



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

Indicatori di Biodiversità per la sostenibilità in Agricoltura

Linee guida, strumenti e metodi per la valutazione della qualità degli agroecosistemi

Caporali F. (Coordinatore)
Mancinelli R.
Campiglia E.
Di Felice V.



Vazzana C.
Lizzerini G.



Benedetti A.
Mocali S.



Calabrese J.



Informazioni legali

L'Istituto Superiore per la protezione e la ricerca ambientale (ISPRA) e le persone che agiscono per conto dell'Istituto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo manuale.

La Legge 133/2008 di conversione, con modificazioni, del Decreto Legge 25 giugno 2008, n. 112, pubblicata sulla Gazzetta Ufficiale n. 195 del 21 agosto 2008, ha istituito l'ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale.

L'ISPRA svolge le funzioni che erano proprie dell'Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici (ex APAT), dell'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (ex INFS) e dell'Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare (ex ICRAM).

La presente pubblicazione fa riferimento ad attività svolte in un periodo antecedente l'accorpamento delle tre Istituzioni e quindi riporta ancora, al suo interno, richiami e denominazioni relativi ai tre Enti soppressi.

ISPRA – Istituto Superiore per la protezione e la ricerca ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.ispraambiente.it

ISPRA, Manuali e linee guida 47/2008

ISBN 978-88-448-0337-7

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica

ISPRA

Grafica di copertina: Franco Iozzoli

Foto di copertina: Stefano Mocali

Coordinamento tipografico:

Daria Mazzella e Simonetta Turco

ISPRA - Settore Editoria

Amministrazione:

Olimpia Girolamo

ISPRA - Settore Editoria

Distribuzione:

Michelina Porcarelli

ISPRA - Settore Editoria

Finito di stampare nel mese di aprile 2009
dalla Tipolitografia CSR - Via di Pietralata, 157 - 00158 Roma
Tel. 064182113 (r.a.) - Fax 064506671

Edito da: Vanna Forconi, Roberto Crosti (1)

Dipartimento Difesa della Natura - Servizio Uso Sostenibile delle Risorse Naturali - Settore Gestione degli Agroecosistemi.

Coordinatore gruppo di Ricerca: Fabio Caporali (2)

Elenco degli Autori (in ordine alfabetico):

Anna Benedetti(3), Jenny Calabrese (5); Enio Campiglia(2), Fabio Caporali(2), Vincenzo Di Felice(2), Giulio Lazzerini(4), Roberto Mancinelli(2), Stefano Mocali(3), Concetta Vazzana(4)

(1) APAT - Dipartimento Difesa della Natura - Servizio Uso Sostenibile delle Risorse Naturali - Settore Gestione e Valorizzazione degli Agroecosistemi
Via Curtatone, 3 00185 Roma - Tel. +390650074388
e-mail: vanna.forconi@apat.it

(2) Dipartimento di Produzione Vegetale (DIPROVE) - Università della Tuscia
Via S. Camillo De Lellis, 01100 Viterbo - Tel. +390761 357554
e-mail: campigli@unitus.it, caporali@unitus.it, difelice@unitus.it, mancinel@unitus.it

(3) Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura – Centro di ricerca per lo studio delle relazioni tra pianta e suolo (CRA-RPS)
Via della Navicella, 2/4 – 00184 Roma - Tel. +39067005413
e-mail: anna.benedetti@entecra.it; stefano.mocali@entecra

(4) Università degli studi di Firenze – Dipartimento di Scienze Agronomiche e Gestione del Territorio Agroforestale (DISAT)
P.le Cascine, 18 – 50100 Firenze - Tel. +39055 3288254
e-mail: concetta.vazzana@unifi.it; giulio.lazzerini@unifi.it

(5) Centre International de Hautes Etudes Agronomiques Méditerranéennes - Istituto Agronomico Mediterraneo di Bari – (CIHEAM-IAMB)
Via Ceglie, 9 – 70010 Valenzano (Bari) - Tel. +390804606111
e-mail: calabrese@iamb.it

PRESENTAZIONE

Metodi e strumenti per promuovere un'agricoltura sostenibile

La perdita della biodiversità e il cambiamento climatico sono i due grandi problemi che il mondo intero si trova a dover affrontare in questo millennio in quanto determinano, in modo fondamentale, la *sostenibilità ambientale* in tutti gli aspetti presenti nell'idea di sviluppo sostenibile. Infatti, l'integrità dell'ecosistema terrestre e la qualità dell'ambiente evitano le alterazioni irreversibili dei territori favorendo l'agricoltura e la sussistenza delle popolazioni, e garantiscono il massimo della produzione e dei consumi compatibili con gli equilibri ecologici.

Di conseguenza viene promossa l'efficienza economica degli Stati, condizione questa per favorire e garantire una più giusta distribuzione delle risorse e raggiungere così quell'equità sociale intesa sia come principio etico che economico. Non esiste sviluppo in presenza di disuguaglianze nella distribuzione del reddito e nelle condizioni di vita perché queste portano a conflitti di vario genere che riducono la ricchezza complessiva. Così come vanno sostenute le diversità culturali di cui vanno conservate le singole peculiarità intese come serbatoi di risorse e di valori da conservare di fronte ai processi omologanti della globalizzazione.

Dall'ormai lontano 1972 in cui, nella conferenza di Stoccolma, furono gettate le basi per trattare il problema ecologico su *scala globale* poiché ci si era resi conto che uno sviluppo incontrollato stava diventando insostenibile, e che le soluzioni necessitavano di accordi e di cooperazione internazionale, sia la maggior parte dei singoli Paesi che l'opinione pubblica mondiale hanno maturato una notevole sensibilizzazione riguardo questo problema, impegnandosi in progetti e attività per diffondere il concetto di sviluppo sostenibile e illustrarne le problematiche e le conoscenze per affrontare in maniera costruttiva le possibili risoluzioni.

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) ex APAT ha portato il suo contributo nell'elaborazione di un manuale atto a fornire metodi e strumenti sia per la valutazione ambientale, bio-fisica e socio-economica, sia per promuovere una agricoltura sostenibile.

In questa pubblicazione intitolata: "Indicatori di Biodiversità per la Sostenibilità in Agricoltura" la biodiversità è stata individuata come punto di riferimento per gli *indicatori* agricoli in quanto elemento determinante per un organico sviluppo agricolo, che, oggi come oggi, è divenuto invece uno dei fattori a rischio per la perdita enorme e continua che si sta verificando nei suoi componenti. Il recupero della biodiversità è uno degli elementi fondanti per lo sviluppo organico dell'ambiente e dell'agricoltura, che insieme alla conoscenza e alla valutazione specifica del territorio in tutta la sua complessità, permette interventi mirati a ottenere il massimo della produttività sostenibile. Pertanto, il presente manuale, oltre a fornire conoscenze tecniche e metodi di ricerca, a illustrare gli orientamenti indicati dai documenti internazionali e a determinare la qualità degli agroecosistemi, dedica un'ampia parte a fornire le conoscenze necessarie per la formazione degli operatori del settore anche ai vari livelli della amministrazione pubblica.

Andrea Todisco

Direttore del Dipartimento Difesa della Natura

INTRODUZIONE

Un contributo per la conoscenza e la valutazione degli agroecosistemi

Uno degli impegni istituzionali dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) ex APAT consiste nello svolgimento di un'azione conoscitiva continuamente aggiornata, efficace e condivisa dello stato dell'ambiente e delle sue tendenze. Tale azione è in genere rappresentata dalla pubblicazione di linee guida, da intendere come uno strumento orientativo per gli operatori pubblici e privati. Nel caso del presente manuale gli elementi conoscitivi sull'ambiente derivano dall'utilizzo di una serie di indicatori definiti per l'occasione – è questo il maggior apporto originale del presente lavoro – i quali possono essere utilmente applicati per l'approfondimento delle analisi ambientali. Va precisato che in questo caso gli indicatori presentati assumono un'importanza ed una valenza particolare per quanto riguarda l'ambiente agricolo; tutto ciò tenendo presente che l'agricoltura svolge un ruolo fondamentale certamente per quanto riguarda l'alimentazione umana, ma anche per altri ambiti e settori dell'ambiente e dello sviluppo economico e sociale.

Il bisogno di una cultura della sostenibilità ambientale delle attività agricole è testimoniato a livello internazionale da molti ed importanti documenti, tra cui si citano a titolo esemplificativo, *l'Agenda 21* delle Nazioni Unite, il *Trattato internazionale sulle risorse fitogenetiche per l'alimentazione e l'agricoltura*, il *Piano d'azione a favore della biodiversità in agricoltura* della Commissione Europea, tutti documenti che evidenziano la volontà di diffondere nella società l'adozione di principi e criteri che possano orientare l'azione degli individui, dei gruppi e delle comunità verso le pratiche della sostenibilità. La stessa *Politica Agricola Comune (PAC)* dell'Unione Europea da tempo aveva introdotto delle radicali riforme in tale direzione, sicuramente positive proprio dal punto di vista del rapporto agricoltura / ambiente. Ad esempio i criteri introdotti da tempo - come la *condizionalità* e il *disaccoppiamento degli aiuti* - hanno teso ad inglobare nel concetto di sviluppo rurale molti aspetti di un rapporto ampio e positivo tra agricoltura, territorio e società, comprendendovi la tutela dell'ambiente, della biodiversità e della sicurezza alimentare. Con la redazione di questo manuale, l'ISPRA intende dare un contributo di conoscenza e di valutazione della qualità degli agroecosistemi, secondo gli orientamenti espressi dai suddetti documenti internazionali ed europei e in una prospettiva di medio e lungo periodo.

In termini specifici, il manuale punta a rispondere all'esigenza di promuovere una approfondita verifica dei termini concettuali e delle condizioni applicative della sostenibilità nel sistema agricolo italiano e presenta a tal fine un insieme di indicatori relativi all'agro-biodiversità, applicabili al complesso sistema "suolo – pianta - atmosfera". Il principio base preso come riferimento del presente lavoro è di assumere la "naturalità" e, quindi, la "biodiversità", con le connesse esigenze di definizione e misurazione, come elementi chiave della sostenibilità.

Dal momento che la realtà agricola si configura come un sistema di sistemi, interconnessi tra di loro ed organizzati anche con riferimento ad una scala gerarchica di valori, la novità del presente manuale è di aver valutato le questioni in oggetto secondo una visione sistemica complessiva e secondo l'insieme dei rapporti che legano i vari insiemi utilizzando a questo fine le diverse scale spaziali : Paesaggio, Azienda agricola e Suolo. La validità scientifica del presente lavoro è frutto di un'ampia e approfondita collaborazione tra l'ISPRA – Servizio Uso Sostenibile delle Risorse Naturali – ed un gruppo di primari Istituti di Ricerca Universitari ed extra universitari, di Enti di Studio. Un'ampia rete che ha condiviso fin dalla sua impostazione le finalità del Manuale e la metodologia da seguire per la definizione degli indicatori.

Francesco Visicchio

Responsabile del Servizio

Uso Sostenibile delle Risorse Naturali

INDICE

Presentazione	V.
Introduzione	VII
Indice	IX
Prefazione	XIII
CAPITOLO 1. INTRODUZIONE	1
1.1 Aspetti generali sulla sostenibilità	1
1.2 Agricoltura, Biodiversità, Sostenibilità	2
1.3 Valutare la sostenibilità attraverso la stima della biodiversità	3
1.3.1 Gerarchia degli agroecosistemi	5
1.3.2 Metodologia dell'indagine	6
BIBLIOGRAFIA	8
CAPITOLO 2. ANALISI A LIVELLO DI PAESAGGIO	9
2.1 Il paesaggio	9
2.2 Interpretazione del paesaggio	9
2.3 La sostenibilità a livello agrario	10
2.3.1 La biodiversità come valore intrinseco e funzionale	11
2.3.2 Gli indicatori di sostenibilità agroambientale	13
2.4 Le componenti del paesaggio costituenti l'agroecosistema	14
2.5 Metodi, strumenti e fonti di informazione	15
2.6 Metodo di analisi "remote sensing"	17
2.6.1 Costruire l'agroecosistema	22
2.6.2 Validazione dei dati derivanti da fotointerpretazione e punti non classificati	30
2.6.3 Indicatori di biodiversità a livello di paesaggio	31
2.7 Metodo di analisi "nearby observing"	39
2.7.1 Indicatori e indici degli agroecosistemi	40
2.8. Indicatori e indici con esempi di applicazione	41
2.8.1. Indicatori per l'analisi "remote sensing"	41
2.8.2. Indicatori per l'analisi "nearby observing"	58
BIBLIOGRAFIA	61
APPENDICE 1	67
CAPITOLO 3. ANALISI A LIVELLO AZIENDALE	75
3.1 Il sistema aziendale, la sua sostenibilità e la biodiversità	75
3.1.1 Sostenibilità e biodiversità dell'agroecosistema	76
3.1.2 La biodiversità pianificata e associata	78
3.1.3 I sistemi di gestione e la biodiversità	82
3.1.4 Effetto delle pratiche colturali sulle componenti della biodiversità a livello aziendale	86

3.2 Valutazione della biodiversità: il livello aziendale	89
3.2.1 Metodi, strumenti e fonti di informazione per la valutazione della biodiversità	95
3.2.2 Protocollo applicativo	102
3.3 Gli indicatori di biodiversità a livello aziendale	107
3.3.1 Scelta di indicatori utilizzabili a livello applicativo	112
3.3.2 Il livello ottimale degli indicatori.....	118
3.4 Formule di calcolo degli indicatori con esempio applicativo in un caso di studio.....	119
3.4.1 Indicatori relativi alla struttura.....	119
3.4.2. Indicatori relativi alla componente erbacea	129
3.4.3 Indicatori relativi alla microfauna del suolo (taxa invertebrati)	137
BIBLIOGRAFIA	146
APPENDICE 1	153
APPENDICE 2	155
APPENDICE 3	156
APPENDICE 4	157
APPENDICE 5	158
CAPITOLO 4. ANALISI A LIVELLO DI SUOLO.....	159
4.1 La biodiversità del suolo	159
4.1.1 Diversità biologica e stabilità ecosistemica	162
4.1.2 Reti trofiche del suolo	164
4.2 Metodi, strumenti e fonti di informazione	167
4.2.1 I microrganismi come indicatori di qualità e sostenibilità del suolo	167
4.2.2 Fonti di informazione.....	168
4.2.3 Strumenti	171
4.2.4 Metodi	174
4.2.5 Protocollo applicativo	177
4.2.6 Come definire la biodiversità del suolo: gerarchia di indicatori	183
4.3 Formule di calcolo degli indicatori di I livello e indici con esempi applicativi di alcuni casi studio.....	193
4.4 Caso studio: applicazione degli indicatori di biodiversità del suolo	197
BIBLIOGRAFIA	204
CAPITOLO 5. La biodiversità: applicazione delle procedure d’analisi.....	209
5.1 L’area di studio.....	209
5.1.1 Strumenti e materiali	210
5.2 Analisi interpretativa dell’eterogeneità del paesaggio:	
Caso studio applicativo della procedura d’analisi dell’eterogeneità del paesaggio agrario	211
5.2.1 Il metodo “nearby observing”	211

5.2.2 L'analisi "remote sensing"	214
5.3 Analisi della biodiversità dell'azienda agricola: caso studio applicativo della procedura d'analisi proposta dal manuale per studi a livello di farming system	244
5.3.1 Valutazione della struttura aziendale.....	245
5.3.2 La componente floristica.....	249
5.3.3 Uno sguardo d'insieme alla biodiversità aziendale	252
5.3.4 Archiviazione e restituzione dei dati	253
5.4. Analisi della biodiversità del suolo aziendale.....	254
5.4.1. Valutazione della struttura aziendale e campionamento	254
5.4.2. Analisi dei campioni.....	255
5.4.3. Calcolo dell'indice di fertilità biologica (IBF)	257
ALLEGATO 1	258
ALLEGATO 2	260
ALLEGATO 3	261
ALLEGATO 4	262
CAPITOLO 6. CONCLUSIONI.....	263
BIBLIOGRAFIA.....	264

PREFAZIONE

Il manuale dal titolo “Indicatori di Biodiversità per la Sostenibilità in Agricoltura” è il risultato di un programma di ricerca commissionato dall’ISPRA ed elaborato con il concorso di quattro Istituzioni: Dipartimento di Produzione Vegetale, Università della Tuscia; Dipartimento di Scienze Agronomiche e Gestione del Territorio Agro-forestale, Università di Firenze; Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura, Centro di ricerca per lo studio delle relazioni tra pianta e suolo (CRA-RPS); Istituto Agronomico Mediterraneo di Bari.

Il bisogno di una cultura della sostenibilità è testimoniato a livello internazionale da importanti documenti, come l’”Agenda 21” delle Nazioni Unite e la “ Convenzione Europea sul Paesaggio”, che evidenziano la volontà della società umana di adottare principi e criteri che possano orientare l’azione sociale ed individuale verso la pratica della sostenibilità. Alle istituzioni della ricerca, quali le Università, e alle istituzioni di formazione, è richiesto di dare un contributo di conoscenza per il raggiungimento di questo obiettivo. La realizzazione di questo manuale ha coinvolto istituzioni italiane e staff accademico che hanno dimostrato una attività pregressa significativa sia nella elaborazione di principi che nella costruzione di metodi, strumenti e attività sperimentali per promuovere una agricoltura sostenibile. L’area di ricerca relativa agli indicatori di sostenibilità è una recente innovazione di tipo epistemologico, che mira alla interpretazione ed alla rappresentazione della realtà attraverso strumenti numerici, denominati appunto indicatori, capaci di riassumere aspetti significativi della fenomenologia ambientale, sia bio-fisica che socio-economica.

Nonostante gli atti legislativi correnti per lo sviluppo sostenibile, gli indicatori globali di sostenibilità -come il cambiamento climatico e la perdita di biodiversità- testimoniano che il divario di sostenibilità nel tempo non sta decrescendo ma aumentando. Questa constatazione aumenta la necessità di favorire, con maggiore sollecitudine sociale, sia l’acquisizione che la diffusione di strumenti intellettuali atti a modificare cultura e comportamento per attività umane ecocompatibili. E’ pertanto lodevole che tra le finalità del programma di ricerca rivolto alla realizzazione del manuale siano state incluse anche le attività destinate alla sua diffusione come strumento di *know how*, soprattutto tra gli operatori delle amministrazioni pubbliche ai vari livelli di responsabilità e gerarchia. La biodiversità è stata assunta come termine generale di riferimento per gli indicatori di sostenibilità agricola, non solo perché si denuncia un vuoto di conoscenza a questo riguardo negli strumenti interpretativi e decisionali attualmente in vigore, ma soprattutto perché la biodiversità è *ontologicamente* la base della sostenibilità ecosistemica. Se un recupero di biodiversità sarà possibile anche negli agroecosistemi, all’agricoltura (ed agli agricoltori) dovrà essere riconosciuto anche un ruolo nel mantenimento dei servizi ecologici, oltre quello tradizionale- socialmente indispensabile e riconosciuto- di anello trofico per l’umanità.

Fabio Caporali
(Coordinatore del Gruppo di Ricerca)

CAPITOLO 1. INTRODUZIONE

Fabio Caporali

1.1 Aspetti generali sulla sostenibilità

L'esigenza di costruire una scienza della sostenibilità, per una gestione ecocompatibile del territorio, si pone oggi come un obiettivo irrinunciabile, considerata la crescita della popolazione umana e la sua aggressività tecnologica all'interno dei limiti fisici e biologici planetari.

Attraverso l'agricoltura, l'umanità ha ormai sostituito gran parte degli ecosistemi originari (foreste, praterie e zone umide) con gli agroecosistemi, selezionando genotipi di specie vegetali ed animali più adatti alle esigenze di produzione, raccolta, stoccaggio e conservazione delle risorse alimentari per una civiltà della urbanizzazione. Secondo stime recenti (Gliessman, 2006), gran parte dell'ambiente terrestre è già usato per attività connesse con l'agricoltura e l'allevamento animale, la selvicoltura e lo sviluppo urbano. Meno del 5% della superficie terrestre è protetta in parchi e riserve naturali. Di conseguenza, l'entità e la qualità dei servizi ecologici forniti dagli ecosistemi naturali - che hanno consentito lo sviluppo dell'intera biosfera così come la conosciamo, inclusi gli esseri umani - risultano oggi largamente ridotte ed in parte compromesse. Pertanto si pone il problema della ricerca dell'equilibrio tra presenza di ecosistemi naturali e presenza di ecosistemi umanizzati.

L'agricoltura è l'attività che consente l'alimentazione del genere umano con il trasferimento della produzione degli agroecosistemi ai sistemi urbani. L'agricoltura svolge pertanto il ruolo fondamentale di legame trofico tra l'umanità e la madre Terra e perciò essa stessa è un componente irrinunciabile per la sostenibilità del genere umano. Oltre al ruolo connesso con l'alimentazione umana, l'agricoltura svolge altri importanti ruoli, che investono i settori dello sviluppo sociale e della economia. Pertanto, una visione sistemica dell'agricoltura richiede di considerare sia gli aspetti di sostenibilità bio-fisica che quelli di sostenibilità socio-economica. La sostenibilità bio-fisica precede *ontologicamente* quella socio-economica e ne è il suo fondamento. Non può sussistere sostenibilità socio-economica senza che sia garantita la sostenibilità bio-fisica.

Gli ecosistemi naturali, quali foreste native, praterie e ambienti umidi, rappresentano invece i serbatoi naturali di biodiversità (vegetale, animale e microbica) in grado di provvedere con continuità alla trasformazione della energia, al riciclo della materia ed al rinnovamento di se stessi, mantenendo le condizioni di abitabilità planetaria che, allo stato attuale delle conoscenze, sono uniche nell'universo.

La sfida per l'umanità è pertanto duplice, di conoscenza e di gestione, perché richiede di costruire una scienza della sostenibilità che aiuti a capire i meccanismi attraverso i quali le attività creative della natura (espresse dalla biodiversità) e dell'uomo possano coesistere. Un contributo per la costruzione della scienza della sostenibilità può essere costituito dal tentativo di misurare la sostenibilità con l'uso di indicatori, ossia di strumenti concettuali che valutino le caratteristiche degli ecosistemi più o meno antropizzati in termini di struttura (composizione e organizzazione) e di funzionamento.

Lo scopo del presente manuale è quello di fornire linee guida e materiali per la valutazione della qualità degli agroecosistemi attraverso l'uso di indicatori di biodiversità per la sostenibilità dell'agricoltura.

1.2 Agricoltura, Biodiversità, Sostenibilità

L'agricoltura è, tra i sistemi di attività umana, quello che maggiormente ha inciso sul cambiamento degli ecosistemi naturali, prevedendo necessariamente la loro sostituzione con agroecosistemi organizzati e gestiti per ricavare cibo e materie prime per i fabbisogni fisiologici umani. L'introduzione dell'agricoltura, a partire dalla sua invenzione nell'era neolitica, ha costituito la più grande rivoluzione tecnologica dell'umanità, ha consentito lo sviluppo stanziale delle popolazioni umane, la crescita demografica ma anche il progressivo processo di "umanificazione" della biosfera che si è concretizzato nella progressiva sostituzione degli ecosistemi naturali con gli agroecosistemi. Attualmente, questo processo di sostituzione si può ritenere completato per i Paesi cosiddetti "sviluppati", mentre è ancora in corso per i Paesi "in via di sviluppo" (Swanson, 1995). Gli ecosistemi naturali prevalentemente sostituiti sono stati le praterie naturali e le foreste, dato l'elevato livello di fertilità accumulato nei relativi suoli ed espresso da elevati valori dell'indicatore sostanza organica. L'energia dei legami di carbonio umificato stoccata in questi suoli ha consentito di sostenere la loro utilizzazione agraria via mineralizzazione, producendo però contemporaneamente riduzione del livello di sostanza organica nel terreno e immissione di carbonio in atmosfera (Lal, 2004). Queste tendenze si sono maggiormente aggravate nell'epoca recente dell'agricoltura industrializzata, che ha reso ancora più accentuato il regime di mineralizzazione del suolo, attraverso sistemi colturali basati sulla successione di monocolture annuali, che richiedono più frequenti interventi di lavorazione per la preparazione del letto di semina. Anche l'agricoltura, che ha storicamente contribuito a incrementare il contenuto di CO₂ in atmosfera, necessita di essere ripensata in funzione di una organizzazione più conservativa, basata sul flusso di energia solare anziché sullo stock di energia capitalizzata nel suolo sotto forma di legami di carbonio.

I principi agroecologici rappresentano oggi una conoscenza di base utile a promuovere una conversione dell'agricoltura verso una maggiore sostenibilità e compatibilità ambientale (Caporali, 2004). Il concetto stesso di ecosistema mette in luce il ruolo che la biodiversità esercita nell'ambito della strategia creativa della natura, come elemento ontologico che attualizza la sostenibilità stessa degli ecosistemi. La natura si mantiene creando continuamente diversità di forme biologiche che svolgono ruoli funzionali alla sostenibilità dell'intero sistema, che risulta pertanto una unità integrata sia a livello globale (intera biosfera), che a livello locale (ecosistema locale). Il meccanismo della biodiversità si presenta in natura come elemento di attuazione della sostenibilità. Se questo è vero, anche gli agroecosistemi per essere sostenibili dovrebbero essere organizzati sul principio della valorizzazione della biodiversità. Il legame biodiversità-sostenibilità appare allo stesso tempo come la chiave interpretativa e risolutiva dell'attuale crisi della gestione umana degli agroecosistemi. La sostenibilità appare come conseguenza della integrità ecologica.

Per integrità ecologica si intende la integrazione strutturale e funzionale dei componenti di un ecosistema che ne determina il mantenimento. Il processo di coevoluzione e di adattamento tra fattori fisici e biotici è il meccanismo che conduce in ciascun sito ambientale ad una situazione tipica di ecosistema che viene definito bioma, o ecosistema tipo di una località geografica. Il bioma è la forma di ecosistema sostenibile o che perdura, se non intervengono disturbi di tipo catastrofico. I biomi sono molto diversi in relazione alle condizioni pedo-climatiche di ogni sito ambientale; le specie che li compongono possono essere molto diverse per numero, dimensioni o forma, pur tuttavia il bioma è un ecosistema durevole poiché si mantiene per l'equilibrio strut-

turale e funzionale che assicura un adeguato uso e rinnovamento delle risorse native necessarie per la produzione di energia-materia e la integrazione delle catene trofiche di pascolo e di detrito. Per il mantenimento di un ecosistema durevole o bioma è più importante la integrazione strutturale e funzionale delle specie presenti che il loro numero (Huston, 1994). La biodiversità che interessa di più ai fini della sostenibilità è quindi quella legata all'integrità ecologica degli ecosistemi.

L'integrità ecologica rappresenta una proprietà dell'auto-organizzazione degli ecosistemi (Muller et al., 2000) e si riferisce allo stato di completezza e autonomia che richiede un minimo supporto di risorse esterne (Karr, 1991). E' una proprietà emergente o una qualità addizionale creata dalla interazione di componenti e processi entro il sistema che rende "l'intero maggiore delle sue parti" (Jorgessen et al., 1992).

L'integrità ecologica ha a che fare con il mantenimento del capitale naturale che fornisce i servizi ecologici nei sistemi antropizzati come quelli agrari. In essi, infatti, deve essere comunque mantenuta la struttura e funzionalità auto-organizzativa di base dovuta ai componenti e processi naturali, per consentire il mantenimento della fertilità dei suoli e per creare l'ambiente favorevole, per colture e bestiame, adatto a contrastare le infestazioni di malerbe e di parassiti animali e vegetali (Figura 1.1).

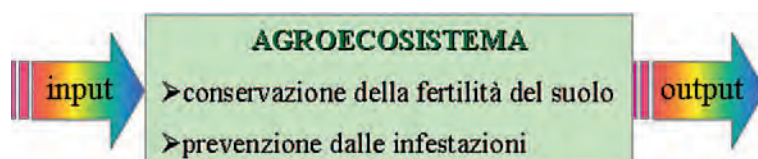


Figura 1.1: Le condizioni di base per la sostenibilità agroecosistemica

L'ottimizzazione dell'integrità ecologica degli ecosistemi riguarda il miglioramento delle funzioni che fanno uso delle risorse naturali - energia solare, acqua ed elementi nutritivi. Una migliore integrazione strutturale e funzionale si consegue attraverso una crescente diversità ed eterogeneità che faciliti la sinergia delle specie per uso complementare delle risorse native, piuttosto che una competizione intra ed interspecifica. L'integrità ecologica raggiunge in natura la sua massima espressione negli ecosistemi maturi, quando viene esibita una elevata produzione di biomassa e un alto grado di differenziazione di nicchie ecologiche tra le specie componenti (Odum, 1969). E' evidente che quantificare la biodiversità che determina integrità ecologica è un compito cruciale per il monitoraggio della qualità degli agroecosistemi e per ricavare informazioni per la progettazione e la gestione di una agricoltura sostenibile (Olson et al., 1995).

1.3 Valutare la sostenibilità attraverso la stima della biodiversità

La sostenibilità è una proprietà dei sistemi naturali che emerge come ultimo risultato della organizzazione ecosistemica della realtà planetaria (Figura 1.2).

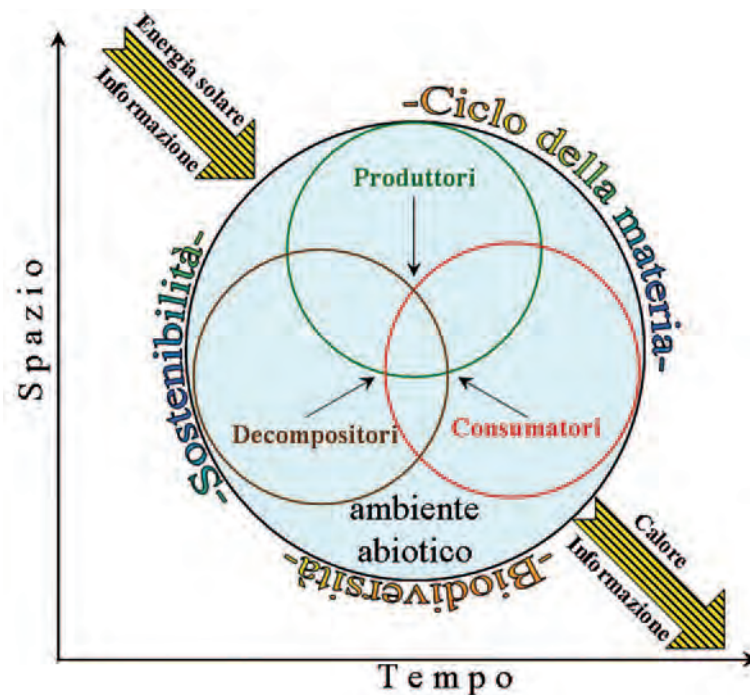


Figura 1.2: Organizzazione ecosistemica della realtà planetaria

La sostenibilità è quindi una proprietà emergente dal complesso delle interazioni tra componenti e processi nell'unità ecosistemica, che è compiutamente rappresentata dal pianeta Terra, il pianeta vivente poiché dotato del fenomeno "vita". La sostenibilità, o attitudine a durare, è il risultato della attività creativa della natura ed è pertanto una proprietà ontologica della realtà terrestre. La biodiversità, o comunità di organismi interagenti nello scenario ecosistemico, è il processo creativo nel suo divenire, come successione ininterrotta di forme biologiche che si rinnovano (generazioni) e si modificano (speciazione) nello scenario spazio-temporale planetario. In accordo con i principi che regolano la successione ecologica, comunità climatiche specifiche si affermano in ambienti fisici differenti, dando luogo ai biomi che caratterizzano foreste, praterie o zone umide nelle varie aree geografiche del pianeta.

Complessivamente, l'intero ecosistema terrestre manifesta caratteristiche di evoluzione attraverso mutamenti di biodiversità che comunque conferiscono al sistema globale la proprietà di mantenersi o sostenibilità. La nicchia ecologica umana va progressivamente estendendosi soprattutto attraverso la diffusione degli agroecosistemi, mettendo a rischio la funzionalità locale degli ecosistemi e globale dell'ecosistema terra.

L'agricoltura è una forma d'uso del territorio, basata sulla organizzazione di componenti e processi naturali e antropici. Considerata la sua ampia diffusione territoriale, che con certezza sarà ulteriormente ampliata nel futuro per le esigenze di una popolazione umana crescente, si pone il problema urgente di mantenere, all'interno delle aree agricole, anche la capacità di fornire servizi ecologici, in aggiunta al tradizionale servizio di alimentazione umana. In pratica si richiede all'agricoltura di svolgere un ruolo multifunzionale (Jordan et al., 2007), di valenza socio-economica e ambientale. È urgente pertanto programmare una attività agricola conforme a queste aspettative. Questa programmazione necessita di essere condotta prioritariamente sulla base dei principi ecologici che garantiscono la sostenibilità degli ecosistemi.

L'organizzazione dell'attività agricola si concretizza a livello dell'azienda agraria, che rappresenta

l'unità di territorio dove il rapporto uomo-natura trova forma concreta di espressione con la definizione delle caratteristiche dell'agroecosistema (componenti strutturali, input ed output). Il livello di organizzazione aziendale è pertanto quello critico nell'intera gerarchia degli agroecosistemi, perché è da esso che derivano come conseguenti la tipologia del livello organizzativo territoriale superiore (*landscape* o paesaggio) e la tipologia del livello organizzativo territoriale inferiore (*field* o campo coltivato).

1.3.1 Gerarchia degli agroecosistemi

L'approccio ecologico all'agricoltura è di tipo sistemico e riconosce nell'organizzazione umana il fattore determinante delle caratteristiche degli agroecosistemi. Intanto, si deve all'azione umana la conversione iniziale da ecosistema ad agro-ecosistema, quando la vegetazione originaria viene sostituita da vegetazione colturale e la biomassa accumulata (produttività primaria) viene destinata o al consumo di animali in allevamento o al consumo diretto umano. Negli agroecosistemi, livelli trofici, catene alimentari e prelievo delle biomasse accumulate sono sotto il controllo umano. Questo controllo si esercita in forma organizzata, o consapevole, a livello di azienda agraria. Infatti, è l'azienda agraria, costituita fundamentalmente da una precisa entità di territorio, che viene organizzata in campi coltivati, destinati ad accogliere le colture ed eventualmente animali pascolanti, secondo criteri che dipendono direttamente dalle finalità della mente organizzatrice che si configura in primo luogo con quella dell'agricoltore gestore dell'azienda. Le decisioni dell'agricoltore dipendono in larga parte dagli input di informazione ricevuti dal contesto di vita, in particolare sotto forma di leggi che riguardano l'agricoltura, struttura dei mercati per acquisto di input e vendita di output, disponibilità di tecnologie, informazioni scientifiche e culturali. L'agricoltura è un grande sistema di attività umana (bio-fisico e socio-economico) che trova nell'azienda agraria il punto iniziale di organizzazione. Il risultato della organizzazione aziendale si riflette a livello spaziale e temporale nella configurazione del territorio, apprezzabile a livello sovra-aziendale nel paesaggio o *landscape system* e a livello sotto-aziendale nei sistemi colturali o *cropping systems* e nei sistemi di campo, pianta-suolo-atmosfera. Si individua pertanto, nella continuità dello spazio e del tempo, una gerarchia di agro-ecosistemi interdipendenti, dalla piccola alla grande scala e viceversa (Figura 1.3), che aiuta a capire meglio l'organizzazione dell'agricoltura come sistema aperto di attività umana che prende avvio e conformazione a partire dal punto iniziale di incontro tra esigenze del singolo agricoltore ed aspettative sociali, che è quello del livello gerarchico aziendale.

