja</i>	Sri Lanka	1992	basso	Cont. Val.
Feather P. <i>et al.</i> <i>Calibrating Benefit Function Transfer to Assess the Conservation Reserve Program</i>	USA	1992	elevato	BT
Guo Z. <i>et al.</i> <i>Ecosystem Functions, Services and Their Values</i>	Cina	1997	elevato	Trav. Cos.
Lohr L., Park T. <i>Discrete/Continuous Choices in CV Surveys</i>	USA	1989	elevato	Cont. Val.
Malone P. <i>et al.</i> <i>Groundwater Pollution's effects on Residential Property Values</i>	USA	1986	elevato	Act. Exp.
McCann L. <i>et al.</i> <i>Estimating Transaction Costs of Alternative Policies to Reduce Phosphorous Pollution</i>	USA	1998	elevato	Tran. Cos.
McRae T. <i>Accounting for Relationship of Agricultural Land to Economic and Ecological Welfare</i>	Canada	1996	elevato	BT

*continua*

continua

<b>Riferimento</b>	<b>Stato</b>	<b>Anno</b>	<b>Reddito</b>	<b>Metodologia</b>
Olewiler N. <i>The Value of Natural Capital in Settled Areas of Canada</i>	Canada	2001	elevato	Cont. Val./BT
Osborn C. et al. <i>Controlling Agricultural Soil Loss in Arkansas</i>	USA	1980	elevato	Trav. Cos.
Parks P. et al. <i>A Policy Simulation of the Wetlands Reserve Program</i>	USA	1987	elevato	Act. Exp.
Pattanayak et al. <i>Valuing Soil Conservation Benefits of Agroforestry</i>	Filippine	1994	basso/medio	Act. Exp.
Plantinga A.J. <i>The Effect of Agricultural Policies on Land Use and Environmental</i>	USA	1990	elevato	BT
Pretty et al. <i>An assessment of the total external costs of UK agriculture</i>	UK	1996	elevato	BT
Purvis A. et al. <i>Farmers' Response to a Filter Strip Program</i>	USA	1988	elevato	Cont. Val.
Ralston S.N. <i>The direct and Indirect Estimation of Recreational Benefits</i>	USA	1986	elevato	Cont. Val.
Ribaldo M. <i>Reducing Soil Erosion: Offsite Benefits, Natural Resource Economic Division, Economic Research Service</i>	USA	1983	elevato	Cont. Val./BT
Ribaldo M. <i>Water Quality Benefits from the Conservation Reserve Program</i>	USA	1986	elevato	BT
Ribaldo M. et al. <i>The Economic Efficiency of Voluntary Soil Conservation Programs</i>	USA	1983	elevato	BT
Ribaldo M. et al. <i>Land Retirement as a Tool for Reducing Agricultural Nonpoint Source Pollution</i>	USA	1994	elevato	BT
Ribaldo M. et al. <i>Estimating the Water Quality Benefits from Soil Erosion Control</i>	USA	1983	elevato	BT
Spaninks F. et al. <i>Economic Valuation of Mangrove Ecosystem</i>	Tail., Filipp.	1994	basso	BT
Sugerson K. et al. <i>Climate Change and Agriculture</i>	USA	1987	elevato	BT
Tegteimer et al. <i>External Costs of Agricultural Production</i>	USA	2002	elevato	BT
Thao T.D. <i>On-Site Costs and Benefit of Soil Conservation</i>	Vietnam	1998	basso	Act. Exp.
Young C. et al. <i>Costs and Benefits of the Conservation Reserve Program</i>	USA	1988	elevato	BT