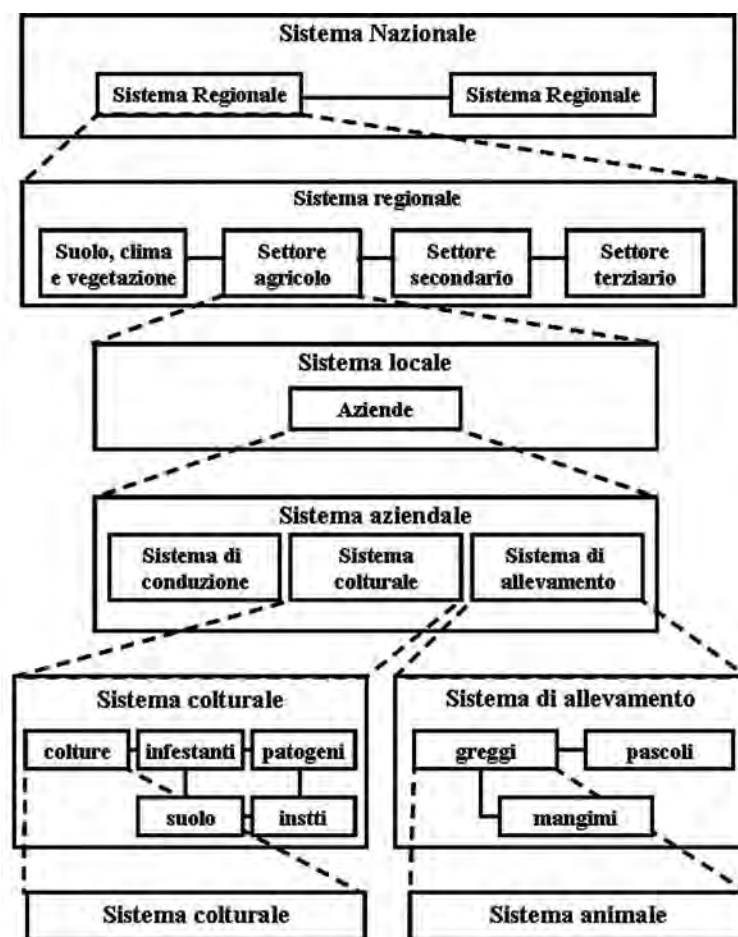


Figura 1.3: Organizzazione gerarchica degli agroecosistemi

1.3.2 Metodologia dell'indagine

A seguito dei presupposti teorici di interpretazione della realtà secondo l'approccio sistemico, - con la enfattizzazione della biodiversità come elemento determinante a lungo termine degli aspetti di sostenibilità bio-fisica e socio-economica, e con l'indicazione di procedere ad una scomposizione della realtà in accordo alla sua costituzione gerarchica -, la metodologia adottata nella indagine è quella della individuazione di indicatori di biodiversità ai livelli gerarchici di paesaggio (landscape), sistema aziendale (*farming system*), sistema culturale (*cropping system*) e sistema pianta-suolo-atmosfera (Noos, 1990; Olson et al., 1995). Per ogni livello gerarchico esistono strumenti conoscitivi e metodi di indagine differenti che aiutano a realizzare una soddisfacente integrazione a carattere transdisciplinare, utile a corroborare la visione sistemica e ad integrare le conoscenze disciplinari entro una più ampia e soddisfacente, dal punto di vista euristico, interpretazione ecologica della realtà.

Per meglio interpretare il ruolo dell'agricoltura nel territorio, è utile anche considerare i seguenti due principi epistemologici di ecologia del paesaggio (Gulick, 1986):

a) c'è "l'agricoltura nel paesaggio", ossia il modo nel quale gli agroecosistemi sono situati nel paesaggio e interagiscono con altri differenti componenti del paesaggio;

b) c'è “il paesaggio nell'agricoltura”, ossia il modo nel quale gli agroecosistemi sono internamente strutturati.

In accordo con la teoria della ecologia del paesaggio (Zonneveld, 1989), il primo principio identifica la dimensione corologica (tra siti) del paesaggio (Figura 1.4A), che rende conto cioè della eterogeneità spaziale orizzontale, definita dal mosaico territoriale di aree agricole e non. Il secondo principio identifica invece la dimensione topologica (entro sito) del paesaggio (Figura 1.4B), cioè la dimensione spaziale verticale che configura il profilo strutturale dei singoli ecosistemi. La dimensione topologica è di estremo interesse negli agroecosistemi poiché identifica strutture più o meno idonee a soddisfare condizioni di integrazione funzionale tra i componenti dei sistemi culturali, con profonde implicazioni per la integrità e la sostenibilità degli stessi agroecosistemi.

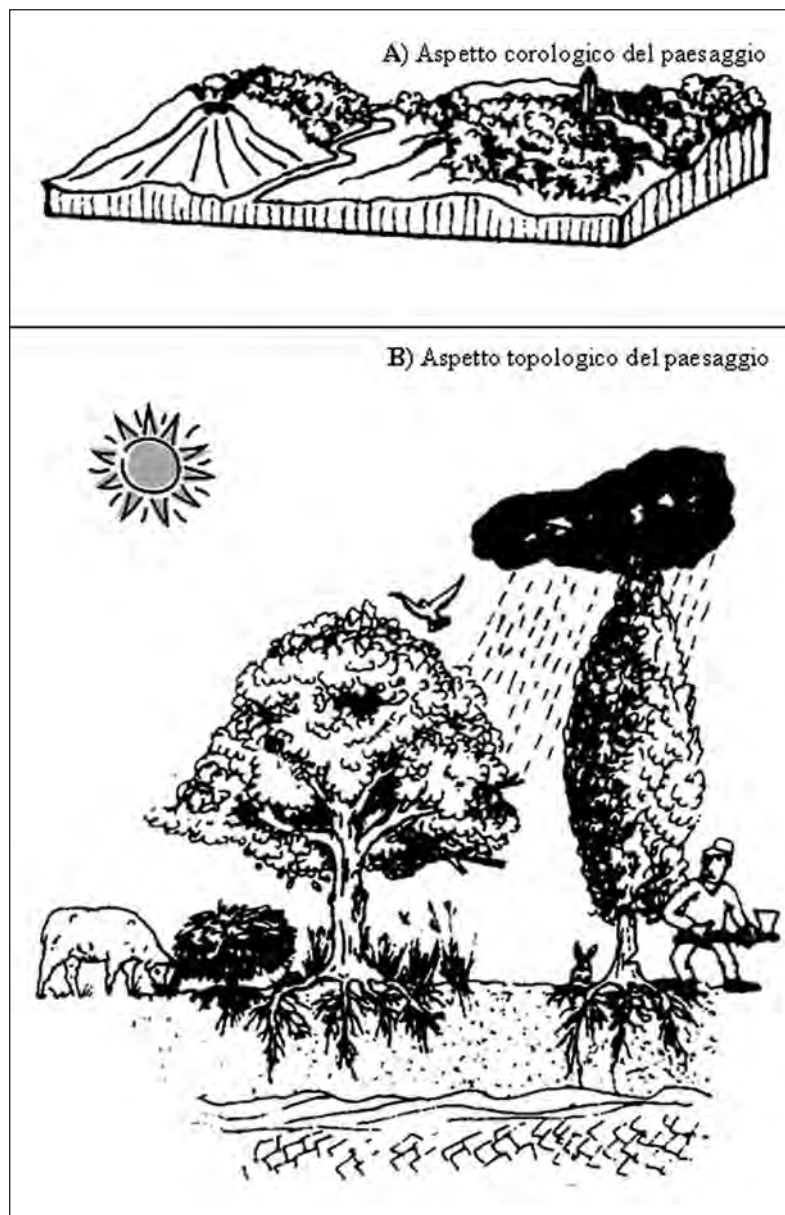


Figura 1.4: Profilo degli aspetti corologico e topologico del paesaggio (modificato da Zonneveld, 1989)

Bibliografia

- Caporali F. 2004. Agriculture and Health. The Challenge of Organic Farming. Editeam, Cento (FE), Italy.
- Gulick H. 1986. Landscape ecological aspects of agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 16(2): 79-86.
- Gliessman S.R. 2006. Agroecology: the ecology of sustainable food systems. 2nd Edition. ed. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Huston M.A. 1994. The Coexistence of Species on Changing Landscapes. In: *Biological Diversity*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jordan N. et. al. 2007. Sustainable development of the agricultural Bio-economy. *Science*, 316: 1570-1571.
- Jorgesen S.E., Patten B.C., Straskraba M. 1992. Ecosystems emerging: towards an ecology of complex systems in a complex future. *Ecological Modelling*, 62: 1-27.
- Karr J.R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecol. Applications*, 1: 66-84.
- Lal R. 2004. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science*, 304: 1623-1627.
- Muller F., Hoffman -Kroll R., Wiggering, H. 2000. Indicating ecosystem integrity- theoretical concepts and environmental requirements. *Ecological Modelling*, 130: 13-23.
- Noss R.F. 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: a Hierarchical Approach. *Conservation Biology*, 4(4): 355-364.
- Odum E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*, 164: 262-270.
- Olson R., Francis, C., Kaffka S. 1995. Exploring the Role of Diversity in Sustainable Agriculture. ASA, Inc. Madison, Wisconsin (USA).
- Swanson T.M. 1995. The Economics and Ecology of Biodiversity Decline: the Forces driving Global Changes. Cambridge University Press.
- Zonneveld I.S. 1989. The land unit- A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. *Landscape Ecology*, 3(2): 67-86.

CAPITOLO 2. ANALISI A LIVELLO DI PAESAGGIO

Mancinelli Roberto, Campiglia Enio, Di Felice Vincenzo, Caporali Fabio

2.1 Il paesaggio

La parola paesaggio deriva dalla parola paese che a sua volta trova le sue origini dalla parola latina *pagus* ossia pietra di confine (pangere, conficcare) (territorio naturale pertinente al *pagus*, cioè la parte di territorio che l'uomo riconosce come antropizzato) ossia frazione di territorio naturale segnato e quindi antropizzato. L'attuale paesaggio è quindi il prodotto della sovrapposizione spaziale e temporale della natura e dell'attività antropica, esso è la "forma che l'uomo... coscientemente e sistematicamente imprime al paesaggio naturale" (Sereni, 1972). Da quanto detto si evince che, soprattutto in realtà territoriali quali quelle italiane dove è difficile trovare superfici prive di interferenza umana, per valutare la sostenibilità degli agroecosistemi occorre avere la capacità di individuare i segni e interpretare i messaggi che l'attività umana ha lasciato sul territorio. Il termine paesaggio richiama pertanto una duplice presenza dell'uomo sul territorio: in quanto antropizzatore della Natura e in quanto osservatore della Natura. Natura vista attraverso la cultura, questo è il paesaggio: non c'è definizione più sintetica, più chiara e, come vedremo, più utile ai fini operativi.

Quindi, seppur l'interpretazione puramente visiva della parola paesaggio possiede una estrema importanza in funzione della funzione sociale, artistica ed estetica, il suo significato profondo va dunque oltre il più neutrale termine di veduta. Il paesaggio è quindi il prodotto delle modificazioni territoriali attuate dall'uomo e valutato come risultato della sua attività. Il paesaggio è il territorio dove la storia degli uomini si è esplicata ed ha lasciato le sue tracce, perciò può essere definito come un territorio cui è stato aggiunto, direttamente o indirettamente, lavoro umano che ne ha determinato un nuovo assetto, diverso da quello originario. In questo quadro l'agricoltura (cura dell'*agrum*, cioè del territorio non abitato) può essere considerata come l'attività paesaggistica per eccellenza.

2.2 Interpretazione del paesaggio

Secondo la Convenzione Europea del Paesaggio (Firenze, 20/10/2000), il paesaggio viene definito, in rapporto alla percezione umana, come un'area le cui caratteristiche sono il risultato dell'azione e dell'interazione di fattori naturali e umani. Si riconosce che il paesaggio ha un ruolo determinante nel contribuire a formare la cultura e che pertanto costituisce una risorsa da proteggere, gestire e pianificare, nel quadro complessivo degli interessi sociali, economici ed ambientali. Il fatto che sia premesso alla definizione di paesaggio l'aspetto fondamentale della percezione umana, evidenzia il riconoscimento del ruolo chiave che i metodi di conoscenza hanno al fine di determinare la percezione del paesaggio. La "questione epistemologica" precede dunque la questione oggettiva della definizione del paesaggio. Poiché l'epistemologia è un sapere acquisto a carattere transdisciplinare tra scienza e filosofia, è opportuno indicare uno strumento epistemologico utile ad interpretare correttamente il paesaggio, quale il concetto di ecosistema (Caporali, 2007). Applicando il modello logico di ecosistema alla individuazione del paesaggio (Figura 2.1), esso si identifica nell'area centrale di intersezione tra tutti i componenti e processi ambientali, e pertanto concretizza, nella scala spazio-temporale di sviluppo, il divenire dell'ecosistema. Componenti e processi naturali (bio-fisici) e componenti e processi antropici (socio-eco-

nomici) interagiscono nel determinare le differenti tipologie di paesaggio ed il paesaggio, a propria volta, è fonte di informazione per il processo conoscitivo umano e ne determina, consapevolmente o meno, la capacità complessiva di percezione e comprensione. I segni del paesaggio, una volta identificati e misurati, possono divenire importanti indicatori per esprimere giudizi sull'attuale stato di gestione e per ispirare criteri di progettazione e pianificazione del territorio.

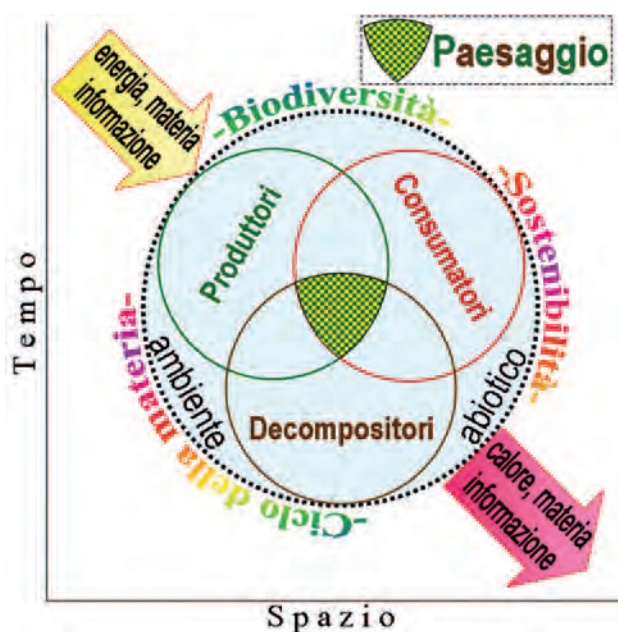


Figura 2.1: Il paesaggio come risultato del divenire dell'ecosistema

2.3 La sostenibilità a livello agrario

Secondo i principi dell'agroecologia (Caporali, 1991), la realtà agraria può essere interpretata e descritta attraverso un modello di rappresentazione (agro-ecosistema) che utilizza il modello base di ecosistema (Figura 2.2). La definizione risultante è che un agro-ecosistema è un ecosistema utilizzato a scopo agrario. Tra i componenti biotici, i produttori (le colture) ed i consumatori (gli animali in allevamento) sono introdotti dall'agricoltore, mentre i decompositori sono propri dell'ecosistema nativo. Colture ed animali in allevamento sono componenti biotiche selezionate attraverso il miglioramento genetico e costituiscono elementi di biodiversità che derivano dalla coevoluzione di natura e cultura. I mezzi tecnici (macchine, fertilizzanti, irrigazione, ecc.) e le risorse umane (lavoro, capitale, ecc.) impiegati in agricoltura rappresentano gli ulteriori elementi di realizzazione e gestione dell'agroecosistema. L'agricoltura risulta quindi costituita da un complesso sistema di organizzazione di risorse naturali e antropiche e la sostenibilità dell'agroecosistema dipende da fattori di tipo bio-fisico e socio-economico. Indubbiamente la funzione di produttività è espressione dei processi naturali che integrano in maniera duratura la catena di pascolo con quella di detrito, in modo tale che anabolismo e catabolismo dell'agroecosistema si complementino in un metabolismo duraturo. Sulla base di questo principio ecologico, i fattori socio-economici dovrebbero favorire il mantenimento della funzione di produttività, ai fini della sostenibilità dell'agroecosistema, realizzando una organizzazione che privilegia i processi naturali di trasformazione dell'energia solare, di riciclo della materia e di valorizzazione della biodiversità. Nel suo insieme, questa strategia di organizzazione può essere definita strategia di ecosviluppo.

Nel modello base di funzionamento dell'agroecosistema (Figura 2.3), si evidenzia come tra produzione di biomassa da parte delle colture e fertilità del suolo – espressa dal suo indicatore principale, ovvero la sostanza organica del suolo – esista un rapporto di retroazione positiva, che può essere ulteriormente potenziato con l'apporto di sostanza organica (letame) derivato dall'allevamento animale, come si verifica in una azienda mista. Questo tipo di modello organizzativo ha retto per secoli lo sviluppo dell'agricoltura in tutti i Paesi di antica tradizione agraria e pertanto può essere qualificato sostenibile sulla base dell'esperienza storica acquisita.

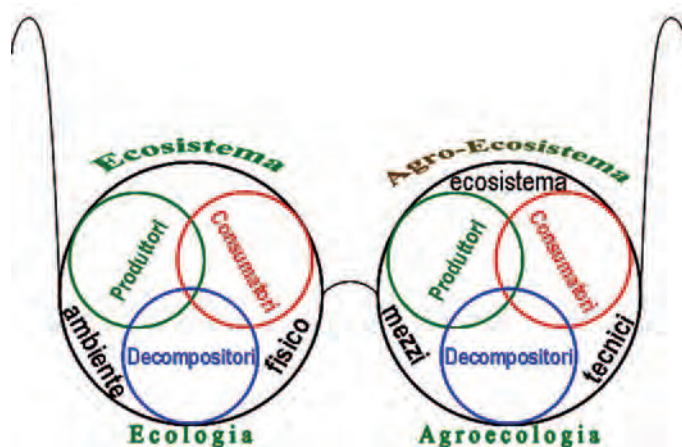


Figura 2.2: Ecosistema e agroecosistema (modificato da Caporali, 1991)

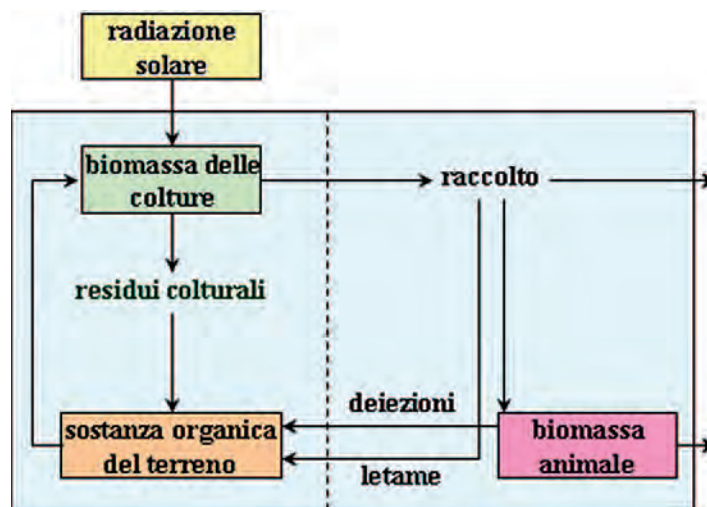


Figura 2.3: Funzionamento base dell'agroecosistema (modificato da Caporali, 1991)

2.3.1 La biodiversità come valore intrinseco e funzionale

La biodiversità è definita come “la variabilità tra gli organismi viventi e i complessi ecologici dei quali sono parte (sistemi terrestri, marini e altri sistemi acquatici); annoverando la diversità delle specie, tra le specie e degli ecosistemi” (MEA, 2005). Tale definizione enfatizza le molteplici dimensioni della biodiversità. Essa riconosce esplicitamente che ogni biota può essere caratterizzato da diversità tas-

sonomica, genetica ed ecologica e, implicitamente, che il modo in cui la diversità varia nello spazio e nel tempo (evoluzione della biodiversità) è determinante ai fini della sostenibilità ambientale. Pertanto, solo una valutazione multidimensionale della biodiversità può fornire informazioni su struttura e funzionamento degli ecosistemi e servizi elargiti in termini di sostenibilità.

La biodiversità ha valore intrinseco, cioè è un bene di per sé indipendentemente dalla fruizione umana, ossia dall'uso strumentale che ne viene fatto per i bisogni umani. Il processo di evoluzione biologica testimonia che la creatività è una proprietà stessa del processo e l'uomo, l'ultima emergenza del processo, ne dimostra tutta la potenzialità. Ciò che definiamo con biodiversità nella scienza, viene qualificato come "creazione" nella religione. L'attenzione per la biodiversità e attenzione al creato.

La biodiversità rappresenta la base operativa del funzionamento degli ecosistemi e quindi ne garantisce i servizi.

I servizi degli ecosistemi (Figura 2.4) consistono in:

- servizi di supporto alla vita come il ciclo dei nutrienti, la formazione del suolo e la fotosintesi;
- servizi di approvvigionamento di risorse naturali, quali aria, acqua e biomassa;
- servizi di regolazione, come il clima e la qualità dell'aria e dell'acqua;
- servizi culturali come la ricreazione, il godimento estetico e spirituale.

Il benessere umano è il risultato di molti fattori, direttamente o indirettamente connessi alla biodiversità e ai servizi forniti dagli ecosistemi. Il Rapporto del Millenium Assessment sostiene che il benessere umano è costituito da cinque componenti principali (Figura 2.4): il materiale di base per le esigenze della vita, la salute, la sicurezza, i buoni rapporti sociali e la libertà di scelta e di azione.

Dato che gli agroecosistemi (aree coltivate) ora rappresentano oltre il 24% della superficie terrestre (MEA, 2005), è fondamentale che qualsiasi decisione in materia di biodiversità o di servizi degli ecosistemi sia indirizzata anche al mantenimento della biodiversità in questi sistemi antropizzati.

La gestione sostenibile degli agroecosistemi pone tra i suoi obiettivi principali anche il mantenimento della biodiversità tramite la realizzazione e gestione di ambienti eterogenei sia dentro che fuori i campi coltivati. Tale architettura fa leva sugli aspetti strutturali dell'agroecosistema (campi, colture, specie animali allevate, infrastrutture vegetazionali, ecc.) che producono interazioni funzionali sinergiche. La sinergia tra i componenti è indispensabile ai fini di una maggiore autonomia dell'agroecosistema e, di conseguenza, ai fini di una minor dipendenza da input energetici ausiliari (Caporali et al., 2003).

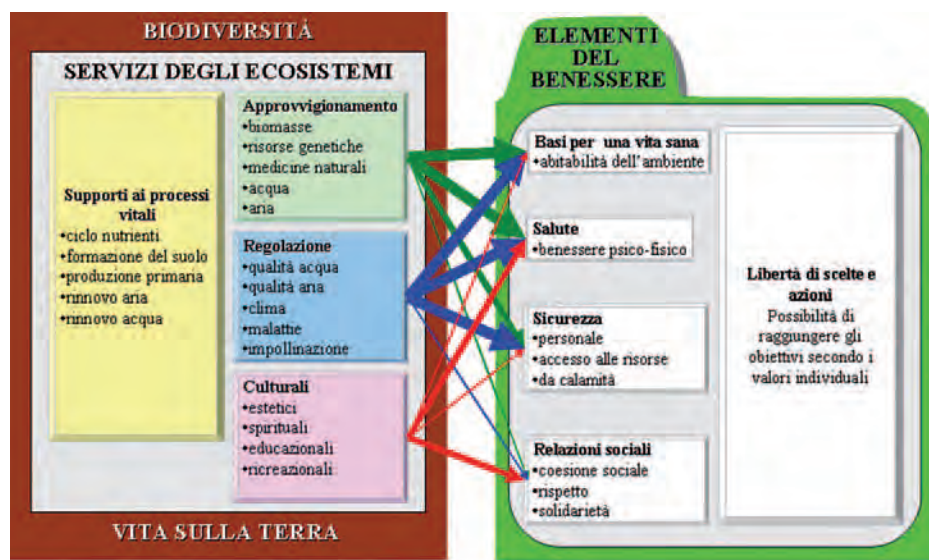


Figura 2.4: Rapporti tra biodiversità, servizi degli ecosistemi e benessere umano (modificato da MEA, 2005)

2.3.2 Gli indicatori di sostenibilità agroambientale

La valutazione ambientale ha un ruolo chiave nei processi di progettazione, amministrazione e risoluzione delle problematiche territoriali (De Groot, 1992; Costanza et al., 1997) ed a questo proposito la messa a punto di indicatori (di sostenibilità dell'agroecosistema o di prestazione agroambientale o semplicemente agroambientali) è uno strumento efficace per descrivere la sostenibilità del sistema agricolo fornendo inoltre informazioni statistiche (Greco, 2002). Gli indicatori di sostenibilità considerano le dimensioni spazio-temporali, sociali, economiche, ambientali, istituzionali e le loro relazioni. La stessa Commissione Europea suggerisce l'adozione di indicatori agroambientali al fine di migliorare le statistiche agricole sia per valutare il risultato delle azioni attuate sia per redigere il piano d'azione per il futuro (C.E., 2003). Essa, pur evidenziando la necessità di riferimenti soprattutto contabili, mostra interesse anche per l'introduzione d'indicatori paesaggistici come ad esempio la lunghezza delle siepi, dei muretti, delle superfici non agricole e l'incidenza delle caratteristiche strutturali sul funzionamento delle aziende agricole lì dove anche gli esercizi extra-produttivi dell'azienda agricola si riferiscono alle sostenibilità dell'agroecosistema. Gli indicatori allo stesso tempo devono tradurre i rapporti tra le attività umane e l'ambiente in maniera quantificabile (Conference of European Statisticians, 2001; Tellarini e Caporali, 2000) per cui l'O.E.C.D. (1999a, 1999b, 2001) ha messo a punto un quadro di riferimento internazionale per l'elaborazione di indicatori di sostenibilità denominato D.P.S.I.R (Driving force – Pressure – State – Impact - Response) (Figura 2.5).

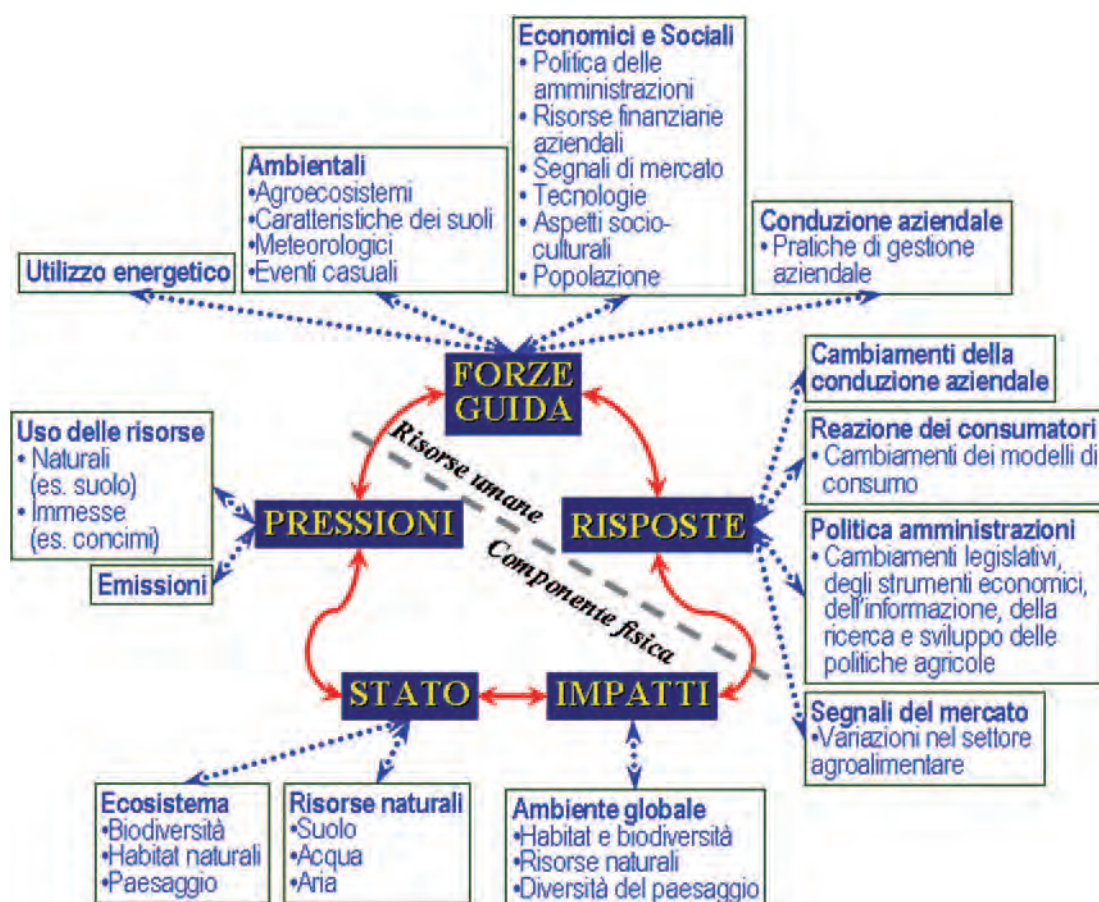


Figura 2.5: Quadro di riferimento D.P.S.I.R. per la definizione di indicatori di sostenibilità (modificato da O.E.C.D., 1997)

Questo approccio d'indagine distingue, nella struttura del sistema agricoltura, una componente fisica (Pressioni, Stato e Impatti) ed una componente risorse umane (Forze guida e Risposte). La prima definisce i limiti del sistema mentre la seconda descrive il processo decisionale delle figure del settore agricolo ivi comprese la politica, la finanza ed il mercato. Tutto ciò descrive in modo corretto anche la dinamica del settore agricolo in quanto le componenti del sistema sono tra loro strettamente collegate. Nella Conference of European Statisticians (2001) si ricorda che la stessa Agenda 21 (U.N., 1992) sottolinea "l'importanza dell'approccio olistico ... per incrementare la sostenibilità ambientale delle risorse territoriali". La metodica D.P.S.I.R evidenzia l'importanza di incrementare l'efficienza delle azioni istituzionali in materia ambientale, di perfezionare i monitoraggi ambientali, di sviluppare e diffondere le tecnologie sostenibili anche a mezzo di incentivi, di includere nel prezzo eventuali effetti ambientali negativi, di incrementare l'interesse pubblico verso le alternative sostenibili anche etichettando i prodotti per le condizioni sociali ed ambientali. Tellarini e Caporali (2000) attribuiscono al mercato un ruolo guida per "indurre" la sostenibilità.

Come indicatore di sostenibilità, si ritiene utile citare anche la percentuale di aree protette sul totale dell'area amministrativa quale riferimento dell'uso sostenibile del territorio nel contesto E.P.E. -European Partners for the Environment- (Berrini, 2005).

L'utilizzo di indicatori permette confronti tra sistemi (aziendali, comunali e territoriali) e valutazioni relative alla loro evoluzione se esistono i dati in sequenza temporale (Tischendorf, 2001).

In ogni caso, più ampio è l'insieme delle informazioni (indicatori) a disposizione della figura decisionale e maggiore è la opportunità per interpretare il territorio e quindi individuare e risolvere i possibili problemi. Spesso però ai fini della determinazione degli indicatori i tempi richiesti possono essere estesi e non coincidere con la rapidità di monitoraggio. Allo stesso tempo, in relazione all'immediatezza di comprensione del territorio richiesta da parte del legislatore, un esteso *core set* di indicatori potrebbe rendere confuso il processo di valutazione di un territorio.

Nei rapporti internazionali sugli indicatori di sostenibilità, si sottolinea tuttavia come tuttora esista una manifesta carenza di indicatori di biodiversità utili per la valutazione della sostenibilità degli agroecosistemi (O.E.C.D., 2001).

2.4 Le componenti del paesaggio costituenti l'agroecosistema

Lo sviluppo sostenibile comprende la necessità per l'umanità di procurare il cibo attraverso l'agricoltura, nonché di mantenere gli ambienti naturali per tutti i servizi ecologici diversi da quelli alimentari (Daily, 1997). La ricerca di un equilibrio tra produzione e tutela del territorio è dunque una sfida importante per il futuro della società sia a livello locale che globale. Per raggiungere questo obiettivo, vi è la necessità di stabilire una cultura della sostenibilità e gli scienziati dovrebbero aiutare molto in questo processo.

Nuovi strumenti scientifici, come quelli offerti dall'ecologia del paesaggio, hanno il potenziale per facilitare la comprensione della struttura del territorio e per orientarne la gestione verso la sostenibilità. L'ecologia del paesaggio è stata motivata dalla nuova prospettiva offerta dalla fotografia aerea (Turner, 2003). Con questo strumento, un paesaggio può essere descritto e studiato come un mosaico di tessere distinte (ecotopi o habitat) (Wiens et al., 1993; Forman e Godron, 1986), ciascuna con una zona di transizione (ecotono) con quella/e adiacente/i (Gustafson, 1998; Pickett e Cadenasso, 1995). I sistemi ecologici spazialmente eterogenei possono essere rappresentati mediante mappe categoriche per quantificare la variabilità delle tessere componenti (Gustafson, 1998). Sul-

la base di questo principio di “Landscape Ecology”, si assume che il paesaggio venga rappresentato da un mosaico di ecosistemi più o meno antropizzati (agroecosistema), la cui unità fondamentale o “cellula del paesaggio” è l’ecotopo (*patch*), che è considerato come la più piccola unità spaziale omogenea individuabile tramite la fotografia aerea (Naveh e Lieberman, 1994).

Gli ecotopi sono il risultato della coevoluzione tra comunità biotica e risorse ambientali (comunità climax) o derivano dalla interferenza causata da disturbi naturali o antropici che cambiano la direzione della successione ecologica. L’evoluzione della tipologia degli ecotopi e della loro distribuzione territoriale costituisce la dinamica degli ecotopi (Pickett e Cadenasso, 1995).

L’ecologia del paesaggio si occupa principalmente delle relazioni tra dinamica degli ecotopi e processi ecologici (Hargis et al., 1998; Li e Wu, 2004; Turner, 2003).

Nel paesaggio dominato dall’uomo interviene il processo di frammentazione degli habitat (Fahrig, 2003), per cui una grande distesa originale di habitat naturale è trasformata in una serie di ecotopi, isolati gli uni dagli altri in una matrice di habitat differente dall’originale. Questo processo coinvolge la perdita dell’habitat originale, nonché la creazione di nuovi tipi di habitat. Quantificare il grado di frammentazione degli habitat e le sue implicazioni ecologiche è il compito principale dell’ecologia del paesaggio. Se si consuma con l’agricoltura l’habitat originale si producono altri tipi di ambienti seminaturali dove i nuovi habitat frammentati influenzano la biodiversità dell’intero ecosistema, il flusso di energia-materia e la sostenibilità dell’ecosistema stesso (Duelli, 1997; Ries et al., 2004; Ryszkowki et al., 1999; Tschardt et al., 2002). Di particolare significato, in questo processo di frammentazione, è la creazione di maggiori aree di contatto tra ecotopi differenti, per cui si creano brusche aree di passaggio, o interfacce, definite “ecotoni”, dove la eterogeneità della condizione fisica crea i presupposti per un accrescimento di biodiversità.

In generale, i tipi tradizionali di agricoltura, più adattati ai vincoli ambientali e alle esigenze della popolazione locale soddisfano i principi di sostenibilità più della moderna agricoltura convenzionale (Caporali, 1991; Caporali, 2004), dove l’uniformità e l’omogeneità dei grandi campi di monoculture sono incompatibili con la qualità ambientale e la conservazione delle risorse biologiche. Nel bacino del Mediterraneo, lo sviluppo degli ecosistemi è stato intimamente connesso con i sistemi sociali umani per così tanto tempo che la situazione attuale, come indicato dai segni del paesaggio, in molti casi riflette l’organizzazione imposta da comunità rurali più o meno autonome. Nella storia, la popolazione locale ha costituito agroecosistemi ben bilanciati, con grande varietà di ecotopi ed ecotoni, in modo tale che diversità biologica e qualità paesaggistica si sono mutuamente consolidate (Blondel e Aronson, 1995). Il riconoscimento del buon uso del territorio dovrebbe essere di aiuto nel processo decisionale politico per favorire gli investimenti pubblici per l’accrescimento delle capacità locali verso lo sviluppo sostenibile, come previsto sia dai processi partecipativi di Agenda 21 (U.N., 1992) sia dalla Convenzione Europea del Paesaggio recentemente approvata.

2.5 Metodi, strumenti e fonti di informazione

Il risultato di una indagine dipende in primo luogo dalle fonti di informazione disponibili, che rappresentano gli input necessari per avviare il processo conoscitivo.

A livello territoriale, la disponibilità delle foto aeree e dei relativi strumenti di lettura (GIS), consentono di effettuare una rappresentazione del paesaggio che può essere interpretata ai fini della valutazione della sostenibilità d’uso del territorio. In questo caso, una visione allargata del territorio, permette una lettura a livello di dettaglio inferiore secondo una procedura “*top-down*” di definizio-

ne. Al contrario, le analisi territoriali condotte a livello di intervista individuale - come nel caso dei censimenti agrari - producono una serie di informazioni di dettaglio a livello aziendale, che possono essere aggregate a livello superiore, secondo una procedura “*bottom-up*” di definizione.