## Studi esaminati per la biodiversità

Riferimento	Stato	Anno	Reddito	Metodologia
Alvarez B. <i>et al.</i> <i>Estimating the Benefits of Agri-Environmental Policy. Econometric Issues in Open-ended Contingent Valuation Studies</i>	UK	1999	elevato	Cont. Val.
Amigues J.P. <i>et al.</i> <i>The Benefits and Costs of Riparian Analysis Habitat Preservation</i>	Francia	2000	elevato	Cont. Val.
Birol E. <i>et al.</i> <i>Using a choice Experiment to Estimate the Non-Use Values of Wetlands: the case of Cheimaditida Wetland in Greece</i>	Grecia	2005	Medio-elevato	Cont. Val.
Bjoner T. <i>et al.</i> <i>Biodiversity, Health and Uncertainty – a Contingent Ranking Study</i>	Danimarca	2004	elevato	Cont. Rank.
Bonnieux F. <i>et al.</i> <i>Valuing the Benefits of Landscape Restoration</i>	Francia	1995	elevato	Cont. Val.
Christie M. <i>et al.</i> <i>An Economic Valuation of UK Biodiversity Using Stated Preferences</i>	UK		elevato	Cont. Val.
Fankhauser S. <i>The Social Costs of Greenhouse Gas Emissions</i>	USA	1994	elevato	Metanalisi
Foster V. <i>et al.</i> <i>Behaviour Consistency, Statistical Specification and Validity in the Contingent Ranking Method: Evidence from a Survey on the Impacts of Pesticide use in the UK</i>	UK	1997	elevato	Cont. Rank.
Helfand G.E. <i>et al.</i> <i>The Economics of Native Plants in Residential Landscape Designs</i>	USA	2005	elevato	Cont. Val.
Horne P. <i>Forest Owners' Acceptance of Incentive Based Policy Instruments in Biodiversity</i>	Finlandia	2003	elevato	Ch. Ex.
Kontogianni <i>et al.</i> <i>Social Preferences for Improving Water Quality: An Economic Analysis</i>	Grecia	1999	medio-elevato	Cont. Val.
Montgomery <i>et al.</i> <i>Pricing Biodiversity</i>	USA	1993	elevato	BT
Moran D. <i>et al.</i> <i>Beauty, beast and biodiversity: what does the public want from agriculture?</i>	UK	2004	elevato	Cont. Val.
Nunes P. <i>et al.</i> <i>Economic Valuation of Biodiversity: Sense or Nonsense</i>	UE	2001	elevato	Metanalisi
Olewiler N. <i>...The Value of Natural Capital in Settled Areas of Canada</i>	Canada	2004	elevato	Cont. Val.
RIVM, EFTEC <i>Technical Report on Biodiversity</i>	Germania	2000	elevato	Cont. Val.
Sinden J.A. <i>Estimating the Opportunity Costs of Biodiversity Protection</i>	Australia	2000	elevato	BT
Tegtmeier E. <i>et al.</i> <i>External Costs of Agricultural Production</i>	USA	2002	elevato	BT
Travisi C.M. <i>et al.</i> <i>Willingness to Pay for Agricultural Environmental Safety</i>	Italia	2004	elevato	Cont. Val.
Travisi C.M. <i>et al.</i> <i>Willingness to Pay for Reductions in Pesticide Risk Exposure</i>	USA	2004	elevato	Cont. Val.

*Cos.Inj:* Cost of Injury; *Hed. Pr.:* Hedonic Price; *Com.Var.:* Compensating Variation; *Cont. Rank:* Contingent ranking; *Ch.Ex.:* Choice experiment; *Trav. Cos.:* Travel cost; *Che. Pro.:* Change in productivity; *Trans. Cos.:* Transaction cost; *Cont.Val.:* Contingent Valuation.



## Bibliografia

- AAV (2002), *Economic Evaluation of the Organic Farming Scheme*, Final report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs, Department of Land Economy, Cambridge.
- AAV (2003), *Agricoltura biologica senza strategie?*, *L'Informatore Agrario*, n.31.
- Abramovitz J.N. (1998), *Dare un prezzo ai servizi che ci rende la natura*.
- Aimone S. – Biagini D. (1999), *Le esternalità dell'agricoltura. Un primo approccio alle problematiche della valutazione a scala locale*, working paper, n. 128, IRES.
- Alcazar J. (2002), *Trattato sulla biodiversità*, FAO.
- Alvensleben R. (1998), *Ökologischer Landbau – ein umweltpolitisches Leitbild?* *Agrarwirtschaft*, n.47, pp.381-382.
- Anon (2002), *Economic evaluation of the organic farming scheme*, Final report to the Department of Environment, Food and Rural Affairs, Centre for rural economics research, Department of Land Economy, University of Cambridge.
- APAT (2005), *Rapporto sull'agricoltura biologica*, [www.apat.gov.it](http://www.apat.gov.it).
- 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. (ed) *sustainable Environmental Economics and Management Principles and Practice*, London: Belhaven Press.
- Baumol W.J. – Oates W.E. (1988), *The Theory of Environmental Policy*, Englewood Cliffs, New Jersey, Prentice-Hall Inc.
- 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 assesment*, pp. 117-132, Edward Elgar, Cheltenham UK.
- Bergstrom J.C. (1996), *Current status of benefit transfer in the U.S.: a review*, *Department of Agricultural and Applied Economics*, University of Georgia, Faculty Series 96-9.
- Borin M. (2000), *Introduzione all'ecologia del sistema agricoltura*, CLEUP, Padova.
- Boyle K.J. – Bergstrom J.C. (1992), *Benefit transfer studies: myths, pragmatism and idealism*, *Water resorce research*, vol.28, iss.3, pp. 657-663.
- Bresso M. (1993), *Per un'economia ecologica*, La Nuova Italia Scientifica, Roma.
- Brookshire D.S. – Neil H.R. (1992), *Benefit transfer: conceptual and empirical issues*, *Water resource research*, vol.28, iss.3, pp. 651-655.
- Brunsdon C. – Willis K.G. (2002), *Meta-analysis: a Bayesian perspective*, . In Florax R.J.G.M., Nijkamp P. – Willis K.G. (eds.), *Comparative environmental economic assesment*, pp. 208-231, Edward Elgar, Cheltenham UK.
- 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. (eds.), *Comparative environmental economic assesment*, pp. 231-135, Edward Elgar, Cheltenham UK.