In questo manuale vengono descritte entrambe le tipologie di indagine.

La disponibilità di una serie di informazioni e di dati nel tempo consente di definire anche l'evoluzione dell'uso del territorio.

La prima condizione di sostenibilità per l'esercizio dell'agricoltura è il mantenimento del suolo e delle sue caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche. Il mantenimento del suolo dipende dal ciclo idrologico, in particolare dal tipo di impatto che le precipitazioni (entità annua, distribuzione stagionale, intensità) esercitano sull'ecosistema in atto. Se il suolo è difeso da appropriata copertura vegetale, i rischi di perdita di suolo e di deterioramento delle sue qualità sono minori e la sostenibilità dell'agricoltura è maggiore. Come approccio metodologico assumiamo che i primi indicatori di sostenibilità riguardano l'uso del territorio in rapporto ai vari tipi di ecosistemi presenti. Poiché la funzione principale degli agroecosistemi è quella di procurare cibo e materie prime per i bisogni umani e la funzione principale degli ecosistemi naturali è quella di promuovere la continuità dei servizi ecologici che forniscono le condizioni di abitabilità del pianeta, è ragionevole assumere che, in termini di sostenibilità dell'intero sistema socio-ecologico, un pari peso sia attribuito tanto alla presenza di ecosistemi ad alto disturbo antropico (agroecosistemi ed insediamenti umani) quanto alla presenza di ecosistemi a basso disturbo antropico (boschi, praterie e successioni vegetali). A livello territoriale, pertanto, una situazione di equilibrio sostenibile tra Ecosistemi fortemente antropizzati (Efa) ed Ecosistemi lievemente antropizzati (Ela) può essere individuata con un Indicatore di Sostenibilità di Uso del Suolo (SUS), dato dal rapporto tra le ripartizioni superficiali di Efa e Ela. Inoltre, poiché le aree più fragili a livello territoriale - per gli effetti collegati al ciclo idrologico, nelle fasi di scorrimento superficiale, trasporto solido ed erosione - sono quelle a maggiore pendenza (montagna \geq collina \geq pianura), è ragionevole bilanciare il rapporto tra le due tipologie di ecosistemi anche in relazione alla condizione altimetrica. Poiché le zone di montagna richiedono più protezione offerta da una copertura vegetale stabile, mentre quelle di pianura richiedono una minore protezione, una conveniente modulazione dell'indicatore di sostenibilità dell'uso del suolo è riportata nella Tabella 2.1.

Tabella 2.1: Modulazione dell'indicatore di sostenibilità d'uso del suolo in rapporto alle fasce altimetriche

	Ela(%)	Efa(%)	SUS (Ela/Efa)	Range ottimale di SUS
Montagna	75	25	3,00	$\geq 3,00$
Collina	50	50	1,00	$\geq 1,00$
Pianura	25	75	0,33	$\geq 0,33$

Questo indicatore, specialmente se utilizzato a livello di bacino idrografico per le tre fasce altimetriche, è in grado di esprimere una misura dello stato del territorio in relazione agli elementi essenziali di biodiversità ecologica che influenzano la sostenibilità bio-fisica ambientale.

La seconda condizione di sostenibilità bio-fisica riguarda la struttura degli agroecosistemi, ossia il tipo di organizzazione delle colture nello spazio (monocolture o colture consociate) e nel tempo (monosuccessioni o rotazioni). La struttura degli agroecosistemi determina sia l'“agricoltura nel paesaggio”, tramite l'aspetto corologico, sia il “paesaggio nell'agricoltura”, tramite l'aspetto topologico (Capitolo 1, Figura 1.4). E' dal tipo di composizione e di organizzazione dei sistemi colturali che dipende il grado di protezione nei confronti del danno da scorrimento dell'acqua, da erosione e da perdita di fertilità dei suoli. Le lavorazioni del suolo, per la preparazione del letto di semina o comunque per l'esecuzione di cure coltu-

rali, implicano comunque un disturbo che produce in generale vantaggi a breve termine e svantaggi a lungo termine. In relazione alla difesa del suolo, migliori condizioni di sostenibilità sono offerte dai sistemi colturali che garantiscono un minor disturbo del suolo attraverso le lavorazioni. Pertanto, indicatori di biodiversità adatti a rilevare i sistemi colturali con minor incidenza delle lavorazioni sono i più appropriati per valutare migliori situazioni di sostenibilità. A questo riguardo, un indicatore estremamente significativo per la sostenibilità ambientale è il rapporto dell'area occupata dalle coltivazioni erbacee poliennali rispetto a quella occupata dalle coltivazioni erbacee annuali (Caporali et al., 1984; Caporali, 1991). Questo tipo di indicatore non può essere ricavato da indagine di *remote sensing* poiché il livello di risoluzione non consente di rilevare il dettaglio delle colture in atto. Tuttavia si può ricavare partendo da analisi di sistemi colturali a livello aziendale effettuate tramite intervista, con successive aggregazioni dei dati aziendali a livello territoriale più ampio. Per avere indicazioni concernenti lo stato di autonomia nutrizionale dei sistemi colturali è ugualmente necessario partire da situazioni di rilievo aziendale da estendere poi a livello territoriale più ampio. Ad esempio, per il bilancio relativo all'azoto - il più importante elemento per la nutrizione delle piante e per la produttività agraria - è molto significativo in termini di sostenibilità valutare l'incidenza delle leguminose foraggere nei sistemi colturali.

2.6 Metodo di analisi "remote sensing"

Nella metodologia per l'analisi del paesaggio denominata *remote sensing* si rilevano le diverse tipologie, l'estensione, il perimetro e la disposizione nello spazio delle componenti strutturali del paesaggio (ecotipi o *patches*) per rilevare l'uso del suolo e determinare la complessità paesaggistica (secondo una procedura "top-down" di definizione). Questa metodologia prevede la foto-interpretazione per rilevare le classi di ecotipo costituenti il paesaggio, del quale si valuta la qualità con appositi indicatori di biodiversità e sostenibilità. La metodologia di analisi "remote sensing" prevede uno sviluppo del lavoro secondo le fasi riportate in Figura 2.6.



Figura 2.6: Fasi dello studio con metodo "remote sensing"

La prima tappa del lavoro riguarda la definizione dell'ecoregione da analizzare e studiare. L'ecoregione (o regione ecologica), talvolta chiamata anche bioregione, è una zona o unità territoriale ecologicamente e geograficamente distinta. Gli elementi di distinzione riguardano caratteristiche di omogeneità bio-fisica e/o socio-economica. Pertanto, l'ecoregione è un'area relativamente ampia ed omogenea per topografia, vegetazione naturale e potenziale, peculiarità di tipo e uso del suolo, economia e cultura derivata dalla tradizione. Il termine ecoregione è utilizzato dai ricercatori, analisti e responsabili delle risorse per lo sviluppo logistico e delle strategie regionali per l'acquisizione delle informazioni e la gestione del territorio. Le indagini a livello di ecoregione sono favorite dal crescente interesse per lo studio degli ecosistemi in rapporto alla utilizzazione umana. Gli ecosistemi locali tra loro collegati concorrono a formare un insieme integrato caratterizzato da multifunzionalità territoriale. In tal senso sono molti i ricercatori, che si occupano di agroecologia e ambiente e che utilizzano l'ecoregione come unità di analisi negli studi a livello territoriale o di paesaggio. Una volta definita l'ecoregione, l'area da sottoporre ad analisi è virtualmente circoscritta in limiti geografici all'interno di una mappa territoriale.

L'acquisizione delle informazioni (Balram et al., 2004) relative alla ecoregione è effettuata tramite software GIS (Tabella 2.2) che consente di visualizzare, esplorare, interrogare ed analizzare geograficamente il paesaggio ed i suoi componenti (Herzog e Lausch, 2001; Papadimitriou, 2002; Langanke et al., 2005; Backhaus et al., 2002). Le analisi territoriali possibili con queste tipologie di software sono numerose.

Tabella 2.2: Alcuni software GIS e case produttrici più comuni

Alcuni software GIS "open source"
GRASS –GIS completo originariamente sviluppato da U.S. Army Corps of Engineers MapServer – Web-based mapping server sviluppato da University of Minnesota
Alcune altre applicazioni GIS "open source"
gvSIG 1.0 Chameleon – per la costruzione di applicazioni con MapServer JUMP GIS – Unified Mapping Platform in Java MapWindow GIS – applicazione e componenti di programmazione GIS desktop PostGIS – Estensione spaziale per PostgreSQL database Quantum GIS – GIS semplice per sistemi Linux, Unix, Mac OSX, Windows TerraView – GIS desktop che gestisce dati vettoriali e raster ILWIS – (Integrated Land and Water Information System) integra dati immagine, vettoriali e tematici
Alcune applicazioni e fornitori di software GIS più diffusi
Autodesk – MapGuide e altri prodotti che interfacciano con il software AutoCAD package ERDAS IMAGINE – Software GIS, Remote Sensing, and Photogrammetry sviluppato da Leica Geosystems Geospatial Imaging ESRI – ArcView, ArcGIS, ArcSDE, ArcIMS, and ArcWeb services IDRISI – Prodotto GIS sviluppato da Clark Labs Intergraph – GeoMedia, GeoMedia Professional, GeoMedia WebMap, e prodotti per fotogrammetria MapInfo – MapInfo Professional e MapXtreme MapPoint – Prodotto GIS sviluppato da Microsoft Caliper – Maptitude, TransCAD e TransModeler
Altre applicazioni e fornitori di software GIS
CARIS – (Computer Aided Resource Information System) sistema GIS per idrografia e sistemi catastali DeLorme – XMap e altri prodotti GIS Manifold System – Pacchetto economico di software GIS TatukGIS – GIS toolkit, Internet Map Server, GIS Editor, GIS Viewer, Aerial Imagery Corrector

Le informazioni cartografiche e fotografiche permettono di monitorare, a mezzo di interpretazione, comparazione e misurazione, gli elementi del paesaggio (ecotopi e componenti lineari del paesaggio, come fiumi, strade, ecc.) in relazione a quantità, estensione, distribuzione e forma. Queste misure costituiscono la base per ricavare gli indicatori, ossia il rapporto tra gli elementi del paesaggio che hanno significato per dare giudizi su biodiversità e sostenibilità dell'ecoregione in studio. Questa tecnica costituisce un processo di valutazione di biodiversità basata sugli elementi del paesaggio (Duelli, 1997; Duhme e Pauleit, 1998; Roy e Tomar, 2000; Wagner et al., 2000; Hoffmann e Greef, 2003; Gillison e Liswanti, 2004; Roy et al., 2005) in base al concetto di mosaico (Duelli, 1997; Nagaike e Kamitani, 1999; McAlpine e Eyre, 2002; AA.VV., 2004; Purtauf et al., 2005; Burel e Baudry, 2005), secondo il quale la ricchezza di specie, in una data area, aumenta in relazione alla variabilità ed alla eterogeneità degli habitat (Duelli, 1997; Bartel, 2000; Wagner et al. 2000; Piorr, 2003; Hoffmann e Greef, 2003; Purtauf et al., 2005; Burel and Baudry, 2005; Fédoroff et al., 2005). I dati rilevati sono catalogati, con l'ausilio dello stesso programma GIS utilizzato, in database specifici per ogni carattere e poi esportati su foglio di calcolo per le successive operazioni di calcolo ed elaborazione. Tramite questa procedura risulta possibile palesare schemi "comportamentali" del territorio, rapporti geografici ed ambientali prima nascosti (E.S.R.I., 1996). Per rilevare i dati territoriali utili all'analisi del paesaggio si utilizzano i materiali riportati in tabella 2.3 che possono essere analizzati singolarmente e opportunamente accostati fra loro.

Tabella 2.3: Materiale cartografico utile nell'analisi territoriale

Ortofoto a colori con definizione superiore a 1 m ² pixel
Carte Fitoclimatiche
Carte Idrogeologiche
Carte Geologiche
Carte Litologiche
Carte Podologiche
Carte Tecniche Regionali
Carte Catastali
Carte uso del suolo
Carta delle Unità Fisiografiche di Paesaggio
Cartografia Rete Natura 2000
Carte di Copertura del Suolo
Carta degli habitat
Carta della Natura

L'analisi territoriale mira a classificare il paesaggio in base a classi d'uso del suolo sulla base di zone omogenee di copertura o ecotopi.

Pertanto, dato che la biodiversità a carattere corologico è data da parametri strutturali, di diversità dell'habitat ed eterogeneità di paesaggio, l'utilizzo di indicatori che facciano riferimento alla categoria tipo di copertura risulta ottimale per la valutazione della biodiversità territoriale. La eterogeneità del paesaggio risulta espressa da indicatori quali numero e area occupata dai differenti ecotopi (eterogeneità compositiva) e loro reciproca distribuzione sul territorio (eterogeneità configurazionale). In effetti, ogni tipo di misura che quantifica la eterogeneità paesaggistica misura la bio-

diversità tra ecosistemi (ecotopi) a diverso disturbo antropico.

Al fine di rispettare e comprendere meglio le caratteristiche di tutte le tipologie di copertura presenti sul territorio in esame, vengono definite le classi d'uso o "*landscape complexes*" (LCs) (Osinski, 2003) seguendo le linee guida dettate dal primo livello di classificazione (5 voci generali che abbracciano le maggiori categorie di copertura sul pianeta) dettate dal programma europeo COR.IN.E. (COoRdination de l'INformation sur l'Environnement). Questo programma è stato varato dal Consiglio delle Comunità Europee nel 1985, con lo scopo primario di verificare dinamicamente lo stato dell'ambiente nell'area comunitaria, al fine di orientare le politiche comuni, controllarne gli effetti e proporre eventuali correttivi. All'interno del programma COR.IN.E., il progetto COR.IN.E.-Land Cover è specificamente destinato al rilevamento e al monitoraggio, ad una scala compatibile con le necessità comunitarie, delle caratteristiche del territorio, con particolare attenzione alle esigenze di tutela. Al fine di agevolare il lavoro e ridurre gli errori di interpretazione cartografica dovuti alla risoluzione fotografica è indicato e consono adottare una classificazione basata sulle seguenti classi di copertura (Tabella 2.4): coltivazioni arboree (CA), coltivazioni erbacee (CE), erbacee naturali (EN), erbaceo-arbustive naturali (EA), boschi (B), siepi (S), acque (A), manufatti (M), strade (St).

In relazione alla presenza di ecotopi appartenenti alla classe definita "erbaceo-arbustive", risulta utile evidenziare la loro rilevanza in termini di biodiversità in quanto queste sono le aree in cui si verificano i processi noti come successioni ecologiche dove "i meccanismi naturali tendono a realizzare comunità vegetali ed animali intimamente connesse ed interdipendenti che si automantengono" ed è proprio in base allo studio del loro funzionamento che è stata individuata l'importanza della diversità negli agroecosistemi (Caporali et al., 2003).

Tabella 2.4: Classi di copertura del suolo essenziali correlati alla classificazione CORINE [coltivazioni arboree (CA), coltivazioni erbacee (CE), erbacee naturali (EN), erbaceo-arbustive naturali (EA), boschi (B), siepi (S), acque (A), manufatti (M), strade (St)] (*)

Classificazione CORINE						Classificazione CORINE						Classificazione CORINE					
I	II	III	IV	V		I	II	III	IV	V		I	II	III	IV	V	
1	1.1	1.1.1			M	2	2.2	2.2.3	2.2.3.1		CA	3	3.1	3.1.2	3.1.1.2	3.1.2.2.4	B/S
		1.1.2	1.1.2.1		M				2.2.3.2		CA				3.1.2.3	3.1.2.3.1	B/S
			1.1.2.2		M			2.2.4	2.2.4.1		B/S					3.1.2.3.2	B/S
			1.1.2.3		M				2.2.4.2		B/S				3.1.2.4		B/S
	1.2	1.2.1			M				2.2.4.3		B/S				3.1.2.5	3.1.2.5.1	B/S
		1.2.2	1.2.2.1	1.2.2.1.1	St		2.3	2.3.1			CE					3.1.2.5.2	B/S
				1.2.2.1.2	St		2.4	2.4.1			CE					3.1.2.5.3	B/S
				1.2.2.1.3	St			2.4.2			CE			3.1.3			B/S
				1.2.2.1.4	M			2.4.3			CE	3.2	3.2.1	3.2.1.1			EN
		1.2.2.2	1.2.2.2.1		St			2.4.4			CE			3.2.1.2			EN
			1.2.2.2.2		St	3	3.1	3.1.1	3.1.1.1	3.1.1.1.1	B/S			3.2.1.3			EN
			1.2.2.2.3		St					3.1.1.1.2	B/S			3.2.1.4			EN
			1.2.2.2.4		St				3.1.1.2	3.1.1.2.1	B/S	3.2.2	3.2.2.1	3.2.2.1.1			EN
			1.2.2.2.5		St					3.1.1.2.2	B/S			3.2.2.1.2			EN
		1.2.2.3	1.2.2.3.1		St					3.1.1.2.3	B/S			3.2.2.2	3.2.2.2.1		EN
			1.2.2.3.2		St					3.1.1.2.4	B/S				3.2.2.2.2		EN
			1.2.2.3.3		St					3.1.1.2.5	B/S			3.2.2.3	3.2.2.3.1		EN
		1.2.2.4			St					3.1.1.2.6	B/S	3.2.3	3.2.3.1	3.2.3.1.1			B/S
		1.2.2.5			St			3.1.1.3	3.1.1.3.1		B/S			3.2.3.1.2			B/S
	1.2.3				M				3.1.1.3.2		B/S			3.2.3.1.3			B/S
	1.2.4				M				3.1.1.3.3		B/S			3.2.3.1.4			B/S
1.3	1.3.1				M				3.1.1.3.4		B/S			3.2.3.2	3.2.3.2.1		EA
	1.3.2				M				3.1.1.3.5		B/S				3.2.3.2.2		EA
	1.3.3				M				3.1.1.3.6		B/S				3.2.3.2.3		EA
1.4	1.4.1				M			3.1.1.4	3.1.1.4.1		B/S			3.2.4			EA
	1.4.2				M				3.1.1.4.2		B/S	3.3	3.3.1	3.3.1.1			EN
1.5	1.5.1				M				3.1.1.4.3		B/S			3.3.2			EN
	1.5.2				M			3.1.1.5	3.1.1.5.1		B/S			3.3.3	3.3.3.1		EN
2	2.1	2.1.1	2.1.1.1	2.1.1.1.1	CE				3.1.1.5.2		B/S			3.3.4			EN
				2.1.1.1.2	CE				3.1.1.5.3		B/S			3.3.5			EN
				2.1.1.1.3	CE				3.1.1.5.4		B/S	4	4.1	4.1.1			EN
				2.1.1.1.4	CE				3.1.1.5.5		B/S			4.1.2	4.1.2.1		EN
		2.1.1.2	2.1.1.2.1		CE			3.1.1.6	3.1.1.6.1		B/S	4.2	4.2.1	4.2.1.1			EN
			2.1.1.2.2		CE				3.1.1.6.2		B/S			4.2.2			A
	2.1.2	2.1.2.1	2.1.2.1.1		CE				3.1.1.6.3		B/S			4.2.3			A
			2.1.2.1.2		CE				3.1.1.6.4		B/S	5	5.1	5.1.1	5.1.1.1		A
			2.1.2.1.3		CE				3.1.1.6.5		B/S				5.1.1.2		A
			2.1.2.1.4		CE			3.1.1.7	3.1.1.7.1		B/S				5.1.1.3		A
		2.1.2.2	2.1.2.2.1		CE			3.1.2	3.1.2.1	3.1.2.1.1	B/S			5.1.2	5.1.2.1		A
			2.1.2.2.2		CE					3.1.2.1.2	B/S				5.1.2.2		A
	2.1.3				CE					3.1.2.1.3	B/S	5.2	5.2.1				A
2.2	2.2.1	2.2.1.1			CA				3.1.2.2	3.1.2.2.1	B/S			5.2.2			A
		2.2.1.2			CA					3.1.2.2.2	B/S			5.2.3			A
	2.2.2				CA					3.1.2.2.3	B/S						

(*) I numeri romani in tabella indicano il livello di dettaglio adottato nella classificazione CORINE, riportata in Appendice 1

Nello studio del territorio si rilevano le aree di ogni ecotopo e i loro perimetri che costituiscono gli ecotoni: questi ultimi habitat rivestono un'importanza fondamentale per il mantenimento della biodiversità in quanto sedi di graduale passaggio fra le specie caratteristiche di una biocenosi e le spe-

cie caratteristiche di un'altra. L'importanza di queste zone è legata alla maggiore biodiversità presente rispetto alle biocenosi che separa. Lo studio degli ecotoni risulta quindi utile alla valutazione della biodiversità (Ward e Stanford, 1995; Burgio et al., 1997; Gobbi et al., 2004) ed il loro ruolo funzionale risulta più evidente se si considera la loro lunghezza piuttosto che la loro area (Dueli, 1997; Hietala-Koivu, 1999; Wagner et al., 2000).

Rispetto alla classica COR.IN.E. Land Cover, l'estrapolare la presenza di aree come le siepi ai bordi dei campi coltivati, la vegetazione erbacea inclusa nei boschi, i giardini annessi alle abitazioni e altri particolari di dettaglio, consente uno studio maggiormente mirato alla valutazione della biodiversità.

I bacini idrici vengono classificati e associati ai corsi d'acqua nell'interfaccia di analisi terra-acqua. Nell'analisi della copertura del suolo le strade vengono classificate e analizzate in riferimento alla loro lunghezza.

2.6.1 Costruire l'agroecosistema

Nella costruzione dell'agroecosistema, attraverso l'uso di un software GIS, è assolutamente necessario avere ben chiaro quali sono e come individuare le classi di copertura del suolo (ecotopi) sull'aerofotogrammetria. Inoltre, è fondamentale conoscere perfettamente la procedura e i punti di posizionamento dei poligoni nella delimitazione delle aree differenti per tipologia di copertura.

2.6.1.1 Le classi di copertura del suolo (ecotopi)

Ecotopo "coltivazioni arboree"

Le superfici interessate alla coltivazione di colture permanenti (arboree) in regime di agricoltura intensiva ed estensiva sono classificate come ecotopo "coltivazioni arboree" (Figura 2.7). Tale classe include le colture dedite alle produzioni alimentari (vigneti, oliveti, frutteti, ecc.) e le colture finalizzate all'arboricoltura da legno (noceti, pioppeti, ecc.). In genere il carattere distintivo di questa classe di copertura è riconducibile al sesto di impianto regolare dato alle colture in sede di trapianto. I limiti spaziali degli ecotopi delle coltivazioni arboree coincidono con quelli dei campi coltivati e includono le superfici accessorie quali le capezzagne, piccole strade accessorie temporanee, strutture secondarie di sistemazione idraulica dei terreni (scoline, fossi, ecc.) e altre superfici minori accluse che hanno un'estensione molto ridotta e non sono significativamente influenti sulla definizione e valutazione del territorio.

Nella caratterizzazione territoriale di questa classe di copertura bisogna prestare particolare attenzione all'esclusione della rete viaria, delle siepi, delle strutture principali di sistemazione idraulica del terreno (canali) e delle ampie (superiori a 10 m di larghezza e superiori alla superficie minima valutabile) fasce ecotonali che separano la classe di copertura in questione da quelle limitrofe.



Figura 2.7: Esempio di ecotopo “coltivazioni arboree”

Ecotopo “coltivazioni erbacee”

Le superfici interessate alla coltivazione di seminativi semplici e arborati di colture annuali e poliennali, intensivi ed estensivi, in aree irrigue e non irrigue, comprese le risaie, sono classificate come ecotopo “coltivazioni erbacee” (Figura 2.8).

I limiti spaziali dell’ecotopo coltivazione erbacea coincidono con quelli dei campi coltivati e includono le superfici accessorie quali le capezzagne, piccole strade accessorie e temporanee, strutture secondarie di sistemazione idraulica dei terreni (scoline, fossi, ecc.) e altre superfici minori accluse che hanno un’estensione ridotta e non sono significativamente influenti sulla definizione e valutazione del territorio.

Nella caratterizzazione territoriale di questa classe di copertura bisogna prestare particolare attenzione all’esclusione della rete viaria, delle siepi, delle strutture principali di sistemazione idraulica del terreno come i canali e delle ampie fasce ecotonali (superiori a 10 m di larghezza e superiori alla superficie minima valutabile) che separano la classe di copertura in questione da quelle limitrofe.



Figura 2.8: Esempio dell’ecotopo “coltivazioni erbacee”

Ecotopo “erbacee naturali”

Le superfici interessate da aree a pascolo naturale e praterie d’alta quota, (più larghe di 100 m), rocce nude, falesie, rupi, affioramenti, aree con vegetazione rada, aree percorse da incendi, ghiacciai e nevi perenni, paludi interne e quelle salmastre e le torbiere sono classificate come ecotopo “erbacee naturali” (Figura 2.9). Nella caratterizzazione territoriale di questa classe di copertura bisogna prestare particolare attenzione all’esclusione delle aree con assenza di vegetazione significativamente rilevante (soprattutto in quota – es. pietraie) e della variabilità temporale dell’interfaccia terra-acqua (nelle zone umide).



Figura 2.9: Esempio di classe di copertura “erbacee naturali”

Ecotopo “erbaceo-arbustive naturali”

Le superfici interessate da essenze erbacee spontanee, pascoli, dune, brughiere, spiagge, sabbie, con evidenti formazioni vegetali arbustive sono classificate come ecotopo “erbaceo-arbustive naturali” (Figura 2.10). Nello specifico sono considerate appartenenti a questa classe i prati-pascoli naturali e praterie, le brughiere e i cespuglietti, le garighe e le zone aperte con vegetazione rada o assente.



Figura 2.10: Esempio di classe di copertura “erbaceo-arbustive naturali”

Ecotopo “bosco”

Le aree già boscate, nelle quali l'assenza del soprassuolo arboreo o una sua copertura inferiore al venti per cento abbiano carattere temporaneo e siano ascrivibili ad interventi selvicolturali o d'utilizzazione oppure a danni per eventi naturali, accidentali o per incendio sono classificate come ecotopo “bosco” (Figura 2.11).

Ai sensi del Decreto Legislativo n. 227 del 18 maggio 2001 bosco è definito come qualsiasi area, di estensione non inferiore a 2000 m² e di larghezza maggiore di 20 m, misurata al piede delle piante di confine, coperta da vegetazione arborea forestale spontanea o d'origine artificiale, in qualsiasi stadio di sviluppo, che abbia una densità non inferiore a 500 piante ha⁻¹ oppure tale da determinare, con la proiezione orizzontale delle chiome, una copertura del suolo pari ad almeno il 20%. Costituiscono altresì il bosco i castagneti e i sughereti. Sulla determinazione dell'estensione e della larghezza minime non influiscono i confini delle singole proprietà. La continuità della vegetazione forestale non è considerata interrotta dalla presenza di infrastrutture o aree di qualsiasi uso e natura che ricadano all'interno del bosco o che lo attraversino e che abbiano ampiezza inferiore a 2000 m² e larghezza mediamente inferiore a 20 m. Non sono considerati bosco: i parchi urbani, i giardini, gli orti botanici e i vivai; gli impianti per arboricoltura da legno, i noceti, noccioleti specializzati e le altre colture specializzate realizzate con alberi ed arbusti forestali e soggette a pratiche agronomiche; le formazioni arbustive ed arboree insediatesi nei terreni già destinati a colture agrarie e a pascolo, abbandonate per un periodo inferiore a quindici anni.



Figura 2.11: Esempio di ecotopo “bosco”

Ecotopo “siepe”

L'ecotopo “siepe” (Figura 2.12) non è considerato nella classificazione COR.IN.E. come copertura del suolo in quanto la scala alla quale il progetto COR.IN.E. fa riferimento è generalmente ampia (LANDSAT 30x30 m). Tuttavia, l'ecotopo “siepe” riveste un'importanza fondamentale sulla sostenibilità degli agroecosistemi in termini di biodiversità in quanto svolge fondamentali ruoli “statici” (ricovero di animali durante le lavorazioni dei campi, ecc.) e “dinamici” (corridoi ecologici). Alla classe di copertura siepe appartengono le superfici interessate da vegetazione arborea e/o ar-

bustiva, non coltivate e non rientranti nelle precedenti classi di copertura elencate e di larghezza inferiore a 20 m. Quindi, la siepe è intesa come una fascia di vegetazione, di lunghezza variabile e larghezza di pochi metri, costituita da varie specie vegetali (alberi, arbusti ed erbacee perenni e annuali), corredata spesso da elementi quali sassi, muretti a secco, staccionate di legno ed altro. Nel complesso essa svolge funzione di riparo per l'insieme di animali vertebrati ed invertebrati, di vari microrganismi, assicurando nel contempo la fonte trofica. Essendo costituita da varie specie arboree, arbustive ed erbacee, rappresenta una sorta di corridoio naturale, in grado di assicurare, in un ambiente omogeneo ed uniforme quale può essere quello agrario, una rete di collegamento tra ambienti diversi e le varie colture, che altrimenti rimarrebbero isolati. In questo modo garantisce ad insetti ed animali la possibilità di spostarsi, colonizzare nuove aree e moltiplicarsi.

Se le siepi sono disposte parallelamente alle curve di livello nei terreni in pendio, tendono ad intercettare l'acqua di scorrimento e il materiale solido trasportato. In questa maniera contribuiscono a regolare il ciclo idrologico (minore scorrimento e maggiore infiltrazione), producendo anche un favorevole effetto di terrazzamento (Caporali, 1991). Se le siepi sono disposte al confine tra campo e fosso di raccolta delle acque, esercitano con gli apparati radicali delle piante una efficace trattenuta delle acque ed elementi nutritivi disciolti. Si comportano cioè come un filtro biologico e prevengono la eutrofizzazione.

In una matrice territoriale omogenea prevalentemente costituita da campi coltivati, la presenza della siepe complica la struttura dell'agroecosistema e quindi favorisce la sua sostenibilità.



Figura 2.12: Esempio di ecotopo "siepe"

Ecotopo "acque"

Alla classe di copertura delle "acque" (Figura 2.13) sono accluse le superfici interessate da laghi naturali e artificiali, fiumi, bacini idrici, lagune, saline, estuari e mari. Esse rappresentano importanti strutture atte a favorire la biodiversità e quindi la sostenibilità degli agroecosistemi. La presenza di strutture idriche dinamiche favorisce fenomeni di frammentazione territoriale positiva. La risorsa idrica, riferita in particolar modo alle acque dolci, svolge funzioni di approvvigionamento idrico finalizzato alla ottimizzazione della produzione agricola principale e secondaria. Essa riveste una fondamentale importanza in ragione dell'azione miglioratrice che esercita sulla diversità biologica delle specie animali e vegetali. La stessa convenzione di Ramsar sulla conservazione gestione sostenibile delle "zone umide" evidenzia l'importanza che questi siti hanno in una visione globale di conservazione diffusa dei sistemi ecologici naturali.



Figura 2.13: Esempio di ecotopo “acqua”

Ecotopo “manufatti o fabbricati”

Le superfici interessate da artefatti non naturali come aree urbanizzate con tessuto continuo e discontinuo (case sparse, borghi e villaggi, aziende agricole e annessi, casali e cascine e masserie), zone industriali, commerciali ed infrastrutturali, aree di servizi pubblici e privati, infrastrutture tecniche, aree portuali, aeroporti, zone estrattive, discariche, cantieri, siti di interesse culturale sono classificate come “manufatti o fabbricati” (Figura 2.14).

Esse, pur percentualmente limitate in termini di superficie, rappresentano il massimo grado di antropizzazione del territorio con conseguente grande “consumo di naturalità”.



Figura 2.14: Esempio di ecotopo “manufatti e fabbricati”

Ecotopo “Strade e ferrovie”

Le superfici interessate da reti stradali (a qualsiasi livello di importanza) e da linee ferroviarie sono classificate come “strade e ferrovie” (Figura 2.15).



Figura 2.15: Esempio di ecotopo “strade e ferrovie”

2.6.1.2 Le componenti lineari

In questo caso si identificano i parametri lineari associati ad alcune delle classi di copertura sopra descritte, con particolare riguardo alla rete viaria e ferroviaria, ai corsi d’acqua e alle siepi (Figura 2.16). Queste componenti sono in intima relazione con la frammentazione del territorio e al contempo con la connessione tra ecotopi. Nello specifico si fa riferimento alla loro misurazione lineare.

La presenza di queste componenti nell’agroecosistema incrementa la dinamicità del sistema ma la frammentazione da essa indotta può essere migliorativa o peggiorativa in termini di biodiversità.



Figura 2.16: Esempi di componenti lineari

2.6.1.3 Le componenti puntuali

Spesso, all'interno di un'agroecosistema si trovano componenti importantissimi per la definizione dello stato di biodiversità locale ma esse risultano difficilmente identificabili con la fotointerpreta-

zione (Figura 2.17). La definizione di queste componenti deve quindi essere realizzata attraverso la conoscenza del territorio in maniera differente dalla fotointerpretazione e quindi tramite la ricerca di documentazione utile e il lavoro di campo.

La biodiversità riveste quindi fondamentale importanza e deve essere necessariamente considerata in uno studio oggettivo della biodiversità agroecosistemica. Componenti particolari quali i “siti d’interesse per la biodiversità” (oasi, ecc.), “individui vegetali d’interesse per la biodiversità” (piante arboree secolari, ecc), strutture dedite alla conservazione della biodiversità (edifici dediti alla conservazione del germoplasma, orti botanici).

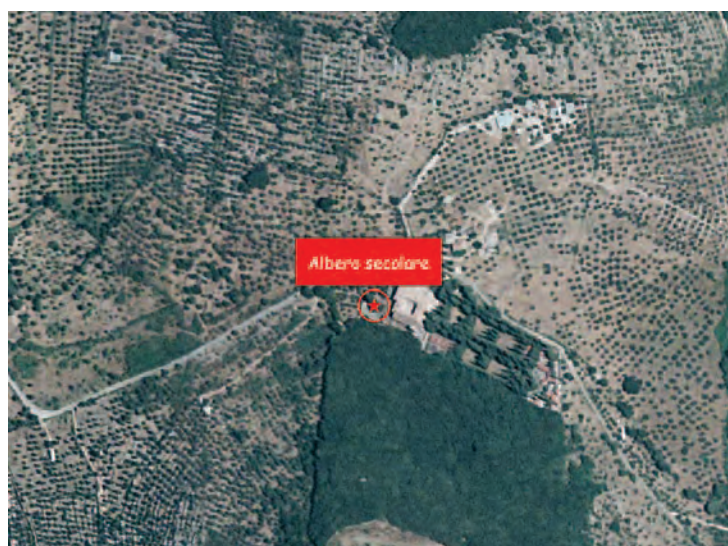


Figura 2.17: Esempio di componenti puntuali

2.6.2 Validazione dei dati derivanti da fotointerpretazione e punti non classificati

Lo strato informativo di Uso del Suolo realizzato mediante fotointerpretazione a video delle ortofoto necessita di verifica della qualità dei dati, per la quale si può far riferimento alle procedure già adottate ufficialmente da diversi Enti pubblici in indagini simili (INFC, 2003).

Affinché siano utilizzabili e scientificamente credibili, i dati devono essere di qualità nota, in altre parole devono essere: i) acquisiti seguendo procedure accettate e documentate; ii) descritte e documentate le condizioni e le circostanze associate al momento dell’acquisizione e loro manipolazione; iii) disponibili ed accessibili. Predisporre dati di qualità nota comporta che i dati ottenuti con determinati metodi validati siano supportati da un adeguato numero di campioni di controllo che diano evidenza della precisione fornendo, quindi, valenza scientifica. Pertanto, la garanzia di dati scientificamente validi è fornita dal fatto che sia stato eseguito un adeguato numero di controlli e che ne sia data evidenza della conformità.

I controlli possono essere eseguiti in due tempi: in corso d’opera; a posteriori.

I controlli in corso d’opera sono svolti in differenti zone delle aree studiate e in momenti diversi, così da monitorare l’evoluzione del lavoro. Durante la fase del lavoro di fotointerpretazione con cadenza temporale costante (ogni giorno) è estratta casualmente un determinato numero di punti tra quelli classificati e di seguito riclassificati da altri fotointerpreti senza che essi abbiano preso visione della classificazione già effettuata, al fine di confrontare le due serie di classificazioni e verificarne la conformità a livelli desiderati.