- Carnarazzi S. (2000), *Le radici dell'agricoltura biologica*, in [www.gaia.it](http://www.gaia.it).
- Casini L. (1995), Pianificazione territoriale e ambiente, *Agribusiness, management & ambiente*, vol. I, n.2, pp. 77-88.
- Castellani G. (1994), *Il valore economico totale. Rassegna critica e un esempio di applicazione: la fauna selvatica*, tesi di laurea, relatore G. Gios, Università degli studi di Trento.
- Cavalletti B. (2007), Il fallimento di mercato e le esternalità, Modulo A2.
- 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.
- Clawson M. (1959), *Method for Measuring the Demand for, and Value of, Outdoor Recreation, Resources for the Future*, Rep. 10, Washington D.C.
- Covino D. (2007), *Che cos'è l'agricoltura biologica*, Carrocci editore, Roma.
- CRA (2005), *Tipizzazione del rilascio nei concimi considerati non a pronto effetto*.
- Dabbert S. – Stolze M. – Haring A. – Piorr A. (2000), Agrarpolitische Bewertung der Umwelteffekte des ökologischen Landbaus, *Schriftenreihe der Gesellschaft fuer Wirtschafts-und Sozialwissenschaften des Landbaus*, Band, n. 36, pp.93-99.
- Dabbert S. (2003), *Organic agriculture and sustainability: environmental aspects, in Organic Agriculture: sustainability, markets, policies*, OECD, CABI publishing.
- De Groot R.S. (1992), *Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision*, Groningen: Wolters-Noordhoff.
- De Stefano F. (1997), Politica economica e trasformazioni del paesaggio agrario, *Rivista di Politica Agraria*, vol. XV, n. 5, pp. 5-17.
- 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.
- Defrancesco E. (2006), (a cura di), *Il risarcimento del danno ambientale*, Apat, Roma.
- Demsetz M. (1967), Towards a Theory of Property Rights, *American Economic Review*, pp. 347-359.
- Desvougues W.H. – Naughton M.C. – Parson G.R. (1992), Benefit transfer: conceptual problems in estimating water quality benefits using existing studies, *Water resource research*, vol.28, iss.3, pp. 675-683.
- Di Cocco E. (1960), *La Valutazione dei Beni Economici*, Calderoni, Bologna.
- Ehlich P.R. – Ehlich A.G. (1992), The value of Biodiversity, *Ambio*, n. 21, pp. 219-226.
- Etzioni A. (1988), The Moral Dimension, *Toward a New Economics*, 70 (2), pp. 127-144.
- Firbank L. (2002), *Personal Communication*, Centre for Ecology and Hydrology, Merlewood.
- Galvan P. – Scattolin L. – Ponge J. – Viola F. – Zanella A. (2005), Le forme di humus e la pedofauna, *Sherwood*, n. 112.
- Giardini L. (2004), *Agronomia generale, ambientale e aziendale*, Patron Editore.

- Glass G.V. (1976), Primary, secondary and meta-analysis of research. *Educational researcher*, vol 5, pp. 3-5.
- Grasso M. (2001), *Analisi economica e ambiente*, Franco Angeli, Milano.
- Gregory R. – Lichtenstein S. – Slovic P. (1993), Valuing environmental resources: a constructive approach, *Journal of Risk and Uncertainty*, n.7, pp. 177-197.
- Hanley N. (1991), *Farming and countryside. An economic analysis of external costs and benefits*, Wallingford, CAB International.
- House of Commons Select Committee on Agriculture (2001), *Second Report, Organic Farming*, in www.publications.parliament.uk.
- Howard A. (1940), *An Agricultural Testament*, Oxford University Press, London.
- INEA (2000), *Le politiche comunitarie per lo sviluppo rurale – Verso la nuova programmazione 2000-2006*, INEA, Rapporto 2000, Roma.
- Ing-Marie Gren *et al.* (1994), Primary and secondary values of wetland ecosystems, *Environmental and Resources Economics*, 4(1), pp. 54-74.
- Jiang Y. – Swallow S.K. – McGonagle M.P. (2004), *An empirical assessment of convergent validity of benefit transfer in contingent choice: introductory applications with new criteria*. Selected paper prepared for presentation at the American Agriculture Economics Association Annual Meeting, Denver, August 1-4.
- Kapp K.W. (1991), *Economia e Ambiente*, Otium, Ancona.
- Kohn R. (1993), Measuring the existence value of wildlife: comment, *Land Economics*, 69(3), pp. 304-308.
- 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 assesment*, pp. 47-73, Edward Elgar, Cheltenham UK.
- Kristoffersson D. – Navrud S. (2001), *Can use and non-use values be transfered across countries?* Discussion Paper, n.14, Department of Economics and Resource Management, Agricultural University of Norway.
- 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.
- Laffont J.J. (1987), *Externality*, in Eatwell J. et al., *The New Palgrave – A dictionary of Economics*, Macmillan.
- Latacz-Lohmann U. – Foster C. (1997), From niche to mainstream – strategies for marketing organic food in Germany and the UK, *British Food Journal*, vol. 99, n. 8, pp. 275-282.
- Latacz-Lohmann U. – Recke G. – Wolff H. (2001), *Die Wettbewerbsfähigkeit des ökologischen Landbaus – Eine Analyse mit dem Konzept der Pfadabhängigkeit*, Agrarwirtschaft, forthcoming.
- Locchi C. (1997), *Strategie di intervento ambientale in agricoltura ed evoluzione delle politiche comunitarie: il caso del Reg. CEE 2978/92*, Tesi di dottorato di ricerca in Politica Agraria, VIII Ciclo, Università degli Studi della Tuscia, Viterbo.
- Loomis B.J. (1992), The evolution of a more rigorous approach to benefit transfer: benefit function transfer, *Water resource research*, vol.28, iss.3, pp.701-705.

- Lubbe M. (1998), *Van Remmend naar Prikkelend, Marktwerking in de sociale zekerheid, Afstudeerscriptie*, Facuteit der Economische Wetenschappen en Econometrie, Vrije Universiteit Amsterdam.
- Magnano R. (2005), *Riforma ai nastri di partenza*, SANA 17° Salone Internazionale dell'alimentazione naturale, salute, ambiente. Supplemento al n.34 di Agrisole, 2-8 settembre, p.4.
- Malcevschi S. (1991), *Qualità ed impatto ambientale*, ETAS libri, Milano.
- Marshall A. (1952), *Principles of Economics*, Macmillian, London.
- Maslow A. (1954), *Motivation and Personality*, New York: Harper and Rowe, trad.it. Motivazione e personalità, Roma: Armando, 1982.
- Menall V.G.G. (1997), Qualità dell'ambiente e sviluppo delle aree rurali, *Genio Rurale*, vol. LX, n.1, pp. 75-80.
- Merlo M. – Gatto P. (1999), *The economic Nature of Stewardship: Complementary and Trade-offs with Food and Fibre production*, in Van Huylbroeck G., Whitby M. (a cura di), *Countryside Stewardship: Farmers, Policy and Markets*, Pergamon, Amsterdam-Oxford.
- Merlo M. (1990), Sui criteri di stima delle esternalità, *Genio Rurale*, vol. LIII, nn.7/8, pp. 82-89.
- Michelsen J. – Lynggaard K. – Padel S. – Foster C. (2001): Organic farming development and agricultural institutions in Europe: a study of six countries, *Organic farming in Europe: Economics and Policy*, vol. 9, University of Hohenheim: Stuttgart-Hohenheim.
- MIPAF (2005), *Piano di Azione nazionale per l'Agricoltura Biologica e i Prodotti biologici per l'anno 2005*, [www.politicheagricole.it](http://www.politicheagricole.it)
- Morrison M. – Bennet J. – Blamey R. Louviere J. (2002), Choice modelling and test of benefit transfer, *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 84, iss. 1, pp. 161-170.
- Morrison M. – Bennet J. (2004), Valuing New South Wales rivers for use in benefit transfer, *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol. 48, iss. 4, pp. 591-611.
- Muthke T. – Holm-Mueller K. (2004), National and international benefit transfer testing with rigorous test procedure, *Environmental and Resource Economics*, vol. 29, iss. 3, pp. 323-336.
- Munda G. (1997), Environmaental economics, ecological economics, and the concept of sustainable development, *Environmental Values*, n.6, pp. 213-233.
- Nicita A. (2003), *Esternalità, transazioni e ambiente, una rivisitazione del teorema di Coase*, Collana SIMPLE, Università di Siena.
- Niggli U. – Leifert C. – Alfoldi T. – Luck L. – Willer H. (2007), Improving Sustainability in Organic and Low Input Food Production System, QLIF editor.
- O'Neill J. (1993), *Ecology, policy and politics*, Routledge, London.
- OCDE (1989), *L'Evaluation monetary des avantages des politiques d'environnement*, Paris.
- OCSE (2001), *Multifunctionality. Towards an Analytical Framework*.
- OECD (1994), *The Contribution of Amenities to Rural Development*, Paris.