I controlli a posteriori forniscono la valutazione formale dei livelli di qualità dei dati e le basi per le statistiche di classificazione. I controlli a posteriori sono basati su una selezione di punti eseguita sull'area oggetto di studio e successiva verifica in campo delle informazioni acquisite a video. Si può fare ricorso ad una verifica parametrica di ipotesi nulla. Una selezione tramite un grigliato regolare dei poligoni da sottoporre a controllo garantisce una distribuzione spaziale uniforme in presenza di autocorrelazione spaziale positiva. Tuttavia, la selezione tramite un grigliato regolare dei poligoni da sottoporre a controllo garantisce una distribuzione spaziale uniforme ma non consente di predeterminare il numero di poligoni da estrarre per ciascuna classe della legenda, al fine di fornire una valutazione della discriminabilità delle diverse classi della legenda. Pertanto, in uno studio di analisi territoriale, in cui la valutazione della legenda adottata è un aspetto molto importante, si può far ricorso anche a una selezione casuale dei punti utilizzando come variabili la classe, la superficie dei poligoni e il fotointerprete. La selezione implica i controlli in misura proporzionale agli operatori e alle classi di uso del suolo. Si prevedono controlli sul 4% dei punti con una soglia minima di 100 punti.

Contemporaneamente al controllo dei dati fotointerpretati, si procede anche alla definizione dei punti "non classificabili" e dei punti "da rivedere". I punti "non classificabili" sono quelli relativi alle aree in cui non è possibile attribuire con certezza una determinata classe di uso del suolo a causa della cattiva qualità della foto o presenza di nuvole e ombre. Tali punti devono necessariamente essere soggetti a identificazione diretta in campo e successivo riporto a video dell'informazione, in modo da ottenere la mappatura anche delle superfici non definite.

2.6.3 Indicatori di biodiversità a livello di paesaggio

In riferimento al problema della biodiversità e sostenibilità di un habitat frammentato - quale risulta dalla pressione sul territorio esercitata dalle attività umane ed in particolare dall'agricoltura - suggeriamo la seguente categorizzazione di indicatori di biodiversità a livello gerarchico di paesaggio: indicatori di composizione, indicatori di frammentazione, indicatori di connessione e indicatori di protezione, come riportato in Tabella 2.5. Al contempo proponiamo una serie di indicatori ed indici di biodiversità, con i primi ricavati da semplici rapporti numerici tra dimensioni degli elementi del paesaggio ed i secondi ricavati da più complessi algoritmi matematici. Indicatori e indici sono numerati con progressione successiva: da 1 a 12 per la categoria composizione; da 13 a 18 per la categoria frammentazione; da 19 a 23 per la categoria connessione; da 24 a 26 per la categoria protezione. Gli indicatori e indici suggeriti propongono una misura della biodiversità a livello ecotopico o di comunità vegetale. A questa serie numerica di informazioni si deve accompagnare una non meno importante descrizione grafica dell'ecoregione in termini di collocazione spaziale degli ecotopi, delle strutture lineari e delle strutture puntuali. L'utilizzo della cartografia prodotta in sede d'indagine facilita enormemente il lavoro in fase di progettazione e programmazione territoriale.

Tabella 2.5: Indicatori di biodiversità a livello gerarchico di paesaggio

			num.	Indice [e simbolo]
Composizione	1	Frequenza degli ecotopi (numero) [Fn]	5	Logaritmo seriale α [α]
	2	Frequenza degli ecotopi (superficie) [Fs]	6	Margalef [D_{Mg}]
	3	Sostenibilità d'uso del suolo [SUS]	7	Berger-Parker [d']
	4	Composizione ecotopica agraria [CEpA]	8	Diversità di Shannon [H']
			9	Uguaglianza di Shannon [E]
			10	Diversità di Simpson [D']
			11	Uguaglianza di Simpson [S]
			12	Ricchezza degli ecotopi [IRE]
Frammentazione	13	Superficie media degli ecotopi (per l'intera ecoregione e per le singole classi) [SEp]	18	Complessità (per l'intera ecoregione e per le singole classi) [IC]
	14	Densità degli ecotopi (per l'intera ecoregione e per le singole classi) [DEp]		
	15	Sostenibilità del sistema ecotonale [SEtS]		
	16	Composizione ecotonica agraria [CEtA]		
	17	Densità stradale [DSt]		
Connessione	19	Densità delle siepi [DS]	23	Connettività [RSi]
	20	Densità dei corsi idrici [DCI]		
	21	Lunghezza media degli ecotoni (per l'intera ecoregione e per le singole classi) [LEt]		
	22	Intensità degli ecotoni (per l'intera ecoregione e per le singole classi) [IEt]		
Protezione	24	Incidenza aree protette [AP]		
	25	Superficie a rischio idrogeologico [RI]		
	26	Naturalità espressa unitaria [NEU]		

La relazione tra consumo di habitat nativo e diversità biologica si esprime con il concetto di “frammentazione del paesaggio”. Allo stesso modo la frammentazione, come indicatore inverso della connettività del paesaggio, offre preziose informazioni per il processo decisionale e la conservazione ambientale della biodiversità (Bennet, 1998). Molteplici sono stati gli studi condotti sul paesaggio

considerando la sua frammentazione in diverse prospettive e livelli: l'analisi del modello di paesaggio attraverso l'applicazione di diverse teorie (es. teoria frattale) e fattori (eterogeneità, connettività, frammentazione, ecc.) (vedi recensioni sul tema in Burel e Baudry, 2002) ed il rapporto tra frammentazione e diversità biologica (Atauri e De Lucio, 2001). Gli studi scientifici hanno contribuito ad ampliare la conoscenza sulla frammentazione del paesaggio per le previsioni ambientali, economiche e sociali e gli effetti correlati a queste problematiche (Romero Calcerrada e Perry, 2004; Brabec e Smith, 2002; Münier et al., 2004; Schmitz et al., 2003).

Gli indicatori e indici suggeriti si propongono di valutare la struttura del paesaggio e il loro rapporto con le funzioni ecologiche e agroecologiche spesso legate a misure dirette della frammentazione (Tischendorf, 2001; Janerette e Wo, 2001; Jaeger, 2000; Bogaert et al., 2002; Bèlanger e Grenier, 2002), intesa come processo dinamico di riduzione della superficie di habitat originario in diversi frammenti (Burel e Baudry, 2002; McGarigal e McComb, 1995). La connettività spaziale e funzionale è valutata attraverso i modelli interpretativi della distribuzione degli elementi del paesaggio e attraverso la contiguità di habitat simili (Forman, 1995; Young e Jarvis, 2001; Schmucki et al., 2002).

Lo sviluppo o uso di indicatori di biodiversità è influenzato da obiettivi personali o professionali indirizzati a misurare o monitorare la biodiversità al fine di affrontare i diversi aspetti ad essa connessa. In un contesto agricolo e in un paese industrializzato come in Europa, le più importanti motivazioni per valutare la biodiversità possono riguardare aspetti ad essa connessi come la conservazione delle specie, la resilienza ecologica, il controllo biologico degli organismi, e naturalmente altri aspetti strettamente ad essi correlati come la sostenibilità, la tutela del paesaggio, il patrimonio culturale, ecc. (Duelli e Obrist, 2003).

La resilienza Ecologica è definita da Holling nel 1973 come “la capacità dei sistemi naturali di assorbire gli shock mantenendo le proprie funzioni, capacità che viene misurata dal grado di disturbo che un sistema naturale può assorbire prima che il sistema stesso cambi la sua struttura, mutando variabili e processi che ne controllano il comportamento”.

Poiché la biodiversità è multifunzionale e gerarchica non è sufficiente un singolo indicatore per misurare la biodiversità nel suo complesso; non esiste una specifica procedura sul modo di utilizzare gli indicatori; ogni aspetto della biodiversità richiede un indicatore specifico con caratteristiche ben definite e conformità su come implementarlo (Büchs et al., 2003). Per tali ragioni l'approccio più consono è quello di sviluppare un set di indicatori che, nel loro insieme, permettano il monitoraggio e valutazione della biodiversità anche ai fini di valutare la sostenibilità.

Indicatori e indici di Composizione

Nella scelta del core set di indicatori di composizione è stata considerata la diffusione dell'indicatore in altri lavori di ricerca, la facilità di calcolo e soprattutto l'attinenza del dato ricavato con il quesito preposto ovvero quantificare correttamente la diversità del paesaggio in relazione agli aspetti di sostenibilità. Per quanto concerne gli indici, nella letteratura scientifica sono numerosi quelli atti a valutare la diversità di un campione. Anche se l'obiettivo di questo manuale non è quello di redigere un elenco e descrivere le peculiarità degli indici statistici, resta lo stesso indispensabile perseguire l'obiettivo di eleggere alcuni indici a strumenti fondamentali d'indagine. Gli indici proposti fanno riferimento principalmente a due caratteri della diversità: ricchezza e uguaglianza. Nel caso specifico si tratta quindi di applicazioni riguardanti *ricchezza e uguaglianza di ecotopi*. La ricchezza si riferisce al numero di classi di copertura del suolo presenti e l'uguaglianza si riferisce alla loro relativa distribuzione spaziale, che configura situazioni di aggregazione o di isolamento. La necessità di utilizzare più indici per valutare la diversità deriva dal fatto che alcuni di essi sono più sensibili alla ricchezza e altri alla uguaglianza.

Indicatori

Frequenza degli ecotopi (numero) [Fn]

Numero progressivo: 1

Nome e acronimo in inglese: Relative richness number [RRN]

L'indicatore frequenza degli ecotopi (Turner et al., 2001) misura la diversità ecotopica attraverso la frequenza (%) di ogni classe di ecotopo rispetto al numero totale di ecotopi. Esso quantifica la diversità descrivendo la ripartizione numerica degli ecotopi all'interno dell'ecoregione studiata in termini percentuali. Questo indicatore è particolarmente utile nelle comparazioni territoriali attraverso il tempo.

Frequenza degli ecotopi (superficie) [Fs]

Numero progressivo: 2

Nome e acronimo in inglese: Relative richness area [RRA]

L'indicatore frequenza degli ecotopi (Turner et al., 2001) misura la diversità ecotopica attraverso la frequenza (%) di ogni classe di ecotopo rispetto alla superficie totale degli ecotopi. Esso quantifica la diversità descrivendo la ripartizione della superficie degli ecotopi all'interno dell'ecoregione studiata in termini percentuali. Questo indicatore è particolarmente utile nelle comparazioni territoriali attraverso il tempo.

Sostenibilità di uso del suolo [SUS]

Numero progressivo: 3

Nome e acronimo in inglese: Land use sustainability [LUS]

L'indicatore sostenibilità d'uso del suolo esprime il rapporto tra l'area degli ecosistemi a minor grado di antropizzazione (Ela) e l'area delle superfici coltivate più i manufatti (Efa). Vedi paragrafo 2.5.

Composizione ecotopica agraria [CEpA]

Numero progressivo: 4

Nome e acronimo in inglese: Crop ecotope composition [CEC]

L'indicatore composizione ecotopica agraria esprime il rapporto tra la superficie di ecotopi con specie agrarie arboree e la superficie di ecotopi con specie agrarie erbacee, che misura la prevalenza dell'una (arborea) o dell'altra (erbacea) componente ecosistemica.

Indici

Logaritmo seriale a [α]

Numero progressivo: 5

Nome e acronimo in inglese: Log series a [a]

L'indice Logaritmo seriale α (Fischer et al., 1943; Pielou, 1975; Taylor, 1978; Magurran, 1988) misura la diversità della copertura del suolo in termini di ricchezza degli ecotopi vegetati. E' uno dei più popolari indici parametrici. E' poco influenzato dalla dimensione del campione e possiede buona abilità discriminante. Considera bene le classi di copertura con minori frequenze.

Indice di Margalef [D_{Mg}]

Numero progressivo: 6

Nome e acronimo in inglese: Margalef's index [D_{Mg}]

L'indice di Margalef (Pielou, 1975; Clifford e Stephenson, 1975; Legendre e Legendre, 1983; Magurran, 1988) misura la diversità in termini di ricchezza della copertura vegetata, è molto influenzato dalla dimensione del campione e possiede buona abilità discriminante. Questo indice rapporta la varietà degli ecotopi con il loro numero complessivo e quindi valuta la prevalenza o meno delle tipologie di ecotopi.

Indice complementare di Berger-Parker [d']

Numero progressivo: 7

Nome e acronimo in inglese: Berger-Parker index [d']

L'indice complementare di Berger Parker (Berger e Parker, 1970; Magurran, 1988; Turner et al., 1989, 2001) è l'abbondanza relativa dell'elemento più abbondante nel sistema e misura la diversità in termini di dominanza, è poco influenzato dalla dimensione del campione e ha una bassa abilità discriminante. Maggiore è il valore e maggiore è il grado di diversità.

Indice di diversità di Shannon [H']

Numero progressivo: 8

Nome e acronimo in inglese: Shannon diversity index [H']

L'indice di diversità di Shannon (Shannon e Weaver, 1949; Pielou, 1975; Magurran, 1988; McCarigal e Marks 1995; Crimella et al., 2001; Turner et al., 1989, 2001) misura la diversità in termini di ricchezza, presenta una moderata abilità discriminante e dipendenza dalle dimensioni del campione. Molto diffuso in letteratura. Maggiore è il valore e maggiore è il grado di diversità.

Indice di uguaglianza di Shannon [E]

Numero progressivo: 9

Nome e acronimo in inglese: Shannon evenness index [E]

L'indice di uguaglianza di Shannon (Pielou, 1975; Magurran, 1988; McCarigal e Marks, 1995) misura la diversità in termini di uguaglianza, è moderatamente influenzato dalla dimensione del campione e ha bassa abilità discriminante. Maggiore è il valore assunto dall'indice e maggiore è l'equipartizione (uniformità di estensione) delle classi di ecotopo. Maggiore è il valore e maggiore è il grado di diversità.

Indice di diversità di Simpson [D']

Numero progressivo: 10

Nome e acronimo in inglese: Simpson's diversity index [D']

L'indice di dominanza di Simpson (Simpson, 1949; Pielou, 1975; Magurran, 1988; Crimella et al., 2001) misura la diversità in termini di dominanza, è poco influenzato dalla dimensione del campione e con moderata abilità discriminante. Maggiore è il valore e maggiore è il grado di diversità.

Indice di uguaglianza di Simpson [S]

Numero progressivo: 11

Nome e acronimo in inglese: Simpson's evenness index [S]

L'indice di uguaglianza di Simpson (McCarigal e Marks, 1995) misura la diversità in termini di ricchezza, è poco influenzato dalla dimensione del campione. Il valore di questo indice è pari a 0 quando nell'area analizzata è presente una sola classe di ecotopo, mentre è pari a 1 quando la distribuzione degli ecotopi in termini di superficie è perfettamente omogenea.

Indice di ricchezza degli ecotopi [IRE]

Numero progressivo: 12

Nome e acronimo in inglese: Patch richness density [PRD]

L'indice di ricchezza degli ecotopi (McCarigal e Marks, 1995) consente di avere un rapido parametro di confronto fra analisi condotte in due differenti ecoregioni o aree in base alla dimensione del campione preso in esame.

Indicatori e Indici di Frammentazione

La frammentazione è il risultato del processo che induce la modifica strutturale e funzionale degli habitat. Questo fenomeno ha un'intima e centenaria relazione con l'agricoltura avendo essa generato le principali modificazioni del paesaggio. La modifica degli habitat nativi ha generato la perdita della primordiale composizione del paesaggio e la creazione di una nuova organizzazione territoriale gestita dall'uomo (storicamente esaltata in epoca romana dalla creazione della proprietà privata).

La frammentazione del paesaggio e la conseguente nascita del mosaico paesistico (agroecomosaico) non deve essere considerata solo come alterazione degli equilibri naturali, ma anche come edificazione di un nuovo equilibrio tra l'intrinseca sostenibilità dei sistemi naturali e l'indotta sostenibilità dei sistemi antropizzati (principalmente agricoli). Gli indicatori scelti per valutare lo stato di frammentazione del paesaggio hanno quindi il compito di rilevare gli aspetti positivi e negativi che la frammentazione genera sulla sostenibilità attraverso la variazione della diversità della copertura del suolo.

Indicatori

Superficie media degli ecotopi (per l'intera ecoregione e per singole classi) [SEp]

Numero progressivo: 13

Nome e acronimo in inglese: Patch average area [PAA]

L'indicatore superficie media degli ecotopi [DMA] (Elkie et al., 1999; Saura e Martinez-Millan, 2001; McCarigal et al., 2002; Caporali et al., 2003; Rutledge, 2003) rappresenta la grandezza media degli ecotopi ed esprime la composizione granulometrica del paesaggio.

Densità degli ecotopi (per l'intera ecoregione e per singole classi) [DEp]

Numero progressivo: 14

Nome e acronimo in inglese: Patch density [PD]

L'indicatore densità degli ecotopi [DA] (McCarigal e Marks 1995; Saura e Martinez-Millan, 2001; Caporali et al., 2003; Rutledge, 2003) esprime il grado di frammentazione dell'agroecomosaico ed è complementare al precedente per esprimere la composizione granulometrica del paesaggio.

Sostenibilità del sistema ecotonale [SEtS]

Numero progressivo: 15

Nome e acronimo in inglese: Sustainability of ecotone system [SES]

L'indicatore sostenibilità del sistema ecotonale evidenzia l'intensità di pressione esercitata dalla lavorazione dei terreni sui bordi dei campi o ecotoni. Il suo valore incrementa al decrescere delle superfici agricole coltivate.

Composizione ecotonica agraria [CEtA]

Numero progressivo: 16

Nome e acronimo in inglese: Agricultural patch composition [APC]

L'indicatore diversità ecotonica agraria si riferisce al rapporto tra ecotoni delle colture agrarie arboree ed erbacee ed esprime il bilancio tra componente arborea ed erbacea nell'ambiente agrario più disturbato.

Densità stradale [DSt]

Numero progressivo: 17

Nome e acronimo in inglese: Road density [RD]

L'indicatore densità stradale [DSt] (B.E.F., 2000) esprime in grado di frammentazione dell'agroecosistema dovuto alla rete stradale. La eccessiva frammentazione territoriale causata dalla rete stradale è da ritenersi negativa per la sostenibilità in termini di biodiversità.

Indici

Indice di complessità (per l'intera ecoregione e per singole classi) [IC]

Numero progressivo: 18

Nome e acronimo in inglese: Complexity index [Ci]

L'indice di complessità [IC] (Turner et al., 1989; Baker e Cai, 1992; European Commission, 2005) quantifica la complessità della copertura del suolo considerando nell'intero territorio in esame la dimensione degli ecotopi in termini di rapporto tra perimetro e superficie come espressione dell'eterogeneità dell'agroecosistema. Esso varia in funzione delle dimensioni e della forma degli ecotopi (granulometria).

Indicatori e indici di Connessione

La connettività (o connessione) fa riferimento al grado in cui un paesaggio facilita o impedisce i flussi ecologici (ad esempio, il movimento di organismi tra ecotopi). Un brusco cambiamento nella connessione degli elementi del paesaggio, dovuta alla perdita di habitat e alla frammentazione e dispersione, può portare alla riduzione e isolamento delle popolazioni.

Sebbene la connessione sia un "elemento essenziale della struttura del paesaggio" (Taylor et al., 1993) non vi è una sua chiara definizione e quindi risulta difficile quantificarla concretamente. In parte ciò è dovuto a differenze fra la "connessione strutturale" tra gli elementi del paesaggio (ecotopi) e la "connessione funzionale" del paesaggio come percepito da un organismo o in rapporto allo svolgimento di processi ecologici. La connessione strutturale si riferisce alla continuità fisica di una classe di ecotopo (o di un habitat) in tutto il paesaggio. La connessione strutturale può essere valutata mediante una combinazione di varie misure delle caratteristiche costitutive del paesaggio. Invece, ciò che costituisce la "connessione funzionale" tra ecotopi dipende dagli organismi o da processi ecologici. La connessione funzionale, quindi, riguarda l'interazione dei flussi ecologici (compresi gli organismi) con la struttura del paesaggio.

Indicatori

Densità delle siepi [DS]

Numero progressivo: 19

Nome e acronimo in inglese: Hedge density [HD]

L'indicatore densità delle siepi [DS] (Caporali et al., 1984) permette di quantificare la presenza delle siepi nel paesaggio considerando le funzioni di corridoio ecologico, filtro biologico e serbatoio biologico che esse svolgono. Esso considera insieme le proprietà dinamiche delle siepi e quella statica di rifugio.

Densità dei corpi idrici [DCI]

Numero progressivo: 20

Nome e acronimo in inglese: Water body density [WBD]

L'indicatore densità dei corpi idrici (U.N.E.P., 2001) mette in rilievo il grado di rottura della continuità del sistema suolo riconducibile ad acque di scorrimento superficiale che percorrono il territorio all'interno di alvei fluviali e fossi (naturali e artificiali). La presenza di tali strutture lineari, pur incrementando la frammentazione territoriale, svolge funzioni dinamiche (es.: riduzione dei fenomeni erosivi del suolo; trasporto dei concimi lisciviati verso valle) e statiche (es.: abbeveraggio per gli animali; riserva per l'irrigazione dei campi) di notevole importanza per i processi ecologici. Alti valori dell'indicatore corrispondono ad elevata presenza di corpi idrici.

Lunghezza media degli ecotoni (per l'intera ecoregione e per singole classi) [LEt]

Numero progressivo: 21

Nome e acronimo in inglese: Ecotone length [EL]

L'indicatore lunghezza media degli ecotoni [LEt] (Ritters et al., 1995; Corona et al, 2004) è un importante strumento d'indagine capace di descrivere la disponibilità quantitativa di realtà ambientali con un elevato livello di diversità. Gli ecotoni rappresentano fasce di transizione tra due differenti bioceni che generalmente esprimono un grado di biodiversità maggiore delle rispettive aree adiacenti.

Intensità degli ecotoni (per l'intera ecoregione e per singole classi) [IEt]

Numero progressivo: 22

Nome e acronimo in inglese: Ecotone intensity [EI]

L'indicatore intensità degli ecotoni quantifica il numero di ecotoni prodotti da 100 km di perimetro degli ecotopi. Tale entità descrive il grado di diversificazione quantitativa delle fasce ecotonali e la connessione tra ecotopi differenti (maggiore è il valore dell'indicatore, maggiore è il numero di ecotoni contenuti in 100 km, maggiore è la diversità della copertura). In questo caso si preferisce parlare di intensità degli ecotoni piuttosto che di densità degli ecotoni in quanto utilizzando quest'ultimo termine si corre il rischio di confondere l'indicatore in questione con l'indice di complessità (definito anche edges density).

Indici

Connettività[RSi]

Numero progressivo: 23

Nome e acronimo in inglese: Connectivity index [CI]

L'indice di connettività (Turner et al., 1989, 2001) è riferito ad ogni classe di ecotopo. Se gli ecotopi della stessa classe sono dispersi l'indice tende allo zero. Se la classe è interessata da un solo appezzamento l'indice è pari a 1.

Indicatori e Indici di Protezione

In questo gruppo sono inclusi gli indicatori che testimoniano l'impegno sociale a difesa della sostenibilità tramite il mantenimento della biodiversità. E' importante notare che la protezione del territorio è generalmente legata ad aspetti legislativi corroborati da forti basi scientifiche che spesso vengono applicati al territorio in maniera top down.

Indicatori

Incidenza aree protette[AP]

Numero progressivo: 24

Nome e acronimo in inglese: Protected areas [PA]

L'indice di incidenza aree protette (B.E.F., 2000) descrive la presenza di aree soggette a protezione ambientale nell'area oggetto di studio. Esso riporta in termini percentuali l'estensione di tali aree e può quindi assumere valori compresi fra 0 e 100. Da quanto detto si evince che a maggiore valore dell'indicatore dovrebbe corrispondere un maggior grado di biodiversità prodotto dalle azioni generate dai piani di gestione di tali aree.

Superficie a rischio idrogeologico [RI]

Numero progressivo: 25

Nome e acronimo in inglese: areas subjected to hydrological risk [ASIS]

L'indice di Superficie a rischio idrogeologico (Crimella et al., 2001) descrive la presenza di aree soggette a vincoli legati alla protezione idrogeologica dei suoli nell'area oggetto di studio. Esso riporta in termini percentuali l'estensione di tali aree e può quindi assumere valori compresi fra 0 e 100. A maggiore valore dell'indicatore corrisponde un maggiore grado di sostenibilità territoriale dovuta alla riduzione delle possibili frane o smottamenti. Tale condizione favorisce la biodiversità in quanto riduce i possibili impatti negativi che potrebbero alterare gli equilibri degli habitat.

Naturalità espressa unitaria [NEU]

Numero progressivo: 26

Nome e acronimo in inglese: Naturalness assessment [NA]

L'indicatore di naturalità espressa unitaria (Berthoud et al., 1989) esprime il grado di naturalità di una ecoregione. La principale problematica nella sua determinazione risiede nella definizione degli indici di naturalità delle classi di ecotopo. Essi, infatti, sono suscettibili di variazione dovuta allo stato degli ecosistemi presenti nell'ecoregione in esame. L'indicatore di naturalità espressa unitaria descrive il grado di naturalità che un ettaro di territorio possiede al netto della naturalità consumata dalle attività antropiche. Ad un gruppo selezionato di agroecologi viene affidato il compito di definire (tramite una semplice matrice) l'indice di naturalità (NI) da assegnare ad ogni classe di copertura del suolo. Il valore di NI normalizzato può assumere valori compresi tra 0 (minima naturalità) a 1 (massima naturalità) (Berthoud et al., 1989). L'uso combinato delle informazioni territoriali (estensione delle classi di copertura) e dell'indice di naturalità permette di definire il valore della naturalità espressa dall'intera ecoregione. La differenza tra la naturalità potenziale dell'ecoregione (1 x area dell'ecoregione) e la naturalità espressa consente di quantificare il consumo di naturalità. Il rapporto fra la naturalità espressa e l'area dell'ecoregione definisce la naturalità espressa unitaria che può assumere valori compresi tra 0 e 1.

2.7 Metodo di analisi “nearby observing”

Intendiamo per analisi “nearby observing” una metodologia che ricorre a dati aggregati rilevati da fonti istituzionali di informazione (secondo una procedura “*bottom-up*” di definizione). Riguardo a questa metodologia di analisi le usuali fonti di informazione sono i dati dei censimenti dell'agricoltura dell'ISTAT che vengono rilevati ogni decennio o altri dati disponibili presso Istituzioni na-

zionali, regionali o locali. Un'altra fonte di informazione è l'azienda attraverso l'acquisizione dalla banca dati delle associazioni di produttori (Coldiretti, ecc.).

2.7.1 Indicatori e indici degli agroecosistemi

Attraverso la organizzazione dell'azienda agraria si concretizza sul territorio una situazione di maggiore o minore diversità biologica che comporta importanti effetti funzionali sulla sostenibilità degli agroecosistemi. Alcuni esempi delle risorse aziendali implicate nella sostenibilità sono: i) le strutture ai margini dei campi per favorire il controllo degli insetti; ii) le rotazioni colturali, le consociazioni e le colture di copertura per l'incremento del livello di fertilità del suolo; iii) la disponibilità di letame, dei residui colturali e dei sovesci per l'incremento del livello di fertilità del suolo; iv) l'azoto fissato biologicamente attraverso l'uso di leguminose; v) la disponibilità di acqua per le colture dovuta all'incremento di umidità nel suolo (Taylor et al., 1993b; Caporali et al, 2003). Al fine di esprimere numericamente queste attitudini aziendali sono stati elaborati appositi indicatori da applicare a dati derivanti da fonti ufficiali di rilevazione statistica (ISTAT, Regioni, Province, ecc.).

Indicatore rapporto SAU/Totale [SAUT]

Numero progressivo: 27

Nome e acronimo in inglese: Agricultural area / Total area [AATA]

Le superfici agricole rappresentano aree di organizzazione antropica che riducono la biodiversità naturale, ma aumentano la disponibilità di cibo. La loro incidenza percentuale sulla superficie dell'intera azienda quantifica il bilancio tra aree produttive agrarie e aree a maggiore naturalità.

Indicatore rapporto Boschi/Totale [BT]

Numero progressivo: 28

Nome e acronimo in inglese: Wood area / Total area [WATA]

La presenza boschi indica la forma di colonizzazione biologica più prossima alla comunità climax. La crescente incidenza percentuale di boschi sul totale della superficie aziendale è un indicatore di maggiore naturalità e minore impatto ambientale.

Indicatore rapporto Prati e Pascoli/Totale [PPT]

Numero progressivo: 29

Nome e acronimo in inglese: Grassland area / Total area [GATA]

Nell'ambito dei sistemi colturali, quelli soggetti a minore disturbo sono i prati permanenti e i pascoli. La loro crescente incidenza percentuale rispetto al totale della superficie aziendale è un indicatore di maggiore naturalità e minore impatto ambientale.

Indicatore rapporto Seminativi/SAU [SSAU]

Numero progressivo: 30

Nome e acronimo in inglese: Herbaceous crop area / Agricultural area [HCAAA]

Nell'ambito di sistemi colturali, quelli soggetti a frequenti lavorazioni sono i seminativi. Il disturbo antropico è causa di declino di biodiversità. La loro crescente incidenza percentuale rispetto all'area soggetta a coltivazione (SAU) è quindi un indicatore di crescente grado di disturbo antropico per la biodiversità.

Indicatore rapporto Consociazioni/SAU [CSAU]

Numero progressivo: 31

Nome e acronimo in inglese: Intercropped area / Agricultural area [IAAA]

La presenza di coltivazioni consociate comporta generalmente una copertura del suolo più continua durante il corso dell'anno, con ridotti o nulli interventi di lavorazione del suolo. La loro crescente incidenza percentuale, rispetto all'area soggetta a coltivazione (SAU), è quindi un indicatore del decrescente grado di disturbo antropico per la biodiversità e del crescente uso delle risorse naturali ambientali (radiazione solare, acqua di precipitazione, azoto atmosferico, ecc.).

Indicatore rapporto Erbacee Poliennali/Annuali [PA]

Numero progressivo: 32

Nome e acronimo in inglese: Poliannual herbaceous crop area / Annual herbaceous crop area [PCAACA]

La presenza delle colture poliennali foraggere nella rotazione determina numerosi benefici agroecologici. L'aumento della loro incidenza percentuale rispetto alle colture annuali è un indicatore di aumento di biodiversità e di sostenibilità degli agroecosistemi.

Indicatore rapporto Medica/Seminativi [MS]

Numero progressivo: 33

Nome e acronimo in inglese: Lucerne / Herbaceous crop area [LHCA]

La presenza di erba medica (leguminosa foraggera poliennale più diffusa in Italia) è importante per la diversità biologica e per la sostenibilità degli agroecosistemi; infatti, da esse dipende la presenza dell'allevamento animale nel sistema aziendale e l'approvvigionamento di azoto fissato biologicamente a vantaggio delle colture in successione (Caporali e Onnis, 1992).

2.8. Indicatori e indici con esempi di applicazione

2.8.1. Indicatori per l'analisi "remote sensing"

Nella descrizione degli indicatori suggeriti per la valutazione della biodiversità dell'agroecosistema a livello di paesaggio verranno riportati anche alcuni semplici esempi di calcolo per facilitarne la comprensione. A tal proposito si farà riferimento ad una ecoregione (*case study*) descritta in tabella 2.6.