- Ouwensloot H. – Nijkamp P. - Rietveld P. (1998), Errors in probability updating behaviour, measurement and impact analysis, *Journal of Economic Psychology*, vol. 19, pp. 535-563.
- Padel S. (2001), Conversion to organic farming: A typical example of the diffusion of an innovation?, *Sociologia Ruralis*, vol. 41, n. 1, pp. 40-61.
- Padel S. – Lampkin N. – Foster C. (1999), Influence of policy support on the diffusion of an innovation?, *Sociologia Ruralis*, vol.41, n.1.
- Pancino B. (2005), *Un'analisi territoriale dell'impatto dell'agricoltura biologica*, Tesi di dottorato di ricerca in Politica Agraria, XVIII Ciclo, Università degli Studi della Tuscia, Viterbo.
- 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.W. (1989), *Economic Incentives and renewable natural resource management*, In AAV Renewable natural resources, OECD, Paris.
- Pearce D.W. (1993), *Economic Values and the Natural World*, Earthscan, London.
- Piccoli F. (2007), Il biologico? Una grande chance, *L'Informatore Agrario*, n. 31.
- Pierleoni D. (2007), Addio finanziamenti all'agricoltura biologica, *L'Informatore Agrario*, n. 42, p. 10.
- Pigou A.C. (1920), *The Economies of Welfare*, Macmillian, London (trad.it.) *Economia del benessere*, UTET, Torino, 1960.
- Posner R. (1977), *Economic Analysis of Law*, Little Brown, Boston.
- Puliga S. – Marzetti A.S. – Canali S. – Zecca F. (2005), *Organic Food and Farming Research in Italy: A review of Italian Ministry of Agriculture and Forestry Policies (MiPAF)*, Proceedings of the 15° IFOAM Organic World Congress on "Reassembling sustainable system", 21-23 September 2005, Adelaide, Australia.
- Rigby D. – Young T. – Burton M. (2001), The development of and prospects for organic farming in the UK, *Food Policy*, n. 26, pp. 599-613.
- Rosenberger R.S. – Loomis J.B. (2000), Using meta-analysis for benefit transfer: in sample convergent validity tests of an outdoor recreation database, *Water resources research*, vol. 36, iss. 4, pp. 1097-1107.
- 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, iss. 3, pp. 295-306.
- Sagoff M. (1980), On the preservation of species, *Columbia Journal of Environmental Law*, n.7, pp. 33-67.
- Sagoff M. (1988), *The Economy of the Earth: Philosophy, Law and Environment*, Cambridge University Press, Cambridge.