Tabella 2.6: Ecoregione di riferimento per gli esempi di calcolo

	Ecotopi (n.)	Superficie (ha)	Perimetro (km)	Lunghezza (km)
Coltivazioni erbacee [CE]	845	2890	663	
Coltivazioni arboree [CA]	606	1194	403	
Boschi [B]	678	7035	1278	
Siepi [S]	804	116	183	
Erbacee naturali [EN]	716	2234	739	
Erbaceo-arbustive naturali [EA]	735	1776	599	
Totale aree vegetate	4384	15245	3865	
Totale ecoregione		16166		
Siepi				83
Strade [St]				298
Corsi idrici [F]				90
Aree protette		4110		
Aree a rischio idrogeologico		11823		

Indicatori e indici di Diversità

Numero progressivo:	1
Nome:	Frequenza degli ecotopi (numero)
Caratteristica misurata:	Diversità
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	F_n
Unità di misura:	%
Range:	da 0 a 100
Formula di calcolo:	$F_n = \frac{n_j}{N} \times 100$
dove:	n_j = numero degli ecotopi della classe j; N = numero totale degli ecotopi;
Esempio di calcolo:	$F_{nCE} = 845 / 4384 \times 100 = 19,27$ $F_{nCA} = 606 / 4384 \times 100 = 13,82$ $F_{nB} = 678 / 4384 \times 100 = 15,47$ $F_{nS} = 804 / 4384 \times 100 = 18,34$ $F_{nEN} = 716 / 4384 \times 100 = 16,33$ $F_{nSE} = 735 / 4384 \times 100 = 16,77$

Numero progressivo:	2
Nome:	Frequenza degli ecotopi (superficie)
Caratteristica misurata:	Diversità
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	F_s
Unità di misura:	%
Range:	da 0 a 100
Formula di calcolo:	$F_s = \frac{a_j}{A} \times 100$
dove:	a_j = superficie degli ecotopi della classe j; A = superficie totale degli ecotopi
Esempio di calcolo:	$F_{sCE} = 2890 / 15246 \times 100 = 18,96$ $F_{sCA} = 1194 / 15246 \times 100 = 7,83$ $F_{sB} = 7034 / 15246 \times 100 = 46,15$ $F_{sS} = 116 / 15246 \times 100 = 0,76$ $F_{sEN} = 2234 / 15246 \times 100 = 14,65$ $F_{sEA} = 1776 / 15246 \times 100 = 11,65$

Numero progressivo:	3
Nome:	Sostenibilità d'uso del suolo
Caratteristica misurata:	Diversità
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	SUS
Unità di misura:	
Range:	da 0 a ~
Formula di calcolo:	$SUS = Ela / Efa$
dove:	Ela = superfici vegetate con suolo non coltivato; Efa = superfici vegetate con suolo coltivato e manufatti.
Esempio di calcolo:	$SUS = \frac{Ela}{Efa} = \frac{Ela_{B+S+EN+EA}}{Efa_{CE+CA}} = \frac{11161}{4084} = 2,7329$

Numero progressivo:	4
Nome:	Composizione ecotopica agraria
Caratteristica misurata:	Diversità
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	CEpA
Unità di misura:	
Range:	da 0 a ~
Formula di calcolo:	$CEpA = \frac{SA}{SE}$
dove:	SA = superficie delle classi di copertura arborea; SE = superficie delle classi di copertura erbacea.
Esempio di calcolo:	$CEpA = \frac{SA}{SE} = \frac{SA_{CA}}{SE_{CE}} = \frac{1194}{2890} = 0,413$

Numero progressivo:	5
Nome:	Logaritmo seriale α
Caratteristica misurata:	Diversità
Tipo di misura:	Indice
Simbolo:	α
Unità di misura:	valore
Range:	da 0 a ~
Formula di calcolo:	$\alpha = \frac{A \cdot (1-x)}{x}$
dove:	A = area complessiva degli ecotopi (ha); x = variabile (vedi esempio).
Esempio di calcolo:	<p>Il primo passo per il calcolo di questo indicatore di diversità è la determinazione della variabile x (> di 0,99 quando A / S > 20). Sapendo che S = 6 e che A = 15245, è vero che: $S/A = [(1-x)/x] [-\ln(1-x)] = 0,00039$ dove: S = numero classi di copertura del suolo a questo punto si procede per tentativi, sostituendo alla x valori crescenti: si prova con x = 0,995 $[(1-0,995)/0,995] [-\ln(1-0,995)] = 0,02662$ il valore è alto quindi bisogna incrementare il valore di x: si prova con x = 0,999 $[(1-0,999)/0,999] [-\ln(1-0,999)] = 0,00691$ è necessario incrementare ulteriormente il valore di x: si prova con x = 0,9999 $[(1-0,9999)/0,9999] [-\ln(1-0,9999)] = 0,00092$ si prova con x=0,9999612 $[(1-0,9999612)/0,9999612] [-\ln(1-0,9999612)] = 0,00039$ il corretto valore di x è pari a 0,9999612, quindi α sarà: $\alpha = \frac{A \cdot (1-x)}{x} = \frac{15246 \cdot (1-0,9999612)}{0,9999612} = 0,5906$</p>

Numero progressivo:	6
Nome:	Indice di Margalef
Caratteristica misurata:	Diversità
Tipo di misura:	Indice
Simbolo:	D_{Mg}
Unità di misura:	
Range:	da 0 a ~
Formula di calcolo:	$D_{Mg} = (s-1)/\ln A$
dove:	s = numero classi di copertura del suolo (o ecotopi); a = area totale degli ecotopi (ettari).
Esempio di calcolo:	$D_{Mg} = (6-1) / \ln 15246 = 0,519$

Numero progressivo:	7
Nome:	Indice complementare di Berger-Parker
Caratteristica misurata:	Diversità
Tipo di misura:	Indice
Simbolo:	d'
Unità di misura:	
Range:	da 0 a 1
Formula di calcolo:	$d' = 1 - p_{max}$
dove:	p_{max} = tasso della classe con area maggiore
Esempio di calcolo:	essendo l'ecotopo bosco la classe più presente nell'ecoregione in esame avremo: $p_{max} = F_{SB} / 100 = 46,15 / 100 = 0,4615$ pertanto ne consegue che: $d' = 1 - p_{max} = 1 - 0,4615 = 0,5385$

Numero progressivo:	8
Nome:	Indice di diversità di Shannon
Caratteristica misurata:	Diversità
Tipo di misura:	Indice
Simbolo:	H'
Unità di misura:	
Range:	da 0 a ~
Formula di calcolo:	$H' = -C \sum_{j=1}^s p_j \ln p_j$
dove:	$C = 1$ p_j = incidenza percentuale della superficie di ecotopi della classe j rispetto al totale; s = numero classi di copertura del suolo (o ecotopi); j = j-esima classe di copertura del suolo.
Esempio di calcolo:	$H' = -C \sum_{j=1}^s p_j \ln p_j = -1 \cdot \left[\left(\frac{2890}{15245} \cdot \ln \frac{2890}{15245} \right) + \left(\frac{1194}{15245} \cdot \ln \frac{1194}{15245} \right) + \left(\frac{7035}{15245} \cdot \ln \frac{7035}{15245} \right) + \left(\frac{116}{15245} \cdot \ln \frac{116}{15245} \right) + \left(\frac{2234}{15245} \cdot \ln \frac{2234}{15245} \right) + \left(\frac{1776}{15245} \cdot \ln \frac{1776}{15245} \right) \right] = 1,44$

Numero progressivo:	9
Nome:	Indice di uguaglianza di Shannon
Caratteristica misurata:	Diversità
Tipo di misura:	Indice
Simbolo:	E
Unità di misura:	
Range:	da 0 a 1
Formula di calcolo:	$E = H' / \ln (s)$
dove:	H' = indice di diversità di Shannon; s = numero classi di copertura del suolo (o ecotopi).
Esempio di calcolo:	$E = H' / \ln (S) = 1,44 / \ln (6) = 0,80$

Numero progressivo:	10
Nome:	Indice di diversità di Simpson
Caratteristica misurata:	Diversità
Tipo di misura:	Indice
Simbolo:	D'
Unità di misura:	
Range:	da 0 a <1
Formula di calcolo:	$D' = 1 - \left(\sum_{j=1}^s p_j^2 \right)$
dove:	p_j = incidenza percentuale della superficie di ecotopi della classe j rispetto al totale; s = numero classi di copertura del suolo (o ecotopi); j = j-esima classe di copertura del suolo.
Esempio di calcolo:	$D' = 1 - \left(\sum_{j=1}^s p_j^2 \right) = \left[\left(\frac{2890}{15245} \right)^2 + \left(\frac{1194}{15245} \right)^2 + \left(\frac{7035}{15245} \right)^2 + \left(\frac{116}{15245} \right)^2 + \left(\frac{2234}{15245} \right)^2 + \left(\frac{1776}{15245} \right)^2 \right] = 1 - 0,29 = 0,71$

Numero progressivo:	11
Nome:	Indice di uguaglianza di Simpson
Caratteristica misurata:	Diversità
Tipo di misura:	Indice
Simbolo:	S
Unità di misura:	
Range:	da 0 a 1
Formula di calcolo:	$S = 1 - \left(\sum_{j=1}^s p_j^2 \right) / 1 - \left(\frac{1}{s} \right)$
dove:	p_j = incidenza percentuale della superficie di ecotopi della classe j rispetto al totale; s = numero classi di copertura del suolo (o ecotopi); j = j-esima classe di copertura del suolo.
Esempio di calcolo:	$S = 1 - 0,29 / 1 - \left(\frac{1}{6} \right) = \frac{0,71}{0,83} = 0,82$

Numero progressivo:	12
Nome:	Indice di ricchezza degli ecotopi
Caratteristica misurata:	Diversità
Tipo di misura:	Indice
Simbolo:	IRE
Unità di misura:	
Range:	da >0 a ~
Formula di calcolo:	$IRE = s / A \times 10^3$
dove:	s = numero di classi di copertura; A = area totale degli ecotopi (ettari).
Esempio di calcolo:	$IRE = 6 / 15245 \times 10^3 = 0,39$

Indicatori e indici di Frammentazione

Numero progressivo:	13
Nome:	Superficie media degli ecotopi (per l'intera ecoregione e per singole classi)
Caratteristica misurata:	Frammentazione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	SEp
Unità di misura:	ha
Range:	da >0 a ~
Formula di calcolo:	Per l'intera ecoregione: $SEp = \left(\sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n a_{ij} \right) / \sum_{j=1}^s n_j$ Per le singole classi di ecotopo: $SEp_j = \left(\sum_{i=1}^n a_{ij} \right) / n_j$
dove:	a = area; n = numero
Esempio di calcolo:	Per l'intera ecoregione: $SEp = 15245 / 4384 = 3,48$ Per le singole classi di ecotopo: $SEp_{CE} = 3,42$; $SEp_{CA} = 1,97$; $SEp_B = 10,38$; $SEp_s = 0,14$; $SEp_{PEN} = 3,12$; $SEp_{EA} = 2,42$

Numero progressivo:	14
Nome:	Densità degli ecotopi (per l'intera ecoregione e per singole classi)
Caratteristica misurata:	Frammentazione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	DEp
Unità di misura:	n 100 ha ⁻¹
Range:	da 0 a ~
Formula di calcolo:	Per l'intera ecoregione: $DEp = \left(\sum_{j=1}^s n_j / \left(\sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n a_{ij} \right) \right) \cdot 100$ Per le singole classi di ecotopo: $DEp = \left(n_j / \sum_{i=1}^n a_{ij} \right) \cdot 100$
dove:	n = numero di ecotopi; a = area dell'ecotopo; j = j-esima classe di copertura del suolo; i = i-esimo ecotopo.
Esempio di calcolo:	Per l'intera ecoregione: $DEp = \frac{4384}{15245} \cdot 100 = 28,75$ Per le singole classi di ecotopo: $DEp_{CE} = 5,54$; $DEp_{CA} = 3,97$; $DEp_B = 4,45$; $DEp_s = 5,27$; $DEp_{PEN} = 4,70$; $DEp_{EA} = 4,82$

Numero progressivo:	15
Nome:	Stabilità del sistema ecotonale
Caratteristica misurata:	Frammentazione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	SEtS
Unità di misura:	
Range:	da 0 a ~
Formula di calcolo:	$SEtS = \frac{LENC}{LEC}$
dove:	LENC = lunghezza ecotoni degli ecotopi con suolo non coltivato; LEC = lunghezza ecotoni degli ecotopi con suolo coltivato.
Esempio di calcolo:	$SEtS = \frac{LENC}{LEC} = \frac{LENC_{B+S+EN+EA}}{LEC_{CE+CA}} = \frac{2799}{1066} = 2,63$

Numero progressivo:	16
Nome:	Composizione ecotonica agraria
Caratteristica misurata:	Frammentazione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	CEtA
Unità di misura:	
Range:	da 0 a ~
Formula di calcolo:	$CEtA = \frac{LEA}{LEE}$
dove:	LEA = lunghezza degli ecotoni di ecotopi delle classi con copertura arborea; LEE = lunghezza degli ecotoni di ecotopi delle classi con copertura erbacea.
Esempio di calcolo:	$CEtA = \frac{LEA}{LEE} = \frac{LEA_{CA}}{LEE_{CE}} = \frac{403}{663} = 0,608$

Numero progressivo:	17
Nome:	Densità stradale
Caratteristica misurata:	Frammentazione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	DSt
Unità di misura:	km 100 ha ⁻¹
Range:	da 0 a ~
Formula di calcolo:	$DSt = St / A_t$
dove:	St = lunghezza strade; A _t = area dell'ecoregione
Esempio di calcolo:	$DSt = \frac{296 \cdot 1000}{16166} = 18,44$

Numero progressivo:	18
Nome:	Indice di complessità (per l'intera ecoregione e per singole classi)
Caratteristica misurata:	Frammentazione
Tipo di misura:	Indice
Simbolo:	IC
Unità di misura:	
Range:	da 0 a ~
Formula di calcolo:	$IC = \sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n \frac{e_{ji}}{a_{ij}}$
dove:	e = lunghezza ecotono o perimetro ecotopo; a = area dell'ecotopo; j = j-esima classe di copertura del suolo; i = i-esimo ecotopo.
Esempio di calcolo:	Per l'intera ecoregione: IC = 13,29 Per le singole classi: IC _{CE} = 8,96; IC _{CA} = 8,51; IC _B = 5,89; IC _S = 22,36; IC _{EN} = 10,37; IC _{EA} = 12,70

Indicatori e indici di Connessione

Numero progressivo:	19
Nome:	Densità delle siepi
Caratteristica misurata:	Connessione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	DS
Unità di misura:	m ha ⁻¹
Range:	da 0 a ~
Formula di calcolo:	DS = Ls / SC
dove:	Ls = lunghezza delle siepi (m); SC = superfici vegetate con suolo coltivato.
Esempio di calcolo:	$DS = \frac{Ls}{SC_{CE+CA}} = \frac{83347}{2890 + 1194} = 20,41$

Numero progressivo:	20
Nome:	Densità dei corpi idrici
Caratteristica misurata:	Connessione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	DCI
Unità di misura:	km 100 ha ⁻¹
Range:	da 0 a ~
Formula di calcolo:	DCI = Lci / A _t
dove:	Lci = lunghezza dei corpi idrici (fiumi, canali, ecc.); A _t = area dell'ecoregione.
Esempio di calcolo:	DCI = 90461 / 16166 = 5,6

Numero progressivo:	21
Nome:	Lunghezza media degli ecotoni (per l'intera ecoregione e per singole classi)
Caratteristica misurata:	Connessione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	LEt
Unità di misura:	m
Range:	da 0 a ~
Formula di calcolo:	Per l'intera ecoregione: $LEt = \left(\sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^{n_j} e_{ij} \right) / \sum_{j=1}^s n_j$ Per le singole classi: $LEt_j = \left(\sum_{i=1}^{n_j} e_{ij} \right) / n_j$
dove:	e = lunghezza dell'ecotono; n = numero di ecotoni; j = j-esima classe di copertura del suolo; i = i-esimo ecotopo.
Esempio di calcolo:	Per l'intera ecoregione: LEt = 3865000 / 4384 = 882 Per le singole classi: LEt _{CE} = 663000 / 845 = 785 LEt _{CA} = 403000 / 606 = 665 LEt _B = 1278000 / 678 = 1885 LEt _S = 183000 / 804 = 228 LEt _{EN} = 739000 / 716 = 1032 LEt _{EA} = 599000 / 735 = 815

Numero progressivo:	22
Nome:	Intensità degli ecotoni (per l'intera ecoregione e per singole classi)
Caratteristica misurata:	Connessione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	IEt
Unità di misura:	n 100 km ⁻¹
Range:	da 0 a ~
Formula di calcolo:	Per l'intera ecoregione: $IEt = \sum_{j=1}^s n_j / \left(\sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^{n_j} e_{ij} \right) \times 100$ Per le singole classi: $IEt_j = n_j / \left(\sum_{i=1}^{n_j} e_{ij} \right) \times 100$
dove:	e = lunghezza dell'ecotono; n = numero di ecotoni; j = j-esima classe di copertura del suolo; i = i-esimo ecotopo.
Esempio di calcolo:	Per l'intera ecoregione: IEt = 4384 / 3865 x 100 = 113,4 Per le singole classi: IEt _(CE) = 845 / 3865 x 100 = 21,9 IEt _(CA) = 606 / 3865 x 100 = 15,7 IEt _(B) = 678 / 3865 x 100 = 17,5 IEt _(S) = 804 / 3865 x 100 = 20,8 IEt _(EN) = 716 / 3865 x 100 = 18,5 IEt _(EA) = 735 / 3865 x 100 = 19,0

Numero progressivo:	23
Nome:	Connettività
Caratteristica misurata:	Connessione
Tipo di misura:	Indice
Simbolo:	RSi
Unità di misura:	
Range:	da 0 a ~
Formula di calcolo:	$RSi_j = LCI_j / (p_j \times A)$
dove:	LCI _j = superficie dell'appezzamento più grande della classe di copertura j; p _j =incidenza della classe di copertura j sulla superficie totale; A = superficie totale degli ecotopi.
Esempio di calcolo:	Per singole classi: $RSi_{CE} = 205 / (0,190 \times 15245) = 0,071$ $RSi_{CA} = 35,6 / (0,078 \times 15245) = 0,030$ $RSi_B = 510,4 / (0,461 \times 15245) = 0,073$ $RSi_S = 0,5 / (0,008 \times 15245) = 0,004$ $RSi_{EN} = 163,8 / (0,147 \times 15245) = 0,073$ $RSi_{EA} = 72,8 / (0,116 \times 15245) = 0,041$

Indicatori e indici di Protezione

Numero progressivo:	24
Nome:	Incidenza aree protette
Caratteristica misurata:	Protezione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	AP
Unità di misura:	%
Range:	da 0 a 100
Formula di calcolo:	$AP = \frac{SP}{A_t} \cdot 100$
dove:	SP = area interessata a Parchi, Riserve e Oasi; A _t = area dell'ecoregione.
Esempio di calcolo:	$AP = \frac{4109}{16166} \cdot 100 = 25,42$

Numero progressivo:	25
Nome:	Superficie a rischio idrogeologico
Caratteristica misurata:	Protezione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	RI
Unità di misura:	%
Range:	da 0 a 100
Formula di calcolo:	$RI = \frac{SupRI}{A} \cdot 100$
dove:	SupRI = area classificata a rischio idrogeologico. A _t = area dell'ecoregione.
Esempio di calcolo:	$RI = \frac{11986}{16166} \cdot 100 = 74,14$

Numero progressivo:	26
Nome:	Naturalità espressa unitaria
Caratteristica misurata:	Protezione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	NEU
Unità di misura:	
Range:	da 0 a 1
Formula di calcolo:	$NEU = NE / A_t$
dove:	NE = naturalità espressa (Berthoud et al., 1989); A _t = area dell'ecoregione.
Esempio di calcolo:	$NE = \sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n a_{ij} \cdot NI_j = 11221$ <p>pertanto</p> $NEU = \frac{NE}{A_t} = \frac{11221}{16616} = 0,694$

2.8.1.1 Esempio di calcolo applicativo su un caso studio [Comuni di Sermoneta e Bassiano (LT) e Carpineto Romano (RM)]

Nell'esempio di calcolo applicativo su un caso studio a livello di paesaggio si farà riferimento ad una specifica ecoregione (*case study*) descritta in Tabella 2.7 della quale il risultato della fotointerpretazione è riportato in Figura 2.18.

Tabella 2.7: Ecoregione di riferimento per l'esempio di calcolo applicativo su un caso studio con scomposizione per fasce altimetriche

	Pianura	Collina	Montagna
Ecotopi	numero		
Coltivazioni Erbacee	397	403	45
Coltivazioni Arboree	272	317	17
Boschi	77	306	295
Siepi	360	330	114
Erbacee Naturali	168	211	337
Erbaceo-arbustive naturali	122	256	357
Manufatti	1556	706	104
Totale	2952	2529	1269
Ecotopi	ettari		
Coltivazioni Erbacee	2467	364	59
Coltivazioni Arboree	483	694	17
Boschi	116	2484	4435
Siepi	44	49	23
Erbacee Naturali	139	398	1697
Erbaceo-arbustive naturali	85	487	1205
Manufatti	76	50	3
Totale	3411	4525	7439
Ecotoni	chilometri		
Coltivazioni Erbacee	442	194	27
Coltivazioni Arboree	164	231	8
Boschi	91	559	628
Siepi	80	72	31
Erbacee Naturali	165	151	424
Erbaceo-arbustive naturali	64	176	359
Totale	1006	1383	1476
Elementi lineari	chilometri		
Strade	120	124	54
Corsi idrici	42	35	13
Siepi	36	33	14
Aree specifiche	ettari		
Superfici protette	131	146	3832
Superfici a rischio idrogeologico	418	3564	7841

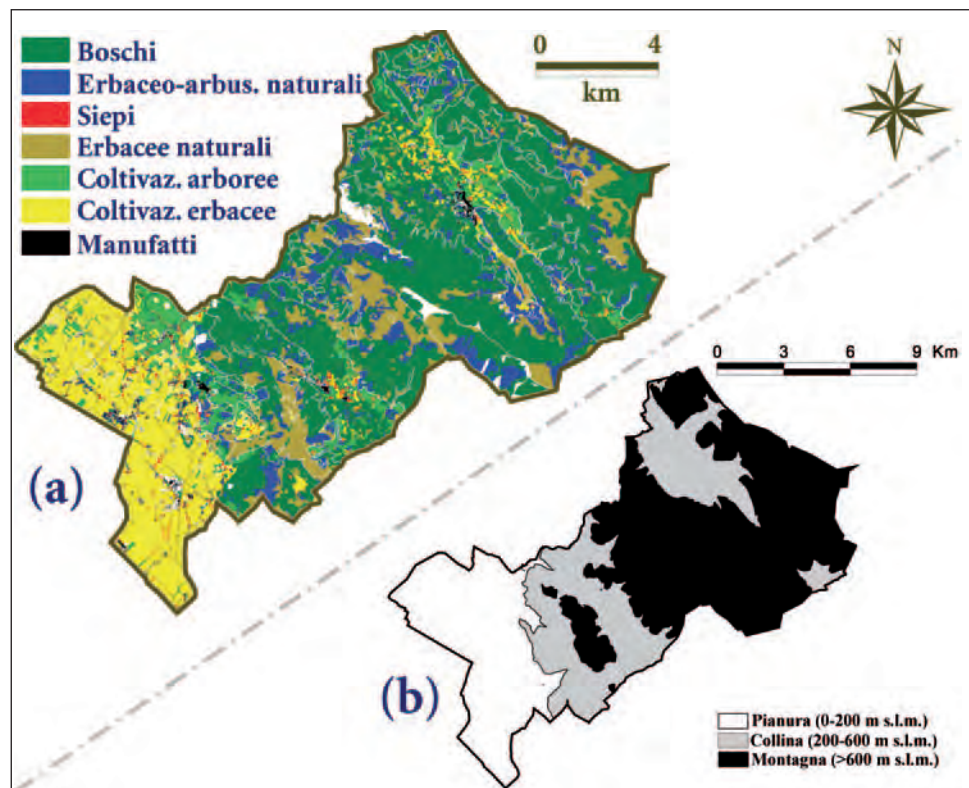


Figura 2.18: Risultato della fotointerpretazione (a) e distinzione delle aree di pianura, collina e montagna (b) sulla ecoregione presa in esame come caso studio (comuni di Sermoneta, Bassiano e Carpineto Romano)

I risultati relativi alla analisi della composizione nella ecoregione in studio sono riportati in tabella 2.8. La frequenza degli ecotopi in termini di superficie utilizzata risulta molto differenziata in rapporto alla situazione altimetrica, con un gradiente di disturbo antropico crescente dalla montagna alla pianura. L'indicatore SUS rivela elevata sostenibilità d'uso del suolo in montagna e in collina, mentre in pianura la sostenibilità d'uso del suolo risulta sotto la soglia indicata come favorevole. Gli indici di diversità ecotopica rivelano una ripartizione più bilanciata in collina rispetto a pianura e montagna dove dominano, rispettivamente, ecotopi a forte disturbo antropico ed ecotopi lievemente disturbati.

Tabella 2.8: Indicatori e indici di composizione nell'analisi della ecoregione presa in esame come caso studio

Numero progressivo	Simbolo	Unità di misura	Pianura	Collina	Montagna
1	Fn _(CE)	%	28,44	22,11	3,86
“	Fn _(CA)	“	19,48	17,39	1,46
“	Fn _(B)	“	5,52	16,79	25,32
“	Fn _(S)	“	25,79	18,10	9,79
“	Fn _(EN)	“	12,03	11,57	28,93
“	Fn _(SE)	“	8,74	14,04	30,64
2	Fs _(CE)	%	74,00	8,13	0,79
“	Fs _(CA)	“	14,49	15,50	0,23
“	Fs _(B)	“	3,48	55,50	59,64
“	Fs _(S)	“	1,32	1,09	0,31
“	Fs _(EN)	“	4,17	8,89	22,82
“	Fs _(SE)	“	2,55	10,88	16,20
3	SUS	-	0,13	3,08	93,16
7	d'	-	0,260	0,445	0,403
8	H'	-	0,903	1,326	1,010
9	E	-	0,504	0,740	0,564
10	D'	-	0,428	0,641	0,566

I risultati relativi alla analisi della frammentazione nella ecoregione in studio sono riportati in tabella 2.9.

La granulometria del paesaggio risulta molto differenziata per fasce altimetriche. In montagna e in collina predominano relativamente grandi ecotopi, soprattutto costituiti da vegetazione a basso disturbo antropico. In pianura, invece la granulometria del paesaggio si presenta costituita da ecotopi più piccoli, fatta eccezione per quelli a superficie agraria, specialmente a colture erbacee. La stabilità del sistema ecotonale cresce con l'altitudine e la diversità ecotonica agraria risulta a favore delle colture arboree, specialmente in collina. In pianura, gli ecotopi a minore disturbo antropico assumono dimensioni meno compatte rispetto a collina e montagna, denotando un maggior grado di frammentazione paesaggistica e minore attitudine a sostenere la biodiversità tipica degli habitat estesi. Questa configurazione paesaggistica è tipica degli ambienti di bonifica in Italia centrale dove i campi per le colture agrarie erbacee hanno dimensioni dove la lunghezza domina marcatamente sulla larghezza (Figura 2.19).



Figura 2.19: Esempio di configurazione paesaggistica in ambienti agrari di bonifica in pianura (Sermoneta Prov. Di Latina)

Tabella 2.9: Indicatori e indici di frammentazione nell'analisi della ecoregione presa in esame come caso studio

Numero progressivo	Simbolo	Unità di misura	Pianura	Collina	Montagna
13	SEp _(CE)	ha	6,22	0,90	1,30
“	SEp _(CA)	“	1,78	2,19	1,00
“	SEp _(B)	“	1,51	8,12	15,04
“	SEp _(S)	“	0,12	0,15	0,20
“	SEp _(EN)	“	0,83	1,89	5,04
“	SEp _(SE)	“	0,70	1,90	3,37
“	SEp _(TOT)	“	2,39	2,45	6,37
14	DEp _(CE)	n 100 ha ⁻¹	11,90	9,00	0,61
“	DEp _(CA)	“	8,16	7,08	0,23
“	DEp _(B)	“	2,31	6,84	3,97
“	DEp _(S)	“	10,79	7,37	1,53
“	DEp _(EN)	“	5,04	4,71	4,53
“	DEp _(SE)	“	3,66	5,72	4,80
“	DEp _(TOT)	“	41,86	40,73	15,67
15	SEtS	-	0,66	2,25	41,20
16	CEtA	-	0,57	2,20	1,34
17	DSt	km 100 ha ⁻¹	3,52	2,73	0,73
18	IC _(CE)	km 100 ha ⁻¹	17,92	53,29	45,13
“	IC _(CA)	“	33,87	33,34	49,06
“	IC _(B)	“	78,73	22,52	14,15
“	IC _(S)	“	181,34	147,37	133,80
“	IC _(EN)	“	118,65	37,89	24,96
“	IC _(SE)	“	75,52	36,04	29,82
“	IC _(TOT)	“	30,17	30,90	19,85

I risultati relativi alla analisi della connessione nella ecoregione in studio sono riportati in tabella 2.10. L'entità degli elementi lineari di connessione, come le siepi, risulta differente per fascia altimetri-

ca, con maggiore estensione in montagna e minore in pianura, sia come densità (m/ha) che per dimensione unitaria dell'ecotono (m). Il grado di dispersione delle colture erbacee aumenta in rapporto al crescere dell'altitudine, mentre il grado di dispersione dei boschi aumenta al decrescere dell'altitudine. Le siepi risultano ugualmente disperse in tutte le fasce altimetriche.

Tabella 2.10: Indicatori e indici di connessione nell'analisi della ecoregione presa in esame come caso studio

Numero progressivo	Simbolo	Unità di misura	Pianura	Collina	Montagna
19	DS	m ha ⁻¹	12,30	31,01	188,21
20	DCI	km 100 ha ⁻¹	1,24	0,77	0,17
21	LEt _(CE)	m	1114	481	592
“	LEt _(CA)	“	601	730	491
“	LEt _(B)	“	1186	1828	2128
“	LEt _(S)	“	222	219	270
“	LEt _(EN)	“	982	715	1257
“	LEt _(SE)	“	526	686	1007
“	LEt _(TOT)	“	721	759	1266
22	IEt _(CE)	n 100 km ⁻¹	39,5	29,1	3,0
“	IEt _(CA)	“	27,0	22,9	1,2
“	IEt _(B)	“	7,7	22,1	20,0
“	IEt _(S)	“	35,8	23,9	7,7
“	IEt _(EN)	“	16,7	15,3	22,8
“	IEt _(SE)	“	12,1	18,5	24,2
“	IEt _(TOT)	“	138,8	131,8	78,9
23	RSi _(CE)	-	0,740	0,081	0,008
“	RSi _(CA)	-	0,145	0,155	0,003
“	RSi _(B)	-	0,035	0,555	0,596
“	RSi _(S)	-	0,013	0,011	0,003
“	RSi _(EN)	-	0,041	0,089	0,228
“	RSi _(SE)	-	0,025	0,109	0,162

I risultati relativi alla analisi del grado di protezione ambientale nella ecoregione in studio sono riportati in tabella 2.11 dalla quale si evince che l'incidenza delle aree protette è maggiore in montagna dove il rischio idrologico è più elevato. La naturalità espressa unitaria è ugualmente maggiore in montagna.

Tabella 2.11: Indicatori e indici e di protezione nell'analisi della ecoregione presa in esame come caso studio

Numero progressivo	Simbolo	Unità di misura	Pianura	Collina	Montagna
24	AP	%	3,4	3,3	48,4
25	RI	%	10,8	81,6	99,1
26	NEU	-	0,301	0,578	0,647

Brevi considerazioni conclusive sui risultati dell'esempio di calcolo applicativo su un caso studio

Gli indicatori che descrivono la copertura del suolo segnalano che le componenti tipiche dell'interferenza antropica sull'ambiente (CE, CA, U e strade) interessano principalmente le aree di pianura e collina mentre le componenti più "naturali" (B, EN e EA) si collocano nella porzione di territorio con prevalenza in montagna e collina. I corsi d'acqua, che risultano più diffusi nelle aree di pianura con canali a scopo irriguo, contribuiscono a favorire la frammentazione del territorio. La frammentazione prodotta dalla rete stradale ha luogo principalmente in pianura e contribuisce probabilmente a generare impatti ambientali negativi. Gli indicatori e indici di frammentazione denotano un incremento di densità degli ecotopi passando dalla montagna verso la pianura. Segnalano, inoltre, la maggiore presenza di siepi nelle aree meno antropizzate.

I risultati dell'indagine evidenziano l'importanza del grado di antropizzazione del territorio in rapporto all'altimetria con conseguenti modificazioni del paesaggio. La maggior frammentazione del territorio si rileva specialmente in pianura, dove le coltivazioni agrarie sono maggiormente presenti. L'ecoregione nel suo complesso denota una forte complementarità funzionale tra uso del territorio a diversi livelli di altitudine. In particolare nei sistemi montani si rileva una maggior presenza di forme di copertura permanenti che sono bene adatte a svolgere il ruolo conservativo e protettivo. Nelle aree di pianura invece la situazione è nettamente sbilanciata a favore delle coltivazioni agrarie, in particolare quelle erbacee, e gli elementi di naturalità manifestano i più bassi valori riscontrati nella ecoregione, denotando una precaria condizione di sostenibilità biofisica.

2.8.2. Indicatori per l'analisi "nearby observing"

Numero progressivo:	27
Nome:	Indicatore rapporto SAU/Totale
Simbolo:	SAUT
Unità di misura:	%
Range:	da 0 a 100
Formula di calcolo:	$SAUT = SAU / T \times 1000$
dove:	T = superficie totale aziendale; SAU = superficie agricola utilizzata

Numero progressivo:	28
Nome:	Indicatore rapporto Boschi/Totale
Simbolo:	BT
Unità di misura:	%
Range:	da 0 a 100
Formula di calcolo:	$BAUT = B / T \times 1000$
dove:	B = superficie investita a boschi; T = superficie totale dell'azienda

Numero progressivo:	29
Nome:	Indicatore rapporto Prati e Pascoli / Totale
Simbolo:	PPT
Unità di misura:	%
Range:	da 0 a 100
Formula di calcolo:	$PPT = S / T \times 1000$
dove:	PP = superficie investita a prati e pascoli permanenti; T = superficie totale dell'azienda

Numero progressivo:	30
Nome:	Indicatore rapporto Seminativi/SAU
Simbolo:	SSAU
Unità di misura:	%
Range:	da 0 a 100
Formula di calcolo:	$SSAU = S / SAU \times 1000$
dove:	S = superficie investita a colture erbacee; SAU = superficie agricola utilizzata

Numero progressivo:	31
Nome:	Indicatore rapporto Consociazioni/SAU
Simbolo:	CSAU
Unità di misura:	%
Range:	da 0 a 100
Formula di calcolo:	$CSAU = C / SAU \times 1000$
dove:	C = superficie investita a colture consociate; SAU = superficie agricola utilizzata

Numero progressivo:	32
Nome:	Indicatore rapporto Erbacee Poliennali/Annuali
Simbolo:	PA
Unità di misura:	%
Range:	da 0 a 100
Formula di calcolo:	$PA = P / A \times 1000$
dove:	A = superficie investita a colture annuali; P = superficie investita a colture erbacee poliennali

Numero progressivo:	33
Nome:	Indicatore rapporto Medica/Seminativi
Simbolo:	MS
Unità di misura:	%
Range:	da 0 a 100
Formula di calcolo:	$MS = M / S \times 1000$
dove:	M = superficie investita a medica o altra coltura erbacea poliennale; S = superficie investita a colture erbacee

2.8.2.1 Esempio di calcolo applicativo su un caso studio (Comuni della provincia di Viterbo)

Sulla base dei dati degli indicatori sull'uso del suolo, riportati in Tabella 2., si può ricavare un indicatore analogo al SUS (sostenibilità d'uso del suolo) dal rapporto tra la somma degli indicatori n. 28 e 29 (Ela) ed il loro complemento a 100 (Efa).

Per l'intera provincia, definibile come ecoregione collinare, questo indicatore ammonta a 0,33, denotando una situazione piuttosto lontana da quella indicata (>1) come più favorevole per la sostenibilità biofisica.

Tuttavia, i dati di uno dei comuni più interni come Acquapendente, situato in alta collina, danno luogo ad un SUS pari a 1,08, che si colloca sui valori indicati come ottimali.

In merito alla situazione dei sistemi colturali, rileviamo la scarsa presenza di consociazioni (indicatore n. 31) in quasi tutti i comuni e pertanto l'intera provincia è qualificabile come area agricola a colture specializzate, con minima biodiversità colturale.

La situazione delle colture erbacee, come espressa dall'indicatore n. 32, manifesta lo scarso peso delle colture poliennali rispetto alle annuali e pertanto denota una condizione lontana da quella favorevole per la biodiversità e la sostenibilità biofisica dei suoli coltivati. Teoricamente, la situazione ottimale dovrebbe essere espressa da un rapporto erbacee poliennali/annuali intorno a 1 (100%) (Caporali et al., 1984).

Infine, la incidenza della medica sui seminativi (indicatore n. 33) raggiunge una soglia importante (>20%) solo in 7 comuni su 60, denotando una scarsa autonomia di approvvigionamento azotato nei sistemi colturali.

Analisi condotte a livello aziendale dovrebbero accertare se altre leguminose foraggere - anche annuali come il trifoglio incarnato che è tipico dei terreni acidi come quelli della provincia di Viterbo - contribuiscono a surrogare le funzioni dell'erba medica nei sistemi colturali.

Tabella 2.12: Indicatori riferiti al caso studio relativo ai comuni in provincia di Viterbo
(dati acquisiti dal censimento agricoltura dell'anno 2000 dell'ISTAT). Tutti i dati in tabella sono percentuali

Numero progressivo indicatori =>	27	28	29	30	31	32	33
Comune	SAU / Totale	Boschi / Totale	Prati e Pascoli / Totale	Seminativi / SAU	Consociazioni / SAU	Erbacee Poliennali / Annuali	Medica / Seminativi
Acquapendente	47,5	46,7	5,2	84,8	0,6	35,1	22,3
Arlena di Castro	77,5	11,1	9,1	78,3	49,2	21,3	5,4
Bagnoregio	71,7	19,5	10,5	76,3	2,1	53,6	31,6
Barbarano Romano	68,1	25,9	36,9	25,3	0	1,4	1,4
Bassano in Tev.	63	26,1	5,1	35	1,6	73,7	27
Bassano Romano	70,4	24,5	38,7	19,2	0	9,3	5,3
Blera	61,7	34,2	15,6	61	0,3	11,8	4,2
Bolsena	63,9	24,5	3,1	65,9	10,3	19,3	14,7
Bomarzo	55,4	38,3	5,9	63,3	1,6	2,5	2,4
Calcata	74,1	3,5	4,2	0,2	0	0	0
Canepina	63,2	32,9	0,3	1,6	28	5,3	5,1
Canino	74,8	21,9	5,4	71,9	6,9	20	8,4
Capodimonte	87,3	11,3	9,9	85,1	0,9	5,1	3,6
Capranica	74	21,6	4,3	12,3	0	2,7	2,6
Caprarola	69,9	28	5	10,5	2	3	0
Carbognano	91,5	5,8	0	0	1,7	0	0
Castel Sant'Elia	67,4	18	3,9	78,9	0	6,5	5,9
Castiglione in Tev.	73,5	11,8	9,3	66,6	13,3	13,5	7,6
Celleno	81,4	14,4	10,6	79,6	15,8	23,8	19,1
Cellere	81,3	16,2	3,1	84,4	3	9,6	7,6
Civita Castellana	80,5	13,1	4,2	87,5	0,6	32	18,2
Civitella d'Aglian.	71,4	19,4	10,8	58,2	2,8	17,9	13,3
Corchiano	88,4	6	10,4	7,6	15,9	10	9,1
Fabrica di Roma	76,5	19,7	5,7	25,4	0	4,7	2,7
Faleria	47,9	41,3	6	7,6	40,5	16,3	14
Farnese	57	36,8	5,8	76,8	1,3	9,8	8,1
Gallese	70,7	23,5	6	56,2	5,8	36,9	27
Gradoli	62,1	21,3	8,6	51,9	0,2	5,4	2,3
Graffignano	85,3	10	5,8	78,9	25,7	24,3	19,5
Grotte di Castro	75	11,2	2,9	81,6	0,9	8,7	5,9
Ischia di Castro	68,2	28,5	4,4	87,2	2,5	12,3	10
Latera	61,6	30,3	10,1	71,9	2,3	2,9	2,8
Lubriano	69,8	10,3	9,5	77,9	5,9	59,9	22,6
Marta	88,4	3,3	14,3	64,7	12,1	12,1	5,6
Montalto di Cast.	92,9	3,3	2,4	94,9	0,1	6,6	5,6
Montefiascone	83,6	9,6	5,5	69,4	1,3	26,2	16,9
Monte Romano	60,1	34,7	5,4	89,3	0	0,2	0
Monterosi	85,5	9,6	42,5	47,1	0	0,8	0,6
Nepi	78,3	15,6	9,4	79,4	0,1	10,3	7,7
Onano	70	27,1	8	86,2	0	5,1	3,3
Oriolo Romano	48,6	40,1	34,4	21,3	0,1	40	28,6
Orte	73,3	19,6	1,8	87	1,4	37,4	25,4
Piansano	88,5	8,5	1,7	94,6	0,3	2,9	2,8
Procono	83,7	8,8	4,6	92,6	0	11,6	9,1
Ronciglione	81,9	13,9	4	22,7	2,8	47,1	29,5
S. Lorenzo Nuovo	81,5	10	10,1	74,6	6,3	15,1	10,4
Soriano nel Cimino	67,9	27,8	5,3	28,7	0,5	68,9	30,4
Sutri	71,7	24,9	19,1	38	0,1	23,7	17,6
Tarquinia	85,6	10,7	4,4	92,2	11,4	4	1,5
Tessennano	79	17,7	0,5	81,7	11,9	8,6	5,6
Tuscania	84,4	13,1	3,9	91,2	0,5	20,5	5,8
Valentano	70	26	2,5	92,1	0,3	15,5	12,9
Vallerano	94,9	2,1	0,3	0,5	5,5	0	0
Vasanello	62,6	33,2	2,8	26,4	9,1	9,3	8,5
Vejano	69	25,2	60,1	9	0	5	4,7
Vetralla	61,4	34	11,4	47,8	2	14,7	7,7
Vignanello	91,9	4,1	0,4	0	13,6	0	0
Villa S. Giovanni in T.	76,3	15,5	11,6	38	2,7	79,2	9,7
Viterbo	78,8	14,6	7,4	72,5	3,4	25,5	12,9
Vitorchiano	66,6	24,1	10,5	52,5	0,3	37,6	16,2
Tot. provincia VT	74,8	19,8	7,5	69,7	4,1	15,8	9,5

I comuni di Montalto di Castro e Tarquinia sono considerati da ISTAT comuni di pianura, mentre tutti gli altri sono considerati comuni di collina.

BIBLIOGRAFIA

- AAVV 2004. Ecoregioni e reti ecologiche: la pianificazione incontra la conservazione. Atti del Convegno Nazionale, Roma, 27-28 Maggio 2004, 116 pp.
- Atauri J.A., de Lucio J.V. 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscape. *Landscape Ecology*, 16: 147-159.
- B.E.F. 2000. 2nd Baltic State of the Environment Report based on environmental indicators. Baltic Environmental Forum, "Gandrs" Ltd., Latvia. <http://www.bef.lv>.
- Backhaus R., Bock M., Weiers S. 2002. The spatial dimension of Landscape sustainability. *Environment, Development and Sustainability*, 4: 237-251.
- Baker W. L., Cai, Y. 1992. The rule programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. *Landscape Ecology* 7: 291-302.
- Balram S., Dragicevic S., Meredith T. 2004. A collaborative G.I.S. method for integrating local and technical knowledge in establishing biodiversity conservation priorities. *Biodiversity and Conservation*, 13: 1195-1208.
- Bartel A. 2000. Analysis of landscape pattern: towards a 'top down' indicator for evaluation of landuse. *Ecological Modelling*, 130: 87-94.
- Bélanger L., Grenier M., 2002. Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence Valley, Québec, Canada. *Landscape Ecology*, 17: 495-507.
- Bennet A.F. 1998. Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Berger W.H., Parker F.L. 1970. Diversity of planctonic Foraminifera in deep sea sediments. *Science*, 168: 1345-1347.
- Berrini M. 2005. Verso un profilo di sostenibilità locale: gli Indicatori Comuni Europei (ICE) come riferimento per lo sviluppo di indicatori locali di sostenibilità. *Ambiente Italia*, Istituto di ricerche, p. 3.
- Berthoud G., Duelli P., Burnand, J.D. 1989. Méthode d'évaluation du potentiel écologique des milieux. Programme national SOL, Liebefeld.
- Blondel J., Aronson J. 1995. Biodiversity and Ecosystem Function in the Mediterranean Basin: Human and Non-Human Determinants. In: Davis G.W, Richardson DM, eds. *Mediterranean-Type Ecosystems: The Function of Biodiversity*. Springer-Verlag, Berlin: 43- 119.
- Bogaert J.; Van Hecke P., Ceulemans R. 2002. The Euler Number as an Index of Spatial Integrity of Landscapes: Evaluation and Proposed Improvement. *Environmental Management*, 29(5): 673-682.
- Brabec E., Smith C. 2002. Agricultural land fragmentation: the spatial effects of three land protection strategies in the eastern United States. *Landscape and Urban Planning*, 58: 255-268.
- Büchs W., Harenberg A., Zimmermann J., Weiß B. 2003. Biodiversity, the ultimate agri-environmental indicator? Potential and limits for the application of faunistic elements as gradual indicators in agroecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 98: 99-123.
- Burel F., Baudry J., 2002. *Ecología del paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones*. Ediciones Mundiprensa. Madrid, Barcelona, México.
- Burel F., Baudry J., 2005. Habitat quality and connectivity in agricultural landscapes: The role of land use systems at various scales in time. *Ecological Indicators*, 5: 305-313.
- Burgio G., Ferrari R., Boriani L. 1997. Il ruolo delle siepi nell'ecologia del campo coltivato: ana-

-
- lisi della comunità dei Ditteri Sirfidi in aziende della Provincia di Bologna. *Boll. Ist. Ent. "G. Grandi" Univ. Bologna*, 51: 69- 77.
- C.E. 2003. Regolamento (CE) 304/2003 - Piano d'azione tecnica 2003 per il miglioramento delle statistiche agricole.
- Caporali F. 1991. *Ecologia per l'agricoltura teoria e pratica*. UTET-Libreria, Torino.
- Caporali F. 2004. *Agriculture and Health: The Challenge of Organic Farming*. Editeam, Cento (FE).
- Caporali F. 2007. Agroecology as a science of integration for sustainability in agriculture. *Italian Journal of Agronomy*, 2: 73-82.
- Caporali F., Santini L., Tomei P.E., Pinzauti M. 1984. Rapporto sull'agroecosistema cerealicolo del territorio comunale di Rosignano Marittimo (LI). Comune di Rosignano Marittimo. 80 pp.
- Caporali F. e Onnis A. 1992. Validity of rotation as an effective agroecological principle for a sustainable agriculture. *Agr. Ecosyst. Environm.*, 41: 101-113.
- Caporali F., Mancinelli R., Campiglia E. 2003. Indicators of cropping system diversity in organic and conventional farms in central Italy. *International journal of agricultural sustainability*, 1(1): 67-72.
- Clifford H.T., Stephenson W. 1975. *Introduction to numerical classification*. Academic Press, London.
- Conference of European Statisticians 2001. Joint ECE/Eurostat work session on methodological issues of environment statistics. Ottawa, Canada, 1-4 October 2001, p.10.
- Corona P., Chirici G., Travaglino D. 2004. Forest ecotone survey by line intersect sampling. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(8): 1776-1783.
- Costanza R., Darge R., Degroot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., Vandenbelt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
- Crimella A., Pareglio S., Valentinelli A., Venuta M.L. 2001. *Agenda 21 – Indicatori di sostenibilità locale*. Fondazione Lombardia per l'Ambiente. Milano, p. 11.
- Daily G.C. 1997. *Nature's Services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington.
- De Groot R.S. 1992. *Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision-Making*. Wolters Noordhoff BV, Groningen, the Netherlands, 345 pp.
- Duelli P. 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 62: 81-91.
- Duelli P., Obrist M.K. 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98: 87-98.
- Duhme F., Pauleit F. 1998. Some examples of different landscape systems and their biodiversity potential. *Landscape and Urban Planning*, 41: 249-261.
- E.S.R.I. 1996. *Uso di ArcView®GIS*. Environmental Systems Research Institute Inc., 363 pp.
- Elkie P., Rempel R., Carr A. 1999. *Patch Analyst User's Manual*. Ontario Ministry Natural Resources, Northwest Science and Technology, Thunder Bay.
- European Commission 2005. *Trends of some agri-environmental indicators in the European Union: report EUR 21565 EN*. European commission, Joint Research Centre, Bruxelles.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 487-515
- Fédoroff E., Ponge J.F., Dubs F., González F.F., Lavelle P. 2005. Small-scale response of plant species to land-use intensification. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105: 283-290.

-
- Fisher R.A., Corbet A.S., Williams C.B. 1943. The relation between the number of species and number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology* 12: 42-58.
- Forman R.T.T. 1995. *Land mosaic: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Forman R.T.T., Godron M. 1986. *Landscape ecology*. John Wiley and Sons Inc., New York.
- Gillison A.N., Liswanti N. 2004. Assessing biodiversity at landscape level in Northern Thailand and Sumatra (Indonesia): the importance of environmental context. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104: 75–86.
- Gobbi M., Fontaneto D., Groppali R., Guidali F. 2004. I carabidi per la valorizzazione dell'agroecosistema. Convegno internazionale: il sistema rurale una sfida per la progettazione tra salvaguardia, sostenibilità e governo delle trasformazioni, 13-14 ottobre. Milano, pp.7.
- Greco M. 2002. Sistema informativo agricolo, sviluppo sostenibile e benessere alimentare. Sesta conferenza nazionale di statistica, Roma 6-8 ottobre, pp. 25.
- Gustafson E.J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems*, 1: 143-156.
- Hargis C.D., Bissonette J.A., David J.L. 1998. The behaviour of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology*, 13: 167-186.
- Herzog F., Lausch A., 2001. Supplementing land-use statistics with landscape Metrics: some methodological considerations. *Environmental Monitoring and Assessment*, 72: 37-50.
- Hietala-Koivu 1999. Agricultural landscape change: a case study in Ylä-Ène, southwest Finland. *Landscape and Urban Planning*, 46: 103-108.
- Hoffmann J., Greef J.M., 2003. Mosaic indicators—theoretical approach for the development of indicators for species diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98: 387–394.
- INFC 2003. Procedure di controllo di qualità dei dati di prima fase. Autori: Cozzi A., Ferretti M. - *Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio*. MiPAF – Direzione Generale per le Risorse Forestali Montane e Idriche, Corpo Forestale dello Stato, CRA-ISAF, Trento.
- Jaeger J.A.G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15: 115-130.
- Janerette G.D., Wo J., 2001. Analysis and simulation of land-use change in the central Arizona-Phoenix Region, USA. *Landscape Ecology*, 16: 611-626.
- Langanke T., Rossner G., Vrščaj B., Lang S., Mitchley J. 2005. Selection and application of spatial indicators for nature conservation at different institutional levels. *Journal for Nature Conservation*, 13: 101-114.
- Legendre, L. e Legendre, P. 1983. *Numerical ecology: Developments in environmental modelling*, 3. Elsevier Scientific Publishing Co., Amsterdam.
- Li H., Wu J. 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology* 19: 389-399.
- Magurran A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton.
- McAlpine C.A., Eyre T.J. 2002. Testing landscape metrics as indicators of habitat loss and fragmentation in continuous eucalypt forests (Queensland, Australia). *Landscape Ecology*, 17: 711–728.
- McCarigal K., Marks B.J. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying lan-

-
- dscape structure. Coastal Oregon Productivity Enhancement Program, Portland.
- McGarigal K., McComb W.C. 1995. Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S. Forest Service General Technical Report PNW: 351. Portland, OR (USA).
- McGarigal K., Cushman S.A., Neel M.C., Ene E. 2002. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps, version 3.0. University of Massachusetts, Amherst.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis.
- Münier B., Birr-Pedersen K., Schou J.S. 2004. Combined ecological and economic modelling in agricultural land use scenarios. *Ecological Modelling*, 174: 5-18.
- Nagaike T., Kamitani T., 1999. Factors affecting changes in landscape diversity in rural areas of the *Fagus crenata* forest region of central Japan. *Landscape and Urban Planning*, 43: 209-216.
- Naveh Z., Lieberman A. S. 1994. *Landscape Ecology – Theory and Applications*, Second Edition. Springer-Verlag, New York.
- O.E.C.D. 1997. Indicateurs environnementaux pour l’agriculture, Publications OECD, Paris.
- O.E.C.D. 1999a. Environmental indicators for agriculture: Concept and framework. Volume 1. OECD Publications Service, Paris.
- O.E.C.D. 1999b. Environmental indicators for agriculture: Issue and design. Volume 2. OECD Publications Service, Paris.
- O.E.C.D. 2001. Environmental indicators for agriculture: methods and results. Volume 3. OECD Publications Service, Paris.
- Osinski E. 2003. Operationalisation of a landscape-oriented indicator. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98: 371–386.
- Papadimitriou F. 2002. Modelling indicators and indices of landscape complexity: an approach using G.I.S. *Ecological Indicators*, 2: 17–25.
- Pickett S.T.A., Cadenasso M.L. 1995. Landscape Ecology: Spatial Heterogeneity in Ecological Systems. *Science*, 269: 331-334.
- Pielou E.C. 1975. *Ecological Diversity*. Wiley, New York.
- Pierr H.P. 2003. Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98: 17–33.
- Purtauf T., Thies C., Ekschmitt K., Wolters V., Dauber J. 2005. Scaling properties of multivariate landscape structure. *Ecological Indicators*, 5: 295-304.
- Ries L., Fletcher R.J., Battin J., Sisk T.D. 2004. Ecological Responses to Habitat Edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 491-522.
- Riitters K.H., O’Neill R.V., Hunsaker C.T., Wickam J.D., Yankee D.H., Timmins S.P., Jones K.B., Jackson B.L. 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology*, 10: 23-29.
- Romero-Calcerrada R., Perry G.L.X., 2004. The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA “Encinares del río Alberche y Cofio, Central Spain, 1984-1999”. *Landscape and Urban Planning*, 66: 217-232.
- Roy P.S., Tomar S. 2000. Biodiversity characterization at landscape level using geospatial modeling technique. *Biological Conservation*, 95: 95-109.
- Roy P.S., Padalia H., Chauhan N., Porwal M.C., Gupta S., Biswas S., Jagdale R. 2005. Validation of Geospatial model for Biodiversity Characterization at Landscape Level - a study in Andaman & Nicobar Islands, India. *Ecological Modelling*, 185: 349–369.

-
- Rutledge D. 2003. Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process?. Department of Conservation, Science Internal Series 98, Wellington.
- Ryszkowki L., Bartoszewics A., Kedziora A. 1999. Management of matter fluxes by biogeochemical barriers at the agricultural landscape level. *Landscape Ecology*, 14: 479-492.
- Saura S., Martinez-Millan, J., 2001. Sensitivity of landscape pattern metrics to map spatial extent. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 67: 1027-1036.
- Schmitz M.F., de Aranzabal I., Aguilera P., Rescia A., Pineda F.D. 2003. Relationship between landscape typology and socioeconomic structure Scenarios of change in Spanish cultural landscapes. *Ecological Modelling*, 168: 343-356.
- Schmucki R., De Blois S., Bouchard A. 2002. Spatial and temporal dynamics of hedgerows in Three agricultural landscapes in Southern Quebec, Canada. *Environmental Management*, 30(5): 651-664.
- Sereni E. 1972. *Storia del paesaggio agrario italiano*. Laterza, Bari.
- Shannon C.E., Weaver W. 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana-Champaign.
- Simpson E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- Taylor L.R. 1978. Bates, Williams, Hutchinson – a variety of diversities. In: Mound, L.A., Warloff, N. (Eds.), *Diversity of insect fauna: 9th symposium of the Royal Entomological Society*. Blackwell, Oxford: 1-18.
- Taylor P.D., Fahrig L., Henein K., Merriam G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 73: 43-48.
- Taylor D.C., Mohamed Z.A., Shamsudin M.D. Mohaydin M.G. Chiew F.C. 1993b. Creating a farmer sustainability index: a Malaysian case study. *Am. J. Alt. Agric.*, 8(4): 175-184.
- Tellarini V., Caporali F. 2000. An input/output methodology to evaluate farms as sustainable agroecosystems: an application of indicators to farm in central Italy. *Agriculture, ecosystems and environment*, 77: 111-123.
- Tischendorf L. 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology*, 16: 235-254.
- Tscharntke T., Steffan-Deventer I., Kruess A., Thies C. 2002. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications*, 12: 354-363.
- Turner M.C. 2003. Landscape Ecology: what is the State of Science? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36: 319-344.
- Turner M.G., O'Neill R.V., Gardner R.H., Milne B.T. 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 3: 153-162.
- Turner M. G., Gardner R. H., O'Neill. R. V. 2001. *Landscape ecology in theory and practice*. Springer-Verlag, New York.
- U.N. 1992. *Agenda 21: Programme of Action for Sustainable Development*. United Nations, New York. 294 p.
- U.N.E.P. 2001. *Indicators and environmental impact assessment: Designing national-level monitoring and indicator programmes*, (United Nations Environment Programme) UNEP/CBD/SBSTTA/7/12, Subsidiary body on scientific, technical and technological advice (<http://www.biodiv.org/>) (ultimo accesso 24/02/2009).
- Wagner H.H., Wildi O., Ewald K.C. 2000. Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology*, 15: 219-227.

-
- Ward J.V., Stanford J.A. 1995. Biodiversity of flood-palms river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regul. River*, 11: 105–119.
- Wiens J.A., Stenseth N.C., van Horne, B., Ims, R.A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*, 66: 369-380.
- Young C.H., Jarvis P.J. 2001. Measuring urban habitat fragmentation: an example from the Black Country, UK. *Landscape Ecology*, 16: 643-658.

APPENDICE 1

Tabella A1.1: LEGENDA CORINE LAND-COVER

(come riportato in: Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio 2005. "Manuale per la gestione dei siti Natura 2000", Allegato 5. -www.minambiente.it-)

livelli					descrizione
I	II	III	IV	V	
1	1.1	1.1.1			zone residenziali a tessuto continuo
		1.1.2	1.1.2.1		case sparse
			1.1.2.2		borghi e villaggi
			1.1.2.3		aziende agricole e annessi, casali, cascine e masserie
	1.2	1.2.1			aree industriali, commerciali e dei servizi pubblici e privati
		1.2.2	1.2.2.1	1.2.2.1.1	ferrovie ad un binario
				1.2.2.1.2	ferrovie a due binari
				1.2.2.1.3	caselli ferroviari
				1.2.2.1.4	stazioni ferroviarie
			1.2.2.2	1.2.2.2.1	autostrade, caselli e raccordi autostradali
				1.2.2.2.2	strade statali
				1.2.2.2.3	altre strade asfaltate
				1.2.2.2.4	altre strade a fondo sterrato
				1.2.2.2.5	stazioni di servizio, piazzole, imposti
			1.2.2.3	1.2.2.3.1	ponti, viadotti
				1.2.2.3.2	gallerie
				1.2.2.3.3	cavalcavia, svincoli
			1.2.2.4		acquedotti, elettrodotti, oleodotti e metanodotti sopraelevati
			1.2.2.5		dighe, chiuse, centrali
		1.2.3			aree portuali
		1.2.4			aeroporti
	1.3	1.3.1			aree estrattive
		1.3.2			discariche
		1.3.3			cantieri
	1.4	1.4.1			aree verdi urbane
		1.4.2			aree ricreative e sportive
	1.5	1.5.1			siti archeologici
		1.5.2			monumenti e rovine
2	2.1	2.1.1	2.1.1.1	2.1.1.1.1	seminativi semplici - terreni soggetti alla coltivazione erbacea intensiva di cereali, leguminose e colture orticole in campo
				2.1.1.1.2	seminativi arborati - terreni aventi le stesse caratteristiche dei seminativi semplici, ma caratterizzati dalla presenza di piante arboree destinate ad una produzione agraria accessoria rispetto alle colture erbacee
				2.1.1.1.3	colture orto-floro-vivaistiche
				2.1.1.1.4	colture industriali
			2.1.1.2	2.1.1.2.1	seminativi semplici - terreni soggetti alla coltivazione erbacea estensiva di cereali, leguminose e colture orticole in campo
				2.1.1.2.2	seminativi arborati - terreni aventi le stesse caratteristiche dei seminativi semplici, ma caratterizzati dalla presenza di piante arboree destinate ad una produzione agraria accessoria rispetto alle colture erbacee
		2.1.2	2.1.2.1	2.1.2.1.1	seminativi semplici - terreni, irrigati stabilmente e periodicamente attraverso infrastrutture permanenti, soggetti alla coltivazione erbacea intensiva di cereali, leguminose e colture orticole in campo
				2.1.2.1.2	seminativi arborati
				2.1.2.1.3	colture orto-floro-vivaistiche
				2.1.2.1.4	colture industriali
			2.1.2.2	2.1.2.2.1	seminativi semplici - terreni, irrigati stabilmente e periodicamente attraverso infrastrutture permanenti, soggetti alla coltivazione erbacea estensiva di cereali, leguminose e colture orticole in campo
				2.1.2.2.2	seminativi arborati - terreni, irrigati stabilmente e periodicamente attraverso infrastrutture permanenti, soggetti alla coltivazione erbacea estensiva di cereali, leguminose e colture orticole in campo e caratterizzati dalla presenza di piante arboree destinate ad una produzione agraria accessoria rispetto alle colture erbacee
		2.1.3			risaie

livelli					descrizione	
I	II	III	IV	V		
2	2.2	2.2.1	2.2.1.1		vigneti e colture permanenti miste con leggera prevalenza di vigneti	
			2.2.1.2		altri vigneti	
		2.2.2			frutteti	
	2.2	2.2.3	2.2.3.1			oliveti e colture permanenti miste con prevalenza di oliveti
						altri oliveti
		2.2.4	2.2.4.1			impianti di arboricoltura da legno a pioppo ibrido (<i>Populus x euroamericana</i>)
			2.2.4.2			impianti di arboricoltura da legno a noce comune (<i>Juglans regia</i> L.) e noce nero (<i>Juglans nigra</i> L.)
			2.2.4.3			impianti di eucalitti (<i>Eucalyptus</i> sp.pl.) a uso produttivo e per alberature
	2.3	2.3.1			prati e prati-pascoli avvicendati - comprendono colture foraggere (prati artificiali) avvicendate o non, sottoposte a sfalci e a pratiche agronomiche di diverso tipo e con composizione floristica varia. possono essere anche pascolate ma più spesso il foraggio è raccolto meccanicamente	
	2.4	2.4.1				colture temporanee associate a colture permanenti - queste ultime coprenti meno del 25% della superficie totale
		2.4.2				sistemi colturali e particellari complessi - mosaico di appezzamenti singolarmente non cartografabili con varie colture temporanee, prati stabili e colture permanenti, occupanti ciascuna meno del 75% della superficie totale
		2.4.3				aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti aree in cui le colture agrarie, che occupano più del 25% e meno del 75% della superficie totale, sono affiancate da spazi naturali importanti
		2.4.4				aree agroforestali - colture temporanee o pascoli sotto copertura arborea di specie forestali inferiore al 1%)
	3	3.1	3.1.1	3.1.1.1	3.1.1.1.1	leccete a viburno - lecceta termofila delle zone costiere occidentali in cui il leccio (<i>Quercus ilex</i> L.) predomina. Presenza nello strato arbustivo di viburno (<i>Viburnum tinus</i> L.), fillirea (<i>Phillyrea latifolia</i> L. e <i>P. angustifolia</i> L.) e lentisco (<i>Pistacia lentiscus</i> L.). <i>Viburno-Quercetum ilicis</i> (Br.-Bl. 1936) Rivas-Martínez 1975
					3.1.1.1.2	leccete a orniello - boschi di sclerofille sempreverdi con presenza di latifoglie decidue, corrispondenti all' <i>Orno-Quercetum ilicis</i> (Horvatic 1958). La specie arborea dominante è il leccio (<i>Quercus ilex</i> L.), associata a numerose specie di caducifoglie, quali soprattutto l'orniello (<i>Fraxinus ornus</i> L.) e la carpinella (<i>Carpinus orientalis</i> Miller.), ma anche la roverella (<i>Quercus pubescens</i> Willd.) e il fragno (<i>Quercus troyana</i> Webb.) (area delle Gravine). Nello strato arbustivo superiore prevalgono la fillirea (<i>Phillyrea latifolia</i> L.), in quello inferiore il pungitopo (<i>Ruscus aculeatus</i> L.), la smilace (<i>Smilax aspera</i> L.), la rosa sempreverde (<i>Rosa sempervirens</i> L.), il caprifoglio (<i>Lonicera implexa</i> Ait.)
				3.1.1.2	3.1.1.2.1	
3.1.1.2.2						querceti di roverella - bosco termoeliofilo di roverella (<i>Quercus pubescens</i> Willd.) con cerro (<i>Quercus cerris</i> L.) e leccio (<i>Quercus ilex</i> L.) con sottobosco ricco di specie mediterranee sempreverdi (<i>Rosa sempervirentiquercetum pubescentis</i> Biondi 1982)

livelli					descrizione
I	II	III	IV	V	
3	3.1	3.1.1	3.1.1.2	3.1.1.2.3	boschi di rovere e roverella - bosco delle aree collinari prealpine più asciutte, spesso in esposizione sud, e con suoli acidi, superficiali a roccia affiorante. Le specie arboree dominanti sono rovere (<i>Quercus petraea</i> Liebl.) e roverella (<i>Quercus pubescens</i> Willd.), associate a frassino maggiore (<i>Fraxinus excelsior</i> L.), acero campestre (<i>Acer campestre</i> L.) e, soprattutto sui suoli rocciosi, betulla (<i>Betula pendula</i> Roth.), robinia (<i>Robinia pseudoacacia</i> L.) e bagolaro (<i>Celtis australis</i> L.). Nel sottobosco, prevale il brugo (<i>Calluna vulgaris</i> Hull.), associato a pungitopo (<i>Ruscus aculeatus</i> L.) e ad alloro (<i>Laurus nobilis</i> L.). Talora sporadico anche il leccio (<i>Quercus ilex</i> L.)
				3.1.1.2.4	cerrete termoigrofile mediterranee - cerreta polimorfa termoigrofila dei substrati freschi, a prevalenza di cerro (<i>Quercus cerris</i> L.) associato al Frassino meridionale (<i>Fraxinus oxycarpa</i> Bieb.), acero campestre (<i>Acer campestre</i> L.), carpino nero (<i>Ostrya carpinifolia</i> Scop.). Lo strato arbustivo è interessato dal biancospino (<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.), ligustro (<i>Ligustrum vulgare</i> L.), filliree (<i>Phyllirea</i> sp. pl.), ecc.. Può essere ascrivibile al <i>Fraxino oxycarpae-Quercetum cerridis</i> Foggi e Selvi 1997 o all' <i>Asparago tenuifolii-Quercetum cerridis</i> Scoppola e Filesi 1995
				3.1.1.2.5	cerrete acidofile montane - bosco di cerro prevalente, spesso misto con carpino nero, talvolta con castagno, e a quote maggiori con il faggio, di fertilità discreta, diffuso su suoli silicei, comunque acidificati. Particolarmente diffuso sui versanti caldi
				3.1.1.2.6	cerrete dell'Italia meridionale - querceti a dominanza di cerro (<i>Quercus cerris</i> L.) con farnetto (<i>Quercus frainetto</i> Ten.) nello strato arboreo e di <i>Physospermum verticillatum</i> (W. et K.) Vis. e <i>Ptilostemon strictus</i> (Ten.) Greuter nel sottobosco. Tali formazioni sono riferibili alla sottoalleanza <i>Ptilostemono strictii-Quercenion cerridis</i> Bonin et Gamisans 1976
			3.1.1.3	3.1.1.3.1	boschi e boscaglie con acero campestre e acero trilobo - bosco xerofilo dei suoli calcarei prossimi alla costa tirrenica, a prevalenza di specie caducifoglie quali l'acero trilobo (<i>Acer monspessulanum</i> L.), l'acero campestre (<i>Acer campestre</i> L.), il cerro (<i>Quercus cerris</i> L.) e albero di Giuda (<i>Cercis siliquastrum</i> L.) e roverella (<i>Quercus pubescens</i> Willd.), nelle stazioni più calde tra le specie consociate è possibile trovare il biancospino (<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.), la carpinella (<i>Carpinus orientalis</i> Mill.), e nei fondovalle carpino bianco (<i>Carpinus betulus</i> L.)
				3.1.1.3.2	betuleti planiziali di brughiera - boschi dei substrati alluvionali e morenici e delle aree pianeggianti, dominati dalla betulla (<i>Betula pendula</i> Roth.), pura o associata a pioppo tremolo (<i>Populus tremula</i> L.), farnia (<i>Quercus robur</i> L.) e castagno (<i>Castanea sativa</i> Mill.)
				3.1.1.3.3	ostrieti pionieri delle balze marnoso-arenacee appenniniche - cedui di discreta fertilità, spesso misti a cerro e a faggio, presenti in aree rupestri marnoso arenacee. Più rara la consociazione con sorbo montano (<i>Sorbus aria</i> (L.) Crantz), acero opalo (<i>Acer opalus</i> Auct.) acero di monte (<i>A. pseudoplatanus</i> L.), acero campestre (<i>A. campestre</i> L.), carpino bianco (<i>Carpinus betulus</i> L.) e orniello (<i>Fraxinus ornus</i> L.). Tali formazioni sono riferibili alla sottoalleanza <i>Laburno-Ostryenion carpinifoliae</i> (Ubaldi 1981) Poldini 1988
				3.1.1.3.4	boschi misti a dominanza di carpino nero - comprende boschi misti a dominanza di carpino nero (<i>Ostrya carpinifolia</i> Scop.) di ambienti in pendio con substrato calcareo relativi. A testimonianza del carattere polimorfo di tali formazioni, numerose risultano le specie mesofile presenti, quali l'acero campestre (<i>Acer campestre</i> L.), il ciavardello (<i>Sorbus torminalis</i> L.), il sorbo domestico (<i>Sorbus domestica</i> L.) e molte specie erbacee. Tali formazioni sono riferibili alla sottoalleanza <i>Laburno-Ostryenion carpinifoliae</i> (Ubaldi 1981) Poldini 1988
				3.1.1.3.5	frassinetti d'invasione - formazioni pioniere dominate dal frassino maggiore (<i>Fraxinus excelsior</i> L.), puro o associato a robinia (<i>Robinia pseudoacacia</i> L.)

livelli					descrizione
I	II	III	IV	V	
3	3.1	3.1.1	3.1.1.3	3.1.1.3.6	boschi di bagolaro - boschi d'invasione di terreni rocciosi o impoveriti a dominanza di bagolaro (<i>Celtis australis</i> L.). La specie con la quale si associa più frequentemente è la roverella (<i>Quercus pubescens</i> Willd.), ma anche il pero canino (<i>Pyrus piraster</i> Burgsd.), il ciliegio canino (<i>Prunus mahaleb</i> L.), la rosa canina (<i>Rosa canina</i> L.), il corniolo (<i>Cornus mas</i> L.), il biancospino (<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.)
			3.1.1.4	3.1.1.4.1	castagneti con querce - boschi cedui di castagno (<i>Castanea sativa</i> Mill.) associato a rovere (<i>Quercus petraea</i> Liebl.), e/o roverella (<i>Quercus pubescens</i> Willd.), con betulla (<i>Betula pendula</i> Roth.), bagolaro (<i>Celtis australis</i> L.) e robinia (<i>Robinia pseudoacacia</i> L.), nelle zone più asciutte e rocciose, con pioppo nero (<i>Populus nigra</i> L.), frassino maggiore (<i>Fraxinus excelsior</i> L.), ciliegio (<i>Prunus avium</i> L.) negli ambienti più umidi a suoli profondi. Il sottobosco è per lo più dominato dal pungitopo (<i>Ruscus aculeatus</i> L.) e dal corniolo (<i>Cornus mas</i> L.), associati a seconda degli ambienti a brugo (<i>Calluna vulgaris</i> Hull.) o nocciolo (<i>Corylus avellana</i> L.)
				3.1.1.4.2	castagneti neutrofilo su scisti marnosi - castagneti da frutto di modesta statura, con contemporanea presenza di polloni del ceduo, spesso circoscritti agli avvallamenti più freschi. Frequente l'invasione del carpino nero (<i>Ostrya carpinifolia</i> Scop.) e del cerro (<i>Quercus cerris</i> L.)
				3.1.1.4.3	castagneti dell'Italia meridionale - boschi a dominio del castagno (<i>Castanea sativa</i> , Mill.), subentrati in ambienti mesofili e in suoli acidi a <i>Physospermo verticillati- Quercetum cerridis</i> (Aita et al., 1977). La flora associata è scarsa e comunque tipica dell'associazione dei querceti a <i>Physospermum verticillatum</i> , con particolare presenza di esemplari di cerro (<i>Quercus cerris</i> L.) e roverella (<i>Quercus pubescens</i> Willd.). Tali formazioni sono riferibili alla sottoalleanza <i>Ptilostemono strictii-Quercenion cerridis</i> Bonin et Gamisans 1976
			3.1.1.5	3.1.1.5.1	faggeta mesofila a carice - faggeta delle zone meno fertili e più aride ove predomina <i>Carex alba</i> Scop.) e in misura minore <i>Carex montana</i> L. e <i>Carex digitata</i> L.) a formare uno strato erbaceo di solito ben sviluppato. Ricca presenza di arbusti, come ligustro (<i>Ligustrum vulgare</i> L.), viburno (<i>Viburnum lantana</i> L.) e pero corvino (<i>Amelanchier ovalis</i> Medicus).
				3.1.1.5.2	Faggete a dentaria a cinque foglie - faggeta delle zone più fertili, con copertura arborea più fitta che rende lo strato erbaceo e arbustivo più limitato. Si può rinvenire <i>Arum maculatum</i> L., <i>Cardamine heptaphyllos</i> (Vill.) Schulz var. <i>intermedia</i> Schulz, <i>Cardamine bulbifera</i> (L.) Crantz e <i>Cardamine enneaphyllos</i> (L.) Crantz
				3.1.1.5.3	faggete a sesleria - boschi di faggio di bassa quota, generalmente inferiore ai 1 m s.l.m., di modesta fertilità e di statura media. Diffusi sui versanti ripidi e con prevalenza di affioramenti rocciosi, su substrati arenacei con intercalazioni di scisti argillosi. Sovente consociati con carpino nero (<i>Ostrya carpinifolia</i> Scop.), cerro (<i>Quercus cerris</i> L.), castagno (<i>Castanea sativa</i> Miller) e talvolta aceri (<i>Acer</i> sp.pl.). Queste faggete, spesso su suoli impoveriti per gli intensi sfruttamenti di ceduzione del passato, mostrano fenomeni di degradazione. Sono comprese anche le faggete a densità irregolare, di bassa statura e con polloni contorti, che si ritrovano alle quote maggiori dove la morfologia è più aspra, in un ambiente climatico limite per il faggio, soprattutto per l'azione vento
				3.1.1.5.4	Faggete ad agrifoglio - comprende l'associazione finale stabile, tipica di suoli calcarei, dell' <i>Aquifolio-Fagetum</i> Gentile 1969 a dominanza di faggio (<i>Fagus sylvatica</i> L.). Si tratta di boschi radi che consentono lo sviluppo di un vigoroso sottobosco, la cui specie caratteristica è l'agrifoglio (<i>Ilex aquifolium</i> L.), affiancata al tasso (<i>Taxus baccata</i> L.) e alla dafne laureola (<i>Daphne laureola</i> L.)
				3.1.1.5.5	faggete a campanula - comprende l'associazione finale stabile dell' <i>Asyneumati-Fagetum</i> Gentile, 1964 della fascia superiore dell'Appennino meridionale da 15 a 19 m s.l.m.. La specie arborea prevalente è il faggio (<i>Fagus sylvatica</i> , L.), associato ad un sottobosco a carattere prevalentemente erbaceo, le cui specie più significativa sono <i>Galium odoratum</i> (L) Scop. e <i>Campanula trichocalycina</i> Ten.