- Sagoff M. (1994), Should preferences count?, *Land Economics*, 70 (2), pp. 127-144.
- Schiavon S. (2005), Le misure agro ambientali, *Bollettino a cura dell'Osservatorio delle Politiche Strutturali*, INEA, n.21.
- Shrestha R.K. – Loomis J.B. (2001), Testing a meta-analysis model for benefit transfer in international outdoor recreation, *Ecological Economics*, vol. 39, iss. 1, pp. 67-83.
- Signorello G. (1986), La valutazione economica dei beni ambientali, *Genio Rurale*, vol. IL, n.9, pp. 21-35.
- Soil Association (2000), The biodiversity benefits of organic farming.
- 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. (2003), *Impulsi scientifico-spirituali per il progresso dell'agricoltura*, Antroposofica, Milano.
- Stevens T.H. – More T.A. – Glass R.J. (1993), Measuring the existence value of wildlife: reply, *Land Economics*, 69(3), pp. 309-312.
- Stevens T.H. *et al.* (1991), Measuring the existence value of wildlife: what do CVM estimates really show, *Land Economics*, 67(4), pp. 390-400.
- Stiglitz J.E. (1992), *Il ruolo economico dello Stato*, il Mulino, Bologna.
- Turner R.K. – Pearce D.W. – Bateman I. (1994), *Economia ambientale*, il Mulino, Urbino.
- 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. (eds.), *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.
- Velazquez B.E. (2004), *Multifunzionalità: definizione, aspetti tecnico-economici e strumenti*, in Henke R. (a cura di), *Verso il riconoscimento di un'agricoltura multifunzionale: teorie, politiche, strumenti*, Edizioni Scientifiche Italiane, collana Studi e Ricerche INEA, Napoli.
- Vermersh D. (1996), Externalities, in Van den Berg J. (a cura di), *Handbook of Environmental and Resources Economics*, Edward Elgar, Cheltenham-Northampton.
- Westman W.E. (1977), How Much are Nature's Service Worth?, *Scienze*, vol. 197.
- Young M.D. (1992), *Sustainable investment and resource use*, Melbourne: Man and the biosphere series, vol. 9.

## ***RINGRAZIAMENTI***

Credo di essere proprio giunta alla fine dei miei studi accademici. Questa è l'ultima tesi che ho intenzione di scrivere, per cui colgo l'occasione per ringraziare tutte le persone che mi sono state vicine nel mio periodo padovano ma che non sono state citate nelle precedenti tesi.

Un infinito grazie alla mia famiglia che mi ha sostenuta anche in questa avventura.

Grazie ai professori Vasco Boatto, Luca Rossetto, Edi Defrancesco che hanno avuto fiducia nelle mie capacità e mi hanno trasmesso l'amore per la ricerca.

Un sentito grazie a Renata e Paolo che in questi dieci anni, con il loro affetto, sono stati la mia seconda famiglia.

Grazie ad Arianna, coinquilina, consigliera, sincera amica e sorella di vita...e grazie a Roberto per averla resa felice.

Grazie ai miei compagni di corso Riccardo, Arianna, Marco e Silvia che hanno saputo rendere allegre e interessanti le infinite ore di studio.

Grazie a tutti i dottorandi e ricercatori TeSAF, in particolare: Tommaso, Alessandro, Carlo, Eva, Matteo e Luca.

Grazie ai miei colleghi Samuele, Mattia, Lara, Silvia, Samer, Grazia, Emanuele, Oscar e Annamaria, che in questi tre anni mi hanno sopportato e mi hanno aiutata a crescere.

Grazie ad Alessandra, Marianna e Anna per la sincera amicizia.

Grazie a Carla, Francesca e Linda per i bei momenti passati insieme.

Grazie a tutti gli amici di Trento, in particolare a Roberta, Antonella, Chiara, Sara, Alessandro e Maurizio che rendono più dolce il mio ritorno a casa.

Grazie a Flora, Ida e Rita, da cui ho imparato ad affrontare con grinta la vita.

Grazie ad Andrea per avermi fatto capire cosa conta veramente nella vita.

Grazie a Fr. Francesco, per avermi insegnato a discernere e ad avere un cuore sincero.

Infine voglio ringraziare con tutto il cuore Sissi, per il suo infinito affetto e per aver fatto parte della nostra famiglia per undici anni riempiendo le nostre giornate con il suo amore.

Mi ritengo molto fortuna ad aver conosciuto ognuno di voi, mi avete dato tanto senza rendervene conto, avete reso veramente speciale questa esperienza e vi porterò sempre con affetto e riconoscenza nel mio cuore. Quando i legami sono profondi e sinceri, la distanza non li distrugge ma dona intensità e significato ai momenti che si possono condividere.

Ancora grazie!  
Angela Menguzzato