livelli					descrizione
I	II	III	IV	V	
3	3.1	3.1.1	3.1.1.6	3.1.1.6.1	pioppo-alneti planiziari - comprende pioppeti di pioppo ibrido (<i>Populus x euroamericana</i>) abbandonati e invasi da specie igrofile, tra le quali la prevalente è l'ontano nero (<i>Alnus glutinosa</i> L.)
				3.1.1.6.2	alneto-frassineti - bosco azonale delle aree planiziali umide contermini ai laghi, di ontano nero (<i>Alnus glutinosa</i> L.) e frassino maggiore (<i>Fraxinus excelsior</i> L.), a cui si associano farnia (<i>Quercus robur</i> L.), pioppo nero (<i>Populus nigra</i> L.), carpino bianco (<i>Carpinus betulus</i> L.), acero campestre (<i>Acer campestre</i> L.) e, talvolta, robinia (<i>Robinia pseudoacacia</i> L.). Il sottobosco è dominato dal nocciolo (<i>Corylus avellana</i> L.)
				3.1.1.6.3	pioppo-olmeti ripariali - formazioni di pioppo bianco (<i>Populus alba</i> L.), pioppo nero (<i>Populus nigra</i> L.), con olmo campestre (<i>Ulmus campestris</i> Auct.), ontano nero (<i>Alnus glutinosa</i> L.) Gaertn.) e salici (<i>Salix</i> sp.pl.)
				3.1.1.6.4	pioppeti di pioppo nero - piccoli boschi azonali di pioppo nero (<i>Populus nigra</i> L.) delle stazioni depresse litoranee
				3.1.1.6.5	alneti ripariali - strisce di vegetazione che si insediano sugli alvei torrentizi in maniera discontinua. Frequente la consociazione fra nocciolo (<i>Corylus avellana</i> L.), ontano nero (<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertner) e pioppo bianco (<i>Populus alba</i> L.) e diverse specie di salice (<i>Salix</i> spp.)
			3.1.1.7	3.1.1.7.1	robinieti - boschi d'invasione a dominanza di robinia (<i>Robinia pseudoacacia</i> , L.). Le specie arboree e arbustive associate sono scarse, le più rappresentative sono il frassino maggiore (<i>Fraxinus excelsior</i> L.), la roverella (<i>Quercus pubescens</i> Willd.), e il sambuco (<i>Sambucus nigra</i> L.)
		3.1.2	3.1.2.1	3.1.2.1.1	boschi di pino d'Aleppo - pinete naturali o artificiali, per lo più pure, di pino d'Aleppo (<i>Pinus halepensis</i> Mill.), su suoli o affioramenti calcarei, corrispondenti al <i>Pistacio-Pinetum halepensis</i> De Marco et al., 1984. Dove la densità è minore il sottobosco è costituito da una macchia a lentisco (<i>Oleo-Lentiscetum</i> ; Br.-Bl. et Renè Mol., 1951)
				3.1.2.1.2	rimboschimenti di pino d'Aleppo - pinete artificiali a Pino d'Aleppo (<i>Pinus halepensis</i> Mill.) su dune consolidate
				3.1.2.1.3	rimboschimenti di pino domestico - pinete artificiali a Pino domestico (<i>Pinus pinea</i> L.)
			3.1.2.2	3.1.2.2.1	rimboschimenti di pino nero - formazioni pure di pino nero (<i>Pinus nigra</i> Arn.), derivate da rimboschimenti su suoli degradati nella fascia dei boschi a latifoglie mesofite
				3.1.2.2.3	rimboschimenti di pino nero e pino silvestre - rimboschimenti di piccole entità a prevalenza di pino nero (<i>Pinus nigra</i> Arn.) e pino silvestre (<i>Pinus sylvestris</i> L.), associati a varie specie di cedri (<i>Cedrus</i> sp. pl.)
		3.1.2	3.1.1.2	3.1.2.2.4	pinete di pino laricio - boschi pionieri degli entisuoli e inceptisuoli silicei costituiti da fustaie di pino laricio (<i>Pinus laricio</i> L.), che, generalmente, vegeta in purezza. Sono riconducibili all'associazione <i>Hypochoeridi- Pinetum laricionis</i> Bonin, 1978. Nullo o scarso il sottobosco, costituito per lo più da specie adatte a substrati acidi (<i>Astragalus calabricus</i> Fischer, <i>Anthemis triumphettii</i> All., <i>Genista sagittalis</i> L.)
			3.1.2.3	3.1.2.3.1	rimboschimenti di abete bianco
				3.1.2.3.2	rimboschimenti di abete rosso
			3.1.2.4		boschi di larice e pino cembro
			3.1.2.5	3.1.2.5.1	rimboschimenti di pino strobo
				3.1.2.5.2	rimboschimenti di douglasia o cedri
				3.1.2.5.3	altri rimboschimenti di conifere - rimboschimenti di diverse specie ed età, generalmente puri, di pino insignie, cipressi americani, ecc.
		3.1.3			boschi misti di conifere e latifoglie
	3.2	3.2.1	3.2.1.1		praterie aride calcaree
			3.2.1.2		praterie aride silicicole
			3.2.1.3		praterie alpine e subalpine
			3.2.1.4		praterie mesofile

livelli					descrizione
I	II	III	IV	V	
3	3.2	3.2.2	3.2.2.1	3.2.2.1.1	arbusteti subalpini a rododendro e ontano verde - comprende cespuglieti a rododendro irsuto (<i>Rhododendron hirsutum</i> L.) sugli affioramenti di roccia calcarea, spesso accompagnato da erica (<i>Erica carnea</i> L.) nell'associazione <i>Rhododendretum hirsuti</i> Lüdi 1921 e cespuglieti a rododendro (<i>Rhododendron ferrugineum</i> L.) su suoli più profondi e acidi, insieme a mirtillo nero (<i>Vaccinium myrtillus</i> L.) e mirtillo rosso (<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.) nell'associazione <i>Vaccinio-Rhododendretum ferruginei</i> Br.-Bl. 1927. Su suoli profondi freschi, piuttosto ricchi di azoto, è diffuso l'ontano verde (<i>Alnus viridis</i> L.) a formare popolamenti quasi chiusi
				3.2.2.1.2	arbusteti a Pino mugo (<i>Pinus mugo</i> Turra) dei substrati silicei e calcarei
			3.2.2.2	3.2.2.2.1	ginepreti a ginepro comune - arbusteti con cespugli di ginepro comune (<i>Juniperus communis</i> L.) con copertura maggiore del 2%, su praterie xeromorfe tenute a raso dal pascolamento ancora intenso. Frequente la consociazione con arbusti del pruneto e con la ginestra odorosa (<i>Spartium junceum</i> L.)
				3.2.2.2.2	pruneti - arbusteti decidui termofili con pruno (<i>Prunus spinosa</i> L.), biancospino (<i>Crataegus monogyna</i> Jacq), pero mandorlino (<i>Pyrus amygdaliformis</i> Vill.)
			3.2.2.3	3.2.2.3.1	ginestreti - arbusteti a netta prevalenza di ginestra odorosa (<i>Spartium junceum</i> L.) con altre specie dei pruneti
		3.2.3	3.2.3.1	3.2.3.1.1	macchia a fillirea e lentisco - macchia termofila di fillirea media (<i>Phyllirea media</i> L.), e lentisco (<i>Pistacia lentiscus</i> L.), con olivello selvatico (<i>Olea oleaster</i> Hoffm. et. Link.). Talora con ginestra spinosa (<i>Calicotome spinosa</i> Link)
				3.2.3.1.2	macchia a lentisco - macchia termofila, su entisuoli e inceptisuoli calcarei, a prevalenza di lentisco (<i>Pistacia lentiscus</i> L.), corrispondente all' <i>Oleo-Lentiscetum</i> (Br-Bl. et R. Molinier, 1951). Raramente del tipo "macchia alta" con il lentisco arborecente, più frequentemente degradata al tipo "macchia bassa" con il lentisco ad ampi cuscini. In ambienti dove il suolo è più profondo, al lentisco si associano l'oleastro (<i>Olea europea</i> var. <i>oleaster</i> DC.), la fillirea (<i>Phillyrea latifolia</i> L.), la ginestra spinosa (<i>Calicotome spinosa</i> L.), l'alaterno (<i>Ramnus alaternus</i> L.) e il biancospino (<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.); in ambienti rupestri e più caldi, al lentisco si associano il ginepro fenicio (<i>Juniperus phoenicea</i> L.) e l'euforbia arborecente (<i>Euphorbia dendroides</i> L.)
				3.2.3.1.3	macchia a lentisco e palma nana - macchia termofila litorale (<i>Pistacio-Chamaeropetum humilis</i> Brullo, Marcenò, 1984), su sedimenti, entisuoli e inceptisuoli sabbiosi, a prevalenza di lentisco (<i>Pistacia lentiscus</i> , L.), associato alla palma nana (<i>Chamaerops humilis</i> , L.), all'euforbia arborecente (<i>Euphorbia dendroides</i> L.), all'oleastro (<i>Olea europea</i> var. <i>oleaster</i> DC.)
				3.2.3.1.4	macchia a leccio - macchia alta derivata dalla degradazione primaria o secondaria della lecceta. Caratterizzata dal leccio (<i>Quercus ilex</i> , L.) arborecente associato ad arbusti sclerofilli (<i>Pistacia lentiscus</i> L.; <i>Phillyrea latifolia</i> L.; <i>Ramnus alaternus</i> L.) <i>Viburno-Quercetum ilicis</i> (Br.-Bl. 1936) Rivas-Martínez 1975
			3.2.3.2	3.2.3.2.1	gariga a lentisco - gariga derivata dalla degradazione dell' <i>Oleo-Lentiscetum</i> (Br-Bl. et R. Molinier, 1951), con presenza di notevoli spazi aperti (densità max del 4% di copertura) a terofite
				3.2.3.2.2	gariga a rosmarino e cisto - gariga su entisuoli e inceptisuoli calcareo-silicei, rocciosi o pietrosi, a prevalenza di cisto di Montpellier (<i>Cistus monspeliensis</i> L.) e rosmarino (<i>Rosmarinus officinalis</i> L.), associati al ginepro coccolone (<i>Juniperus oxycedrus</i> subsp. <i>macrocarpa</i> Sibth. e Sm.), al lentisco (<i>Pistacia lentiscus</i> L.) e alla fillirea (<i>Phillyrea latifolia</i> L.)
				3.2.3.2.3	gariga a lentisco e palma nana - gariga derivata dalla degradazione del <i>Pistacio-Chamaeropetum humilis</i> Brullo, Marcenò, 1984, con presenza di notevoli spazi aperti (densità max del 4% di copertura) a terofite

livelli					descrizione		
I	II	III	IV	V			
3	3.3	3.3.1	3.3.1.1		vegetazione psammofila litorale - comprende le associazioni pioniere delle sabbie e dune marine. Dal mare verso l'interno: <i>Salsola kali-Cakiletum maritimae</i> Costa et Manz. 1981, corr Riv.-Mart. et al. 1992 caratterizzato dalla presenza di <i>Salsola kali</i> , L., <i>Euphorbia paralias</i> L. e <i>Cakile maritima</i> Scop.; <i>Echinophoro spinosae - Elymetum farcti</i> J. Géhu 1988 a prevalenza di <i>Elytrigia juncea</i> (L.) Nevski, associata a <i>Sporobolus pungens</i> Kunth. e ad <i>Otanthus maritimus</i> (L.) Hoffmanns. et Link su sabbie ricche di cloruro di sodio e sulle dune più vicine alla riva; <i>Echinophoro spinosae - Ammophiletum arundinaceae</i> (Br.-Bl. 1933) J.M. Géhu, Riv.-Mart. et R.Tx. 1972 in Géhu et al. 1984 a prevalenza di <i>Ammophila arenaria</i> (L.) Link, associato a <i>Medicago marina</i> L., <i>Echinophora spinosa</i> L., <i>Silene nicaeensis</i> All., sia su dune mobili sia su quelle più alte e consolidate		
			3.3.2		rocce nude, falesie, rupi e affioramenti		
			3.3.3	3.3.3.1		vegetazione rupicola a potentille - l'associazione rupicola maggiormente rappresentata è il <i>Potentilletum caulescentis</i> Aichinger 1933, diffuso soprattutto sulle rupi a microclima asciutto. Nelle rupi più assolate sono presenti specie più xerofile come <i>Saxifraga tombeanensis</i> Boiss., <i>Hieracium amplexicaule</i> L., <i>Leontodon incanus</i> Schrank e <i>Bupleurum petraeum</i> , mentre le esposizioni più ombrose ospitano specie più mesofile come <i>Physoplexis comosa</i> (L.) Schur.	
			3.3.4			aree percorse da incendi	
			3.3.5			ghiacciai e nevi perenni	
4	4.1	4.1.1			zone umide interne		
			4.1.2	4.1.2.1		canneti a fragmite - vegetazione degli ambienti umidi fluviali e lacustri, caratterizzata dalla dominanza della canna di palude (<i>Pragmites australis</i> Cav.) trin.	
			4.2	4.2.1	4.2.1.1		canneti a Imperata cilindrica - comprende l'associazione <i>Imperato-Junceum tommasinii</i> Brullo, Furnari, 1976) tipica dei terreni salsi e delle bassure retrodunali, caratterizzata dalla dominanza di <i>Imperata cylindrica</i> L. e <i>Juncus acutus</i> ssp. <i>tommasinii</i> Parl., associati a <i>Daucus carota</i> ssp. <i>maritimus</i> Lam., <i>Plantago crassifolia</i> Forsk., <i>Erianthus ravennae</i> (L.) Beauv., <i>Holoschoenus australis</i> (L.) Rchb.
					4.2.2		saline
					4.2.3		zone intertidiali
5	5.1	5.1.1	5.1.1.1		fiumi		
			5.1.1.2		torrenti		
			5.1.1.3		canali artificiali		
		5.1.2	5.1.2.1		laghi naturali		
			5.1.2.2		laghi artificiali		
		5.2	5.2.1		lagune		
	5.2.2			estuari			
	5.2.3			mari			

CAPITOLO 3. ANALISI A LIVELLO AZIENDALE

Giulio Lazzerini, Concetta Vazzana

3.1 Il sistema aziendale, la sua sostenibilità e la biodiversità

Il termine biodiversità è la contrazione della parola “diversità biologica” ed identifica una tematica complessa che copre molti aspetti della variabilità biologica. Nell’uso comune la parola biodiversità è spesso impiegata per descrivere tutte le specie che vivono in una particolare area. Se consideriamo questa area alla sua scala più ampia - il mondo intero - allora la biodiversità viene intesa come “la vita sulla terra”. Dobbiamo analizzare la biodiversità a tre diversi livelli, ossia dobbiamo considerare:

- *la diversità genetica*, che è la combinazione dei differenti geni trovati all’interno di una popolazione di una singola specie, e la variabilità trovata nelle differenti popolazioni della stessa specie;
- *la diversità specifica*, che è la varietà e l’abbondanza delle diverse specie di organismi che popolano una determinata area. Un ettaro di foresta tropicale umida contiene molte più specie che non la stessa area in un ambiente agricolo temperato;
- *la diversità ecosistemica*, che comprende la varietà di habitat che sono presenti all’interno di una regione o il mosaico di ecosistemi che vanno a formare un determinato paesaggio.

Dalla biodiversità naturale provengono tutte le piante e gli animali presenti nel mondo agricolo; nel loro complesso esse formano l’agrobiodiversità.

Biodiversità o della diversità biologica (Convenzione sulla Diversità Biologica, 1992)

si intende la “varietà tra gli organismi viventi di ogni origine includendo, fra gli altri, quelli di tipo terrestre, marino e di altri ecosistemi acquatici nonché dei complessi ecologici dei quali fanno parte. E’ inclusa la diversità all’interno di una stessa specie, cioè del corredo genetico delle specie, nonché tra specie e la diversità degli ecosistemi”.

Agrobiodiversità (FAO, 1999)

la varietà e variabilità di animali, piante, microrganismi sulla terra che sono importanti per il cibo e l’agricoltura e che risultano dalle interazioni tra ambiente, risorse genetiche e pratiche culturali e gestionali usate dagli agricoltori.

Agrobiodiversità (OECD, 2001)

La agrobiodiversità viene distinta in tre livelli:

Livello 1: agrobiodiversità genetica ENTRO SPECIE (colture, bestiame, genotipi selvatici affini);

Livello 2: agrobiodiversità specifica TRA SPECIE (numero e tipo di popolazioni di specie selvatiche che vivono nell’agroecosistema);

Livello 3: agrobiodiversità di habitat DEGLI ECOSISTEMI (habitat comprendenti popolazioni di interesse agricolo o comunità dipendenti dall’agroecosistema).

Agrobiodiversità (Büchs, 2003)

La agrobiodiversità è la ricchezza di varietà, razze, forme di vita e genotipi, nonché la presenza di diverse tipologie di habitat, di elementi strutturali (siepi, stagni, rocce, ecc.), di colture agrarie e modalità di gestione del paesaggio.

Le colture utilizzate nel mondo agricolo derivano da specie selvatiche che sono state modificate attraverso la domesticazione, il miglioramento genetico selettivo, l'ibridizzazione e, attualmente, l'ingegneria genetica. La maggior parte dei centri di biodiversità che ancora rimangono nel mondo sono caratterizzati da popolazioni di diverse ed adattabili razze locali e di parenti selvatici (wild relatives) delle specie coltivate che rappresentano una importante risorsa per il miglioramento della produzione agricola. Rispetto alla biodiversità totale (tra i 5 e i 50 milioni di specie viventi), l'agrobiodiversità comprende 10000 specie commestibili. Tra queste solo 100 specie costituiscono il 90% del cibo usato dall'uomo e 20 rappresentano le colture maggiormente coltivate a scala globale.

Il valore dell'agrobiodiversità è ancora poco compreso nella sua interezza. La maggior parte dei paesi la riconduce alla necessità di mantenere la presenza di variabilità genetica nel mondo agricolo e quindi si sono intraprese azioni per cercare soprattutto di arginare i fenomeni di erosione genetica organizzando la conservazione *ex situ* (in banche del germoplasma) e più recentemente *in situ* (localmente nei centri di origine delle principali colture, in parchi, in aziende sperimentali, ecc.) del materiale genetico autoctono.

Molto minore è la consapevolezza dei molti e diversi servizi ecologici che la biodiversità svolge in agricoltura. Oltre ad aver fornito piante ed animali di enorme importanza per il mondo agricolo, la biodiversità prende parte attiva a molti processi ecologici, che vanno ben oltre la produzione di cibo, fibre, combustibili, reddito per l'agricoltore. Si possono fare a questo riguardo moltissimi esempi: il riciclo degli elementi nutritivi, il controllo del microclima locale, la regolazione dei processi idrologici locali, la regolazione dell'abbondanza degli organismi nocivi, la detossificazione da prodotti chimici inquinanti.

I destini dell'agricoltura e della biodiversità sono strettamente intrecciati: promuovere una agricoltura sostenibile è possibile se ci si pone l'obiettivo di preservare alcuni degli habitat naturali esistenti, assicurando in tal modo la disponibilità di servizi ecologici all'agricoltura. Il mantenimento e l'incremento della agrobiodiversità consentono quindi un uso migliore delle risorse naturali e portano alla stabilità dell'agroecosistema.

3.1.1 Sostenibilità e biodiversità dell'agroecosistema

Le minacce nei confronti della biodiversità non possono considerarsi estranee agli interessi di chi si occupa di agricoltura. L'agricoltura ha determinato nel tempo una semplificazione strutturale degli ambienti, sostituendo alla biodiversità naturale degli ecosistemi un numero limitato di piante coltivate e di animali domestici (Andow, 1983).

L'attività agricola intesa come risultato dell'utilizzo economico del territorio determina di fatto la creazione di paesaggi agrari omogenei, una perdita di habitat, la scomparsa di specie selvatiche, l'erosione genetica di specie preziose.

Questo processo di semplificazione colturale, che nella sua espressione estrema si concretizza con la monocoltura, ha determinato a livello mondiale la coltivazione di sole 12 specie da granella, 23 orticole, 35 da frutto (Fowler e Mooney, 1990). Questo contrasta con la presenza di oltre 100 specie arboree che si ritrovano solitamente in un ettaro di foresta pluviale tropicale (Myers, 1984).

La monocoltura, che nel breve periodo porta vantaggi economici, nel lungo periodo crea condizioni di estrema vulnerabilità associata ad eccessiva uniformità genetica. La storia ci ricorda vicende drammatiche legate all'uniformità genetica: il collasso della produzione di patata in Irlanda dove nel 1845 era presente una sola varietà, particolarmente suscettibile alla peronospora (*Phytophtho-*

ra infestants); l'effetto devastante della fillossera (*Viteus vitifolii*) che nel XIX secolo in Francia eliminò 4 milioni di ettari di vitigni caratterizzati da notevole uniformità genetica. La recente espansione della monocoltura di mais e soia transgenici, che ha riguardato soprattutto le produzioni intensive, rappresenta l'esempio più recente di estrema semplificazione genetica, che rende le produzioni agricole moderne sempre più vulnerabili. La semplificazione della biodiversità produce un agroecosistema che necessita di un costante apporto di input da parte dell'uomo (Altieri, 1995):

- la preparazione di sementi commerciali e il trapianto meccanizzato prendono il posto dei metodi naturali di dispersione del seme;
- l'utilizzo di fitofarmaci per il controllo delle popolazioni di infestanti, insetti, patogeni;
- la manipolazione genetica si sostituisce ai processi naturali di evoluzione e selezione delle piante;
- il processo di decomposizione è alterato, perché alla base della produzione vegetale e per il mantenimento della fertilità ci sono i fertilizzanti di sintesi, anziché il riciclo degli elementi nutritivi;
- la moltiplicazione di interventi agrochimici e meccanici atti ad esaltare le produzioni vegetali.

Non tutti i sistemi di coltivazione attualmente attivi nel mondo agricolo si comportano allo stesso modo, ovvero non tutti portano ad una semplificazione importante della biodiversità. I processi produttivi che si avvicinano ai modelli ecologici naturali certamente godono di una maggiore sostenibilità ambientale. Tecnicamente è necessario definire sistemi agricoli multifunzionali che rispondano al mantenimento della biodiversità puntando alla protezione delle piante dalle avversità, al miglioramento della fertilità del suolo, all'integrazione delle coltivazioni erbacee con quelle arboree, delle aree coltivate con quelle non coltivate, ed all'integrazione delle coltivazioni con l'allevamento (Altieri et al., 2003). In tali sistemi di gestione aziendale vengono stimolati sinergismi in grado di sostenere le rese, sfruttando le risorse interne (per mezzo del ciclo degli elementi nutritivi e della sostanza organica) e le relazioni trofiche tra piante ed insetti, favorendo il controllo biologico degli organismi dannosi.

Poiché nei sistemi agricoli sostenibili chi coltiva la terra possiede per tradizione una profonda conoscenza della biodiversità e delle sue componenti, sarebbe auspicabile che questo sapere venisse integrato in schemi di innovazione agricola tesi a conciliare la tutela delle risorse di un territorio rurale con il suo sviluppo (Altieri e Hecht, 1991).

Un esempio di agricoltura sostenibile che integra nel processo produttivo la biodiversità è il metodo di produzione biologico che adotta un complesso di pratiche di gestione dell'agroecosistema che sono positive nei confronti della diversità, rispetto all'agricoltura convenzionale (Hole et al., 2005). Questa agricoltura viene definita "biologica" in quanto adotta tecniche che escludono l'impiego di prodotti chimici di sintesi, di semi o piante geneticamente modificati, e l'adozione di sistemi di forzatura delle produzioni agricole-alimentari, nel rispetto della naturalità e della stagionalità di ogni regione produttiva. Con questo tipo di agricoltura si propone inoltre di utilizzare nel miglior modo possibile le energie rinnovabili e di valorizzare al massimo le risorse territoriali, ambientali e naturali. Molti studi, condotti sull'agricoltura biologica, dimostrano come questa condizioni favorevolmente la biodiversità nelle sue diverse componenti (Tabella 3.1).

Tabella 3.1: Numero di studi sull'effetto dell'agricoltura biologica sulla biodiversità (Hole et al., 2005)

Taxon	Effetto positivo	Effetto Negativo	Effetto Indifferente/misto	Totale
Uccelli	7		2	9
Mammiferi	2			2
Farfalle	1		1	2
Ragni	7		3	10
Lombrichi	7	2	4	13
Coleotteri	13	5	3	21
Altri artropodi	7	1	2	10
Piante	13		2	15
Microfauna suolo	9		8	17
Totale	66	8	25	99

Legenda: i numeri riportati per i diversi taxa rappresentano il numero di studi con effetto positivo, negativo o indifferente.

Molto interessanti sono i risultati di una sperimentazione di lungo periodo condotta dall'Istituto di ricerca svizzero FiBL (Mader et al., 2003) relativi ad un periodo di 21 anni di ricerca. Le principali relazioni risultanti tra la fertilità del suolo e la biodiversità sono di seguito riportate:

- fertilità del suolo: nel biologico la maggiore biodiversità (batteri, funghi, protozoi, alghe), permette una maggiore mineralizzazione della sostanza organica e costruzione di humus stabile ed una maggiore disponibilità di sostanze nutritive;
- varietà di specie: la presenza negli appezzamenti biologici di ampia varietà di specie rende le colture più resistenti alle avversità biotiche ed abiotiche (Tabella 3.2).

Tabella 3.2: Effetto dell'agricoltura biologica e biodinamica sulla biodiversità (Mader et al., 2003)

Metodo di gestione	Numero di specie per appezzamento		
	Piante spontanee ('88-'91)	Carabidi ('88-'91)	Lombrichi ('90-'92)
Biodinamico	11	38	7
Biologico	9	35	8
Convenzionale	1	32	6

3.1.2 La biodiversità pianificata e associata

Il grado di biodiversità negli agroecosistemi dipende da una serie di fattori riconducibili alla varietà della vegetazione dentro e intorno al sistema, alla durata delle diverse colture adottate, all'intensità della gestione ed al grado di isolamento delle aree coltivate dalla vegetazione spontanea (Southwood e Way, 1970). La agrobiodiversità può essere suddivisa in tre componenti (biota) fondamentali, distinte per il ruolo funzionale che svolgono (Swift e Anderson, 1993):

- *biota produttivo* (dipende dalle scelte dell'agricoltore in relazione alle colture e a quanto riguarda la produzione);
- *biota risorsa* (comprende gli organismi utili per il controllo biologico naturale, per la decomposizione della sostanza organica, ecc.);
- *biota distruttivo* (costituito dalle erbe infestanti, dagli insetti dannosi, dai patogeni).

Vandermeer e Perfecto (1995) guardano alla diversità da un diverso punto di vista e ne descrivono due componenti: la *biodiversità pianificata* e la *biodiversità associata*. La prima comprende le colture e gli allevamenti che l'agricoltore ha introdotto nell'agroecosistema ed eventuali infrastrutture utili alla produzione e quindi riguarda la componente strutturale della biodiversità (distribuzione spaziale delle colture, boschi, siepi, bordi campo, fasce inerbite, ecc.). La seconda comprende la flora e la fauna del terreno e della vegetazione che colonizzano l'agroecosistema dagli ambienti circostanti. Le relazioni che intercorrono tra le due componenti sono riportate in figura 3.1. La biodiversità pianificata ha una relazione sia diretta con il funzionamento dell'agroecosistema (regolazione dei fitofagi, riciclo elementi nutritivi, ecc.), che indiretta in quanto influenza la biodiversità associata (Altieri et al., 2003).

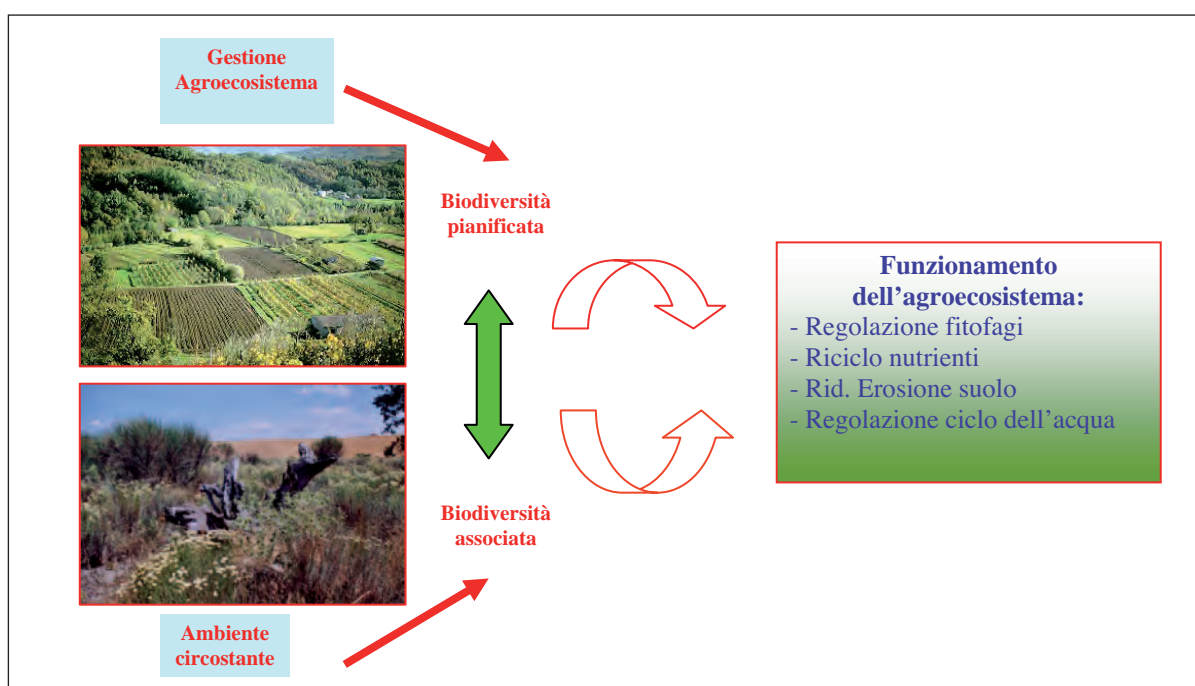


Figura 3.1: Le componenti della biodiversità (modificata da Vandermeer e Perfecto, 1995)

Il raggiungimento del funzionamento ottimale dell'agroecosistema dipende dal grado di interazione tra le varie componenti biotiche, che si traducono in servizi ecologici, importanti nel mantenere la sostenibilità dell'agroecosistema (Figura 3.2).

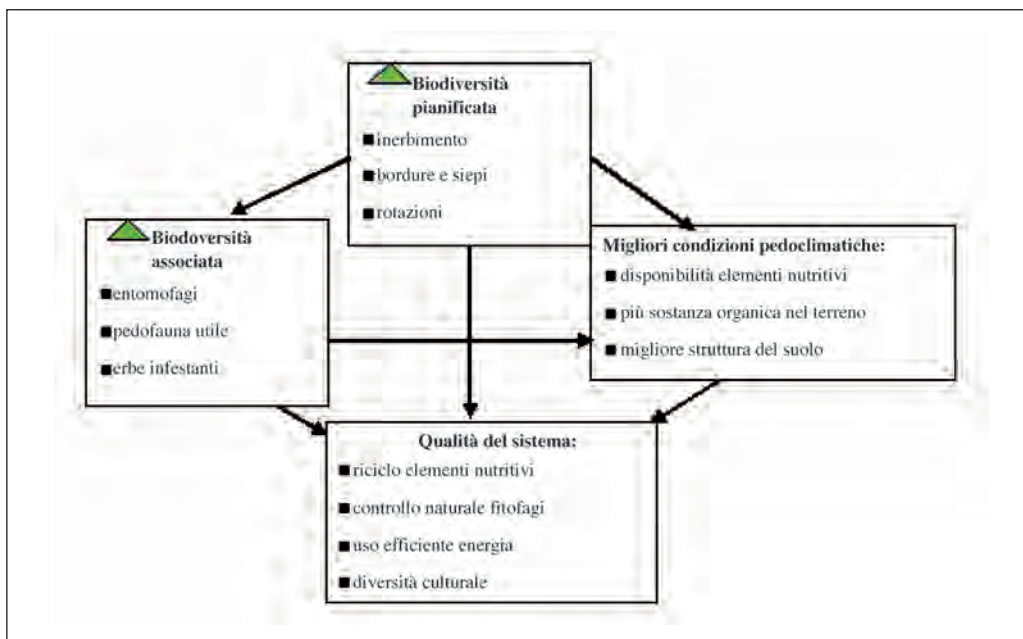


Figura 3.2: Interazioni tra le componenti della biodiversità (modificato da Gliessman, 1999)

Le interazioni biotiche condizionano positivamente la fertilità e la conservazione del suolo ed il controllo dei fitofagi. Per riuscire a sfruttare tali interazioni è necessario, oltre che una corretta progettazione e gestione dell'agroecosistema, avere la conoscenza delle relazioni funzionali tra i diversi organismi presenti a livello aziendale (i microrganismi, le piante, gli insetti, ecc.) (Figura 3.3).

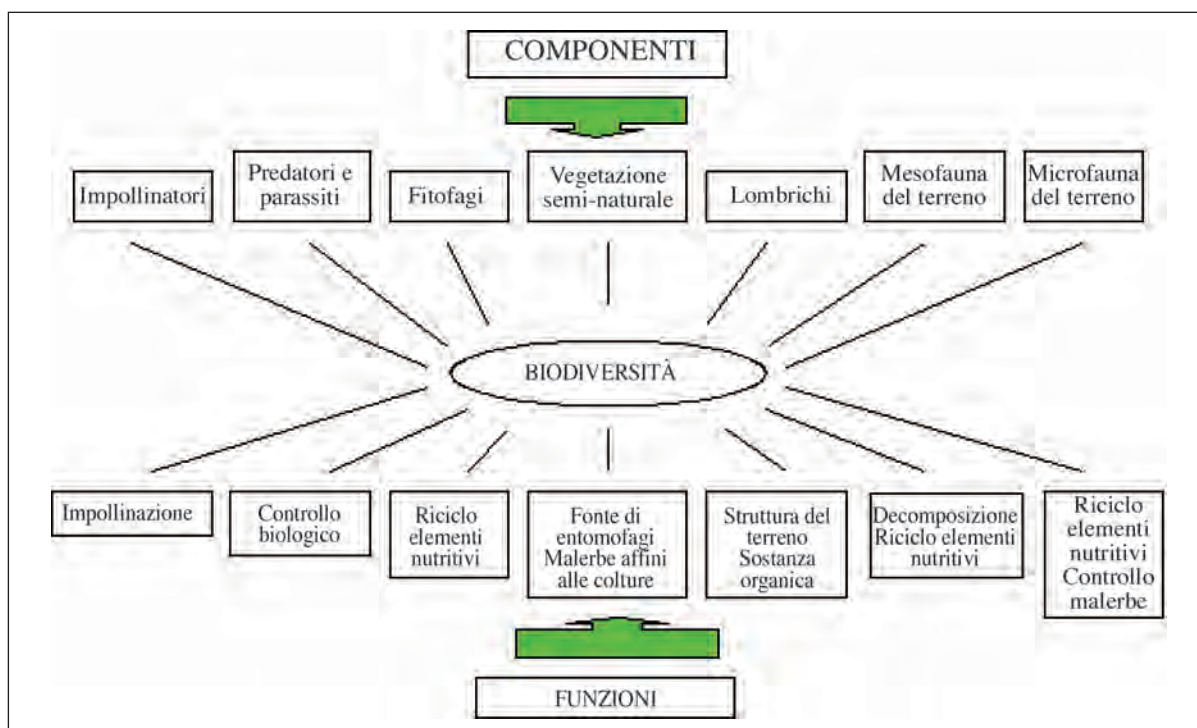


Figura 3.3: Relazione tra componenti e funzioni della biodiversità (modificato da Altieri, 1991a)

L'agricoltore prendendo le decisioni gestionali tecnico-economiche a livello aziendale agisce sulla biodiversità pianificata, per esempio impostando una certa rotazione, con la distribuzione spaziale delle colture nei diversi appezzamenti aziendali, con la conservazione e manutenzione delle infrastrutture ecologiche presenti. La biodiversità associata è il risultato delle interazioni fra la gestione aziendale e il contesto pedoclimatico nel quale l'azienda si inserisce.

Poiché le componenti produttive sono direttamente legate al modo con il quale l'agricoltore valuta e misura la produttività dell'agroecosistema nel breve tempo, le componenti non produttive giocano un ruolo chiave nel funzionamento dell'agroecosistema stesso e quindi nella sua sostenibilità e produttività di lungo periodo. Il grado di intensivizzazione della gestione aziendale ha un effetto positivo o negativo sulla biodiversità associata. Questo è ben rappresentato dalla figura 3.4 nella quale vengono rappresentati i possibili scenari. Come si vede gli effetti della gestione sulla biodiversità possono essere assai diversi: lo scenario I indica come all'aumento del livello di intensivizzazione si riduce drasticamente la biodiversità associata; lo scenario II prevede invece un forte effetto di riduzione della biodiversità solo al massimo grado di intensivizzazione; gli scenari III e IV sono intermedi. Il modo esatto in cui la biodiversità associata viene influenzata da quella pianificata è una questione ancora aperta: probabilmente questa azione varia a seconda del tipo di agroecosistema, dalla sua gestione e dai taxa utilizzati come bioindicatori (Vandermeer et al., 1998).

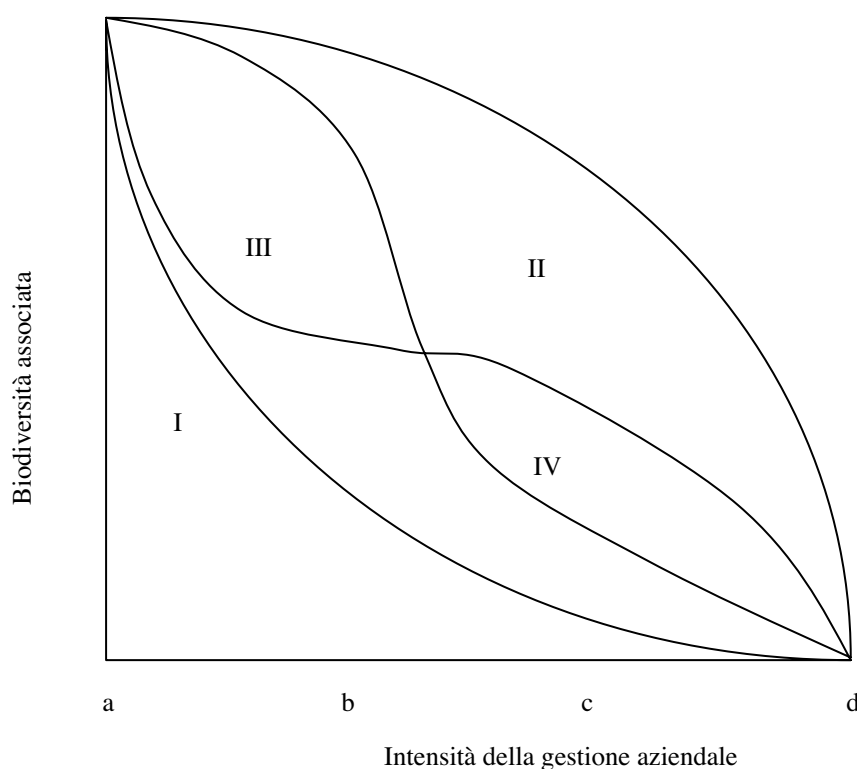


Figura 3.4: Possibili scenari di intensivizzazione della gestione aziendale sulla biodiversità associata (modificato da Vandermeer et al., 1998)

Le lettere indicano il grado di intensivizzazione: a - sistema naturale, b – gestione biologica, c – gestione a basso uso di input, d – gestione ad elevato uso di input; i numeri romani indicano lo scenario degli effetti del diverso tipo di gestione sulla biodiversità.

In letteratura sono riportati numerosi studi sull'effetto della biodiversità pianificata su quella associata (misurata come diversità di specie): nel caso dei vertebrati (Mellink, 1991; Perfecto et al., 1996; Pain e Pienkowski, 1997); degli artropodi (Perfecto et al., 1996; Perfecto et al., 1997; Perfecto e Vandermeer, 1994; Perfecto e Snelling, 1994; Hawksworth, 1991; Lefeuvre, 1992; Crossley et al., 1992; Dennis e Fry, 1992; Paoletti e Pimentel, 1992; Kim, 1994; Burel e Baudry, 1995; Black e Okwakol, 1997); dei microrganismi del suolo (Hawksworth, 1991; Olembo e Hawksworth, 1991; Anderson et al., 1992; Pimbert e Rajan, 1993); dei lombrichi (Fragoso et al., 1997); delle piante spontanee (Van der Maesen, 1993; Pimbert e Rajan, 1993; Losch et al., 1994; Chacon e Gliessman, 1982). Inoltre molti studi sulla comparazione fra metodi diversi di gestione (biologico rispetto al convenzionale) come ad es. in Migliorini e Vazzana, 2007; Vazzana e Lazzerini, 2006; Lazzerini et al., 2007, dimostrano, nella maggior parte dei casi, un effetto positivo della biodiversità pianificata su quella associata (Paoletti et al., 1992; Gall e Orians, 1992; Ryan e Stark, 1992; Vandermeer, 1996; Hole et al., 2005).

La biodiversità associata è composta spesso da organismi che sono ritenuti nocivi per l'attività agricola in quanto possono entrare in competizione con le colture per importanti fattori produttivi o possono arrecare danni diretti alle colture. Un aspetto importante è, quindi, considerare come la biodiversità associata venga percepita dall'agricoltore (Tabella 3.3). Sono possibili diversi atteggiamenti:

- a) l'agricoltore ne considera solo gli aspetti negativi ed i possibili rischi per la produzione e preferisce eliminare tutto ciò che non costituisce prodotto utilizzabile;
- b) l'agricoltore la tollera sebbene non gli dia nessun valore diretto;
- c) l'agricoltore conserva spontaneamente, ad esempio, le specie erbacee che non considera solo "infestanti", ma cui attribuisce un valore ecologico sapendo che ospitano insetti ed altri animali importanti per il controllo biologico.

Tabella 3.3: Opzione diverse di gestione della biodiversità associata da parte dell'agricoltore (Williams et al., 2001)

Cosa fa l'agricoltore per la biodiversità associata	Come si comporta?	Che valore dà alla biodiversità associata
a) La rimuove	Controllo delle infestanti	Negativa
b) La tollera	Non fa niente	Indifferente
c) La incoraggia	Favorisce la dispersione delle specie	Intermedia
d) La gestisce attivamente	Semina, trapianta, propaga le specie erbacee	Alta

3.1.3 I sistemi di gestione e la biodiversità

Le aziende agricole si diversificano per aspetti di tipo strutturale e gestionale, per cui possiamo avere agroecosistemi semplificati e dipendenti da elevati input esterni (ad esempio la frutticoltura intensiva) oppure agroecosistemi complessi e a basso input (come ad esempio le policolture tradizio-

nali); questi ultimi traggono vantaggi maggiori dai processi ecologici associati ad una elevata biodiversità (*conservation agriculture*) (Figura 3.5).

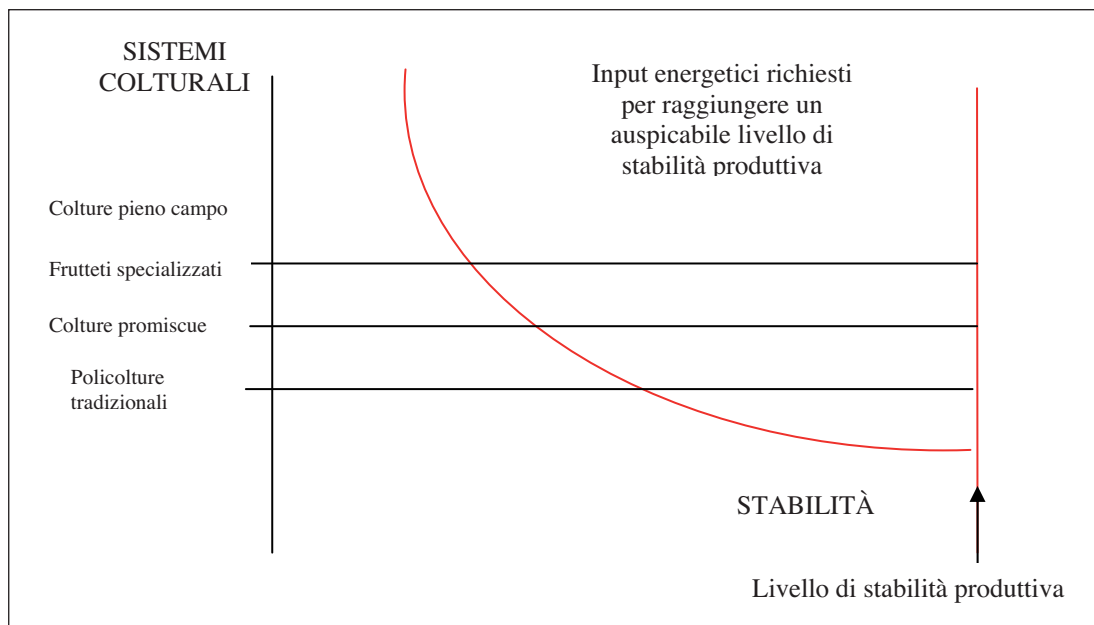


Figura 3.5: Input energetici necessari al mantenimento della stabilità produttiva (modificata da Altieri, 1987)

Ogni agroecosistema è caratterizzato da un forte dinamismo spazio-temporale, in funzione di fattori ambientali, socio-economici, biologici e colturali, da cui deriva l'eterogeneità dei diversi territori rurali. Per questo motivo una delle principali sfide con la quale attualmente gli agroecologi e gli agricoltori si confrontano è l'identificazione delle pratiche agricole aventi effetti positivi sulla biodiversità, sia a livello di appezzamento aziendale, che di paesaggio agricolo (Figura 3.6).

Si è ormai consapevoli che le lavorazioni profonde dei suoli, la pratica di monocoltura e/o monosuccessione, l'uso di erbicidi chimici e di pesticidi, in generale causano nel tempo una perdita significativa di biodiversità nelle sue diverse forme; al contrario l'adozione di sistemi di agricoltura a basso input di chimica e l'adozione di lavorazioni più superficiali, le rotazioni colturali, l'uso dei sovesci o delle consociazioni favoriscono sistemi stabili ad elevata biodiversità.

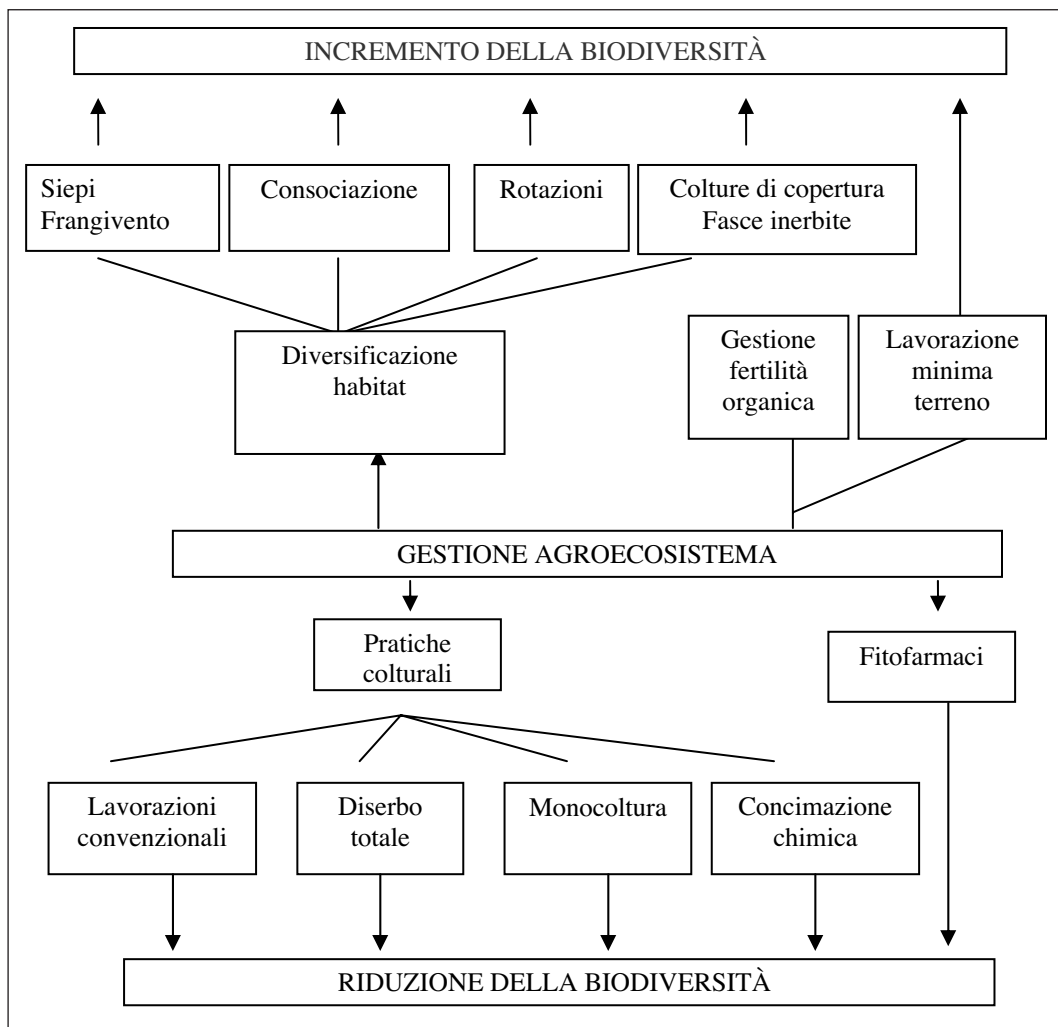


Figura 3.6: Effetti dei sistemi di gestione e delle pratiche colturali sulla biodiversità (modificato da Altieri et al., 2003)

Per questo la conservazione della produttività di lungo periodo in sistemi agricoli sostenibili è possibile mediante (Pretty, 1995):

- l'ottimizzazione dell'uso delle risorse locali disponibili, sfruttando al massimo le potenzialità aziendali;
- l'utilizzo di input rinnovabili rispetto ad input extra aziendali non rinnovabili;
- il miglioramento delle connessioni tra scelte colturali, potenziale produttivo, e limiti ambientali di clima e paesaggio;
- l'utilizzazione di conoscenze e pratiche locali.

Ma è necessario considerare che uno strumento irrinunciabile per implementare e conservare la sostenibilità in agricoltura è la valorizzazione e la conservazione della biodiversità nei sistemi naturali ed antropizzati.

Tale diversità può essere incrementata nel tempo tramite avvicendamenti e rotazioni colturali, e nello spazio mediante colture di copertura, consociazioni, sistemi misti agroforestali con allevamento di bestiame e gestendo la vegetazione esterna all'area coltivata (margini di campo, fasce inerbite, siepi, boschi, ecc.).

Il primo passo necessario per definire i corretti criteri di gestione di un agroecosistema è quello di individuare le sue cause di instabilità e quindi di malfunzionamento e i fattori di criticità in funzione delle sue componenti.

Il secondo passo è quello di favorire le pratiche colturali capaci di ottimizzare i processi chiave dell'agroecosistema, responsabili della sua corretta gestione (Tabella 3.4).

Tabella 3.4: Scelte di corretta gestione dell'agroecosistema (modificato da Altieri et al., 2003)

Scelte che conducono alla salute dell'agroecosistema	Interventi per potenziare la regolazione dell'agroecosistema
Potenziamento delle difese naturali (controllo biologico naturale fitofagi dannosi)	Aumento della biodiversità specifica e genetica delle piante nel tempo e nello spazio
Riduzione tossicità ambientale mediante eliminazione agrochimici	Promozione della biodiversità funzionale
Ottimizzazione funzioni metaboliche (decomposizione sostanza organica e riciclo elementi nutritivi)	Incremento dell'accumulo di sostanza organica e dell'attività biologica del suolo
Equilibrio sistemi regolatori (cicli biogeochimici, equilibrio idrico, flusso di energia)	Incremento della copertura del terreno e della capacità di competizione delle colture
Conservazione e rigenerazione risorse (acqua, suolo, biodiversità, paesaggio)	Eliminazione input chimici tossici

Altro aspetto importante è quello di identificare il tipo di biodiversità che a livello di agroecosistema è importante mantenere o incrementare, in modo da mettere in atto pratiche colturali idonee a promuovere proprio le componenti di biodiversità desiderate (biodiversità funzionale).

Biodiversità funzionale (modificata da Noss, 1990)

È la condizione ecosistemica che consente l'integrazione dei componenti e dei processi necessari al mantenimento dell'agroecosistema.

Agrobiodiversità funzionale (Pearce e Moran, 1994)

Per agrobiodiversità funzionale si intende l'abbondanza relativa di organismi che esprimono diverse funzioni.

Agrobiodiversità funzionale (Clergue et al., 2005)

Vengono individuati tre aspetti: - para-agrobiodiversità (agrobiodiversità funzionale), come la diversità degli organismi viventi indirettamente utili per la produzione; - agrobiodiversità (senso stretto) come la diversità di organismi viventi direttamente utili per la produzione; - biodiversità extra-agricola, come la biodiversità presente nell'agroecosistema non correlata alla produzione.

Alcune pratiche agricole possono migliorare la biodiversità funzionale ed altre possono peggiorarla, l'obiettivo è quello di adottare le pratiche gestionali che hanno effetto positivo sulla salute e sulla sostenibilità dell'agroecosistema.

Il miglioramento delle condizioni fisiche, chimiche e biologiche del terreno, che deriva dalla dotazione di sostanza organica e dai microrganismi del suolo, determina una maggiore capacità di resistenza e tolleranza di una coltura dall'attacco di fitofagi e di malattie. Condizioni di squilibri nutri-

zionali, come eccessi di fertilizzazioni azotate, riducono la resistenza delle piante all'attacco dei fitofagi (maggiore suscettività verso afidi e cicaline). E' quindi importante considerare, oltre alla biodiversificazione delle colture (margini di campo, fasce inerbite, consociazioni, siepi, ecc.) anche l'apporto di sostanza organica, mediante letame, compost e residui colturali, che determina benefici nel controllo biologico delle malattie per mezzo di antagonisti.

Per progettare agroecosistemi sostenibili e biodiversi si possono schematizzare alcune strategie ecologiche fondamentali (Figura 3.7):

- l'incremento di biodiversità delle specie, al fine di sfruttare le risorse disponibili, di proteggere dalle avversità biotiche e di favorire la crescita delle piante coltivate;
- l'introduzione di piante perenni che garantiscono una continua copertura e protezione del suolo;
- l'introduzione di un maggese, per recuperare la fertilità del suolo, mediante meccanismi biologici;
- l'aumento degli apporti di sostanza organica al terreno, introducendo piante che producono abbondante biomassa;
- l'incremento della diversità del paesaggio, creando un insieme di agroecosistemi, rappresentanti i diversi stadi di una successione ecologica.

3.1.4 Effetto delle pratiche colturali sulle componenti della biodiversità a livello aziendale

Uno degli aspetti che meglio evidenzia il ruolo delle pratiche agricole sulle componenti della biodiversità è senza dubbio quello relativo al controllo dei predatori e delle malattie delle piante coltivate.

L'instabilità degli agroecosistemi che si è manifestata negli anni recenti con il peggioramento dei problemi legati alla presenza di insetti nocivi, è legata alla espansione di sistemi agricoli intensivi a spese della vegetazione naturale con perdita di habitat per molte specie utili per l'agricoltura. Più le comunità vegetali sono semplificate per andare incontro ad una agricoltura tecnologica, più insufficiente è l'autoregolazione del sistema colturale. Maggiore è la diversificazione, maggiori sono i legami trofici interni che si sviluppano per garantire maggiore stabilità alle comunità dei diversi organismi.

La recente ricerca ha impostato alcuni percorsi di studio per chiarire le relazioni trofiche esistenti tra piante, fitofagi e loro regolatori:

- studi sulle interazioni coltura/piante spontanee/insetti: sperimentalmente si è dimostrato che le erbe spontanee influiscono positivamente sulla presenza dei regolatori dei fitofagi (Altieri et al., 1977);
- dinamica di popolazione degli insetti in colture annuali: esistono prove evidenti che nella policoltura ci sono meno fitofagi che nella monocoltura, perché è possibile garantire una continuità spazio/temporale delle fonti di cibo e la creazione di microhabitat (Tahvanainen e Root, 1972);
- fitofagi in sistemi colturali perenni: è stato chiarito come i frutteti con inerbimento permanente sono attaccati in misura minore rispetto a frutteti non inerbiti (Altieri e Schmidt, 1985);
- gli effetti della vegetazione adiacente: la vegetazione spontanea adiacente ai campi coltivati rappresenta una fonte di cibo alternativo e rifugio per gli entomofagi, i quali tendono a diffondersi poi all'interno dei campi (Altieri e Schmidt, 1986b).

In sintesi gli agroecosistemi che potenzialmente risultano più protetti dall'attacco dei fitofagi mostrano le seguenti caratteristiche:

- alta diversificazione colturale nel tempo e nello spazio;
- presenza di rotazioni colturali più lunghe;
- riduzione della dimensione degli appezzamenti;
- presenza di colture poliennali all'interno dell'azienda;
- alta densità di coltura o presenza di livelli tollerabili di flora infestante;
- allargamento della variabilità genetica a livello aziendale (ad es. varietà diverse della stessa coltura).

Il dibattito relativo all'assunzione "maggiore diversità = maggiore stabilità" è andato avanti per anni nella comunità scientifica. La maggior parte delle pubblicazioni prodotte dimostrano che le specie erbivore di insetti si trovano più abbondanti nelle monocolture, sistemi meno diversificati dal punto di vista vegetazionale, rispetto alle policolture che offrono maggiore stabilità per la continua disponibilità di risorse di cibo e di microhabitat (Figura 3.7).

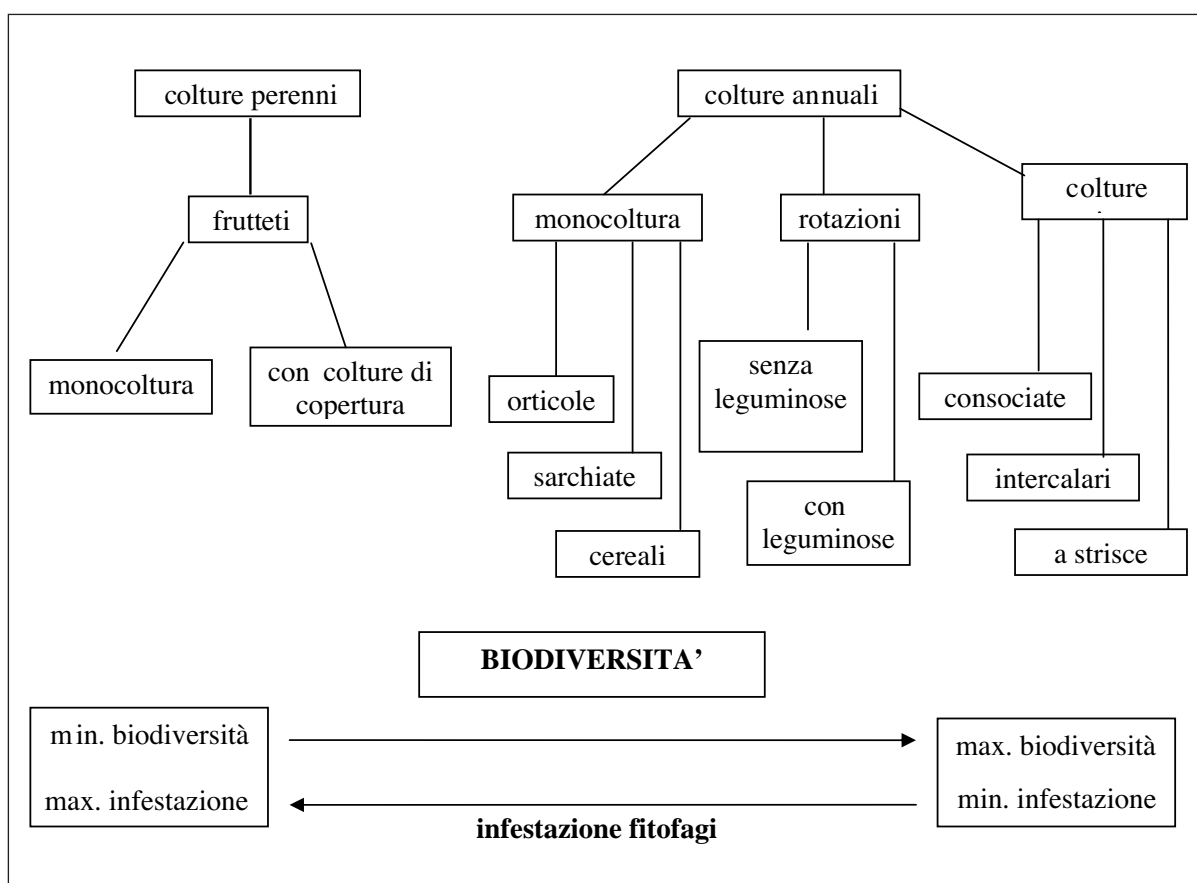


Figura 3.7: Strategie di diversificazione di un agroecosistema moderno (modificato da Altieri et al., 2003)

Negli agroecosistemi diversificati è possibile aumentare la densità di popolazioni entomofaghe e migliorarne l'efficacia, introducendo e modificando alcuni elementi di biodiversità, che condizionano il rapporto tra preda e suo predatore (Van den Bosch e Telford, 1964; Altieri e Letourneau, 1982; Powell, 1986). Per mantenere un costante equilibrio tra fitofagi ed entomofagi al fine di garantire il mantenimento nel tempo delle popolazioni utili si possono fornire ai predatori utili prede/ospiti alternativi in periodi di scarsità del fitofago; cibo sottoforma di polline e nettare; rifugio per la nidificazione e lo svernamento. Una appropriata gestione dell'insieme di fattori che condizionano positivamente la presenza del-

l'antagonista, dovrebbe permettere al predatore di colonizzare l'habitat coltivato prima della comparsa del fitofago dannoso (Andow e Risch, 1985).

Per assicurare un rapporto equilibrato tra fitofago ed entomofago, è necessario intervenire, alle diverse scale (appezzamento, azienda, paesaggio agrario), sulla dimensione dei campi, sulla composizione della vegetazione e sull'isolamento dell'appezzamento. Questi aspetti influiscono sul grado di immigrazione/emigrazione e sul tempo di permanenza di un antagonista nell'agroecosistema, in modo da garantire il controllo naturale del fitofago.

La diversificazione messa in atto deve essere volta ad ottenere effetti ecologici utili nel contesto dei vincoli produttivi e socioeconomici dell'agroecosistema.

Gli studi che sono stati portati avanti sulle interazioni cultura-infestante-insetti nelle produzioni erbacee indicano che le erbe infestanti presenti all'interno di una coltura o negli appezzamenti adiacenti (biodiversità associata) hanno una importante funzione ecologica poiché supportano un complesso di artropodi molto utili nella lotta ai nemici delle colture con il risultato di ridurre considerevolmente l'uso di input esterni per la protezione della produzione agricola.

Ne consegue la necessità di una appropriata gestione della biodiversità vegetale in modo che possa essere contenuto lo sviluppo dei fitofagi, impedendo la loro interferenza negativa con le piante coltivate e con le pratiche colturali. Operando con tecniche colturali che favoriscono una buona copertura del terreno da parte della coltura, è possibile spostare l'equilibrio tra coltura e piante infestanti in maniera da contenere l'azione dei fitofagi, ma non compromettere la produzione. Le infestanti che favoriscono la presenza di predatori e parassitoidi, dovrebbero essere mantenute sul terreno ma sempre entro densità ragionevoli, e questo si può ottenere: adottando consociazioni, usando colture di copertura, riducendo la distanza tra le file della coltura, utilizzando la tecnica della pacciamatura, effettuando specifiche lavorazioni e se necessario diserbandando, ma solo in periodi specifici.

Nelle colture arboree riveste importanza fondamentale la gestione della copertura del suolo: i frutteti, ad esempio, in cui si mantiene una ricca flora sotto chioma soffrono molto meno di attacchi di fitofagi (maggior numero di predatori e parassitoidi presenti), rispetto a frutteti in cui il suolo è mantenuto privo di vegetazione. Nei terreni in pendenza la copertura del suolo, oltre ad avere un effetto sulla sanità della coltura, permette il controllo dell'erosione e quindi impedisce la perdita di sostanza organica e quindi di fertilità del suolo (Figura 3.8)

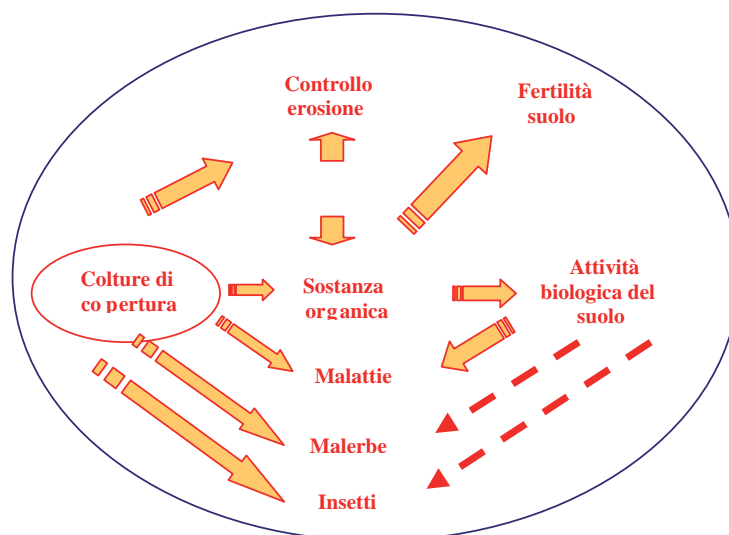


Figura 3.8: Corretta gestione dell'agroecosistema al fine di prevenire il danno da fitofagi (modificato da Altieri et al., 2003)

La presenza di aree non coltivate all'interno di un agroecosistema è un altro aspetto fondamentale che condiziona le coltivazioni per effetto degli interscambi tra comunità di organismi, materiali ed energia. Rabb (1978) immagina l'agroecosistema come un mosaico sufficientemente grande che comprende campi a colture annuali e perenni, frutteti, piantagioni arboree, pascoli, campi a maggese, macchie di bosco, incolti, vegetazione presente ai margini dei campi, zone umide. Diversi studi indicano che il contesto vegetazionale in cui un determinato campo coltivato è inserito, influenza il tipo, la quantità e il tempo di arrivo dei fitofagi e dei relativi entomofagi.

L'ordine di grandezza dell'habitat (pianta, campo, paesaggio), la sua transitabilità, la dimensione, la forma e il grado d'isolamento dell'appezzamento, la presenza di vegetazione naturale o appositamente inserita, sono fattori che condizionano gli spostamenti individuali della fauna (Fry, 1995). L'aggiunta di strisce inerbite e gestite dall'agricoltore come infrastruttura ecologica a divisione degli appezzamenti è pratica ampiamente applicata nei sistemi di agricoltura basata sui principi dell'ecologia (Figura 3.9).

Al posto della vegetazione spontanea in alcuni casi si possono utilizzare strisce di specie erbacee attrattive (es. erba medica) nei confronti di insetti fitofagi (ad es. i miridi che danneggiano diverse colture ortive) mantenendoli lontani dalle colture che potrebbero attaccare. In questo modo si diminuisce il danno senza far ricorso a prodotti chimici. Oppure si può scegliere una opportuna miscela di specie nella striscia per aumentare la presenza dei nemici naturali degli insetti erbivori e quindi contenere la perdita produttiva.



Figura 3.9: Striscia inerbita artificialmente

3.2 Valutazione della biodiversità: il livello aziendale

L'azienda risulta il livello di organizzazione fondamentale nella gerarchia degli agroecosistemi, è infatti il risultato della mutua interazione tra le caratteristiche naturali e seminaturali a livello territoriale e le attività e le scelte gestionali dell'agricoltore. Ogni agricoltore ha a che fare con la specifica struttura offertagli dallo scenario che lo circonda (appezzamenti, clima, infrastrutture, mercato, ecc.) nel quale egli disegna la organizzazione e gestione aziendale. Da questa interazione fra le scelte dell'agricoltore e i territori in cui opera, deriva un'ampia varietà di ambienti agricoli e culturali, che nel complesso determinano la qualità del paesaggio e dell'ambiente più in generale. Ogni territorio rurale è poi il risultato delle variazioni locali di clima, suolo, relazioni economiche, struttura sociale. L'utilità di identificare l'azienda come unità funzionale all'interno dell'agroecosistema (Caporali, 2003) ci permette di:

- organizzare la struttura in relazione alle funzioni (produttive, rispetto dell'ambiente);
- evidenziare le interazioni all'interno del contesto socio-economico;
- definire le politiche agricole per orientare lo sviluppo dell'intero sistema agricolo.

L'analisi della biodiversità, correlata alla gestione agricola, deve rientrare in una visione di tipo olistico e di sistema, volta a prendere in considerazione simultaneamente e integralmente tutti i processi ecologici e produttivi che possono influenzare lo stato di un agroecosistema.

Le unità funzionali all'indagine della biodiversità a livello aziendale sono tre (Figura 3.10):

- bordo dell'appezzamento: cioè la parte periferica del campo coltivato che può essere costituito da strutture più o meno complesse (una siepe, una staccionata, un muro, un argine con vegetazione erbacea, associata con un fosso, canale, corso d'acqua). Esse hanno una funzione di infrastrutture ecologiche;
- appezzamento: unità minima dell'agroecosistema aziendale (unità agroecosistemica), sulla quale l'agricoltore decide il tipo di coltivazione, sceglie il tipo di gestione (controllo malattie e infestanti, fertilità del suolo, ecc.) e sul quale determina effetti positivi o negativi sulla flora e sulla fauna;
- azienda agricola: unità funzionale per una gestione sostenibile; a livello della quale l'agricoltore prende le decisioni e fa le scelte organizzative in funzione degli indirizzi tecnico-economici del territorio in cui opera e del contesto di politica economica generale.

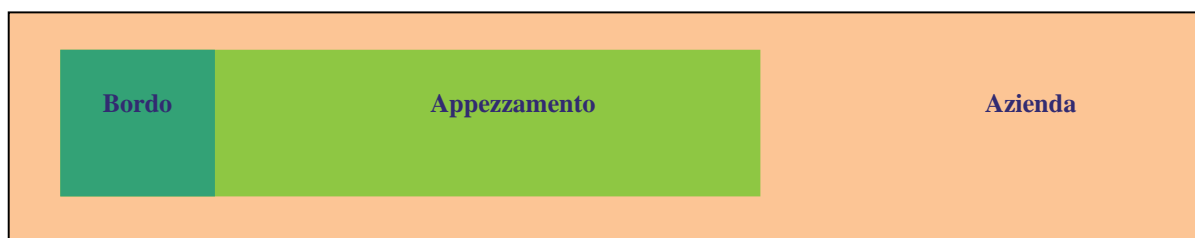


Figura 3.10: Le unità funzionali per l'analisi della biodiversità (modificato da IOBC, 2004)

Le infrastrutture ecologiche sono presenti a tutte e tre questi livelli. L'agricoltore deve tenere di conto di tutti questi livelli ai fini della loro gestione e pianificazione. Infrastruttura ecologica è ogni infrastruttura nell'azienda agricola o nel raggio di 150 m che abbia una valenza ecologica per l'azienda stessa (IOBC, 2004) (Figura 3.11).

Sono infrastrutture ecologiche le siepi, le strisce fiorite (*wildflower strip*), strisce di campo coltivato senza uso di pesticidi (*conservation headland*), le strisce inerbite seminate (*grass strip*), le aree ruderali, piccoli stagni, i muri a secco, le strade bianche, cumuli di sassi o di altro materiale. Oltre a queste aree semiselvatiche, anche quelle produttive, come i pascoli, i prati e i frutteti gestiti estensivamente e i campi a riposo, danno un contributo alla conservazione della biodiversità in azienda (Figura 3.12).

La superficie ottimale di aree semi-naturali all'interno dell'azienda agricola per mantenere un'adeguata biodiversità dovrebbe essere almeno del 15% (IOBC minimo 5%) (IOBC, 2004). Molti studi suggeriscono che almeno il 3-5% della superficie aziendale vada destinata per la conservazione della natura in azienda (Kabourakis, 1996; Smeding, 1994; Van Bol e Peeters, 1995; Vereijken, 1999).

La capacità delle infrastrutture ecologiche di aumentare la biodiversità dipende anche dal loro valore biologico, dalla loro distribuzione e dal loro collegamento con altre infrastrutture al di fuori dell'azienda.

Per garantire l'esistenza di una rete ecologica tra gli elementi naturali, come i corridoi ecologici e la successione di isolette ecologiche ("stepping stones"), non si dovrebbe concentrare la conservazione della natura in azienda in un unico punto, ma la si dovrebbe distribuire in modo sparso in tutta l'azienda. Le infrastrutture ecologiche contribuiscono all'autoregolazione del sistema agricolo:

- forniscono una fonte di cibo alternativo per numerosi insetti che quindi non attaccano le colture limitrofe;
- forniscono rifugio per insetti ed uccelli predatori che vanno a sostituire gli antiparassitari.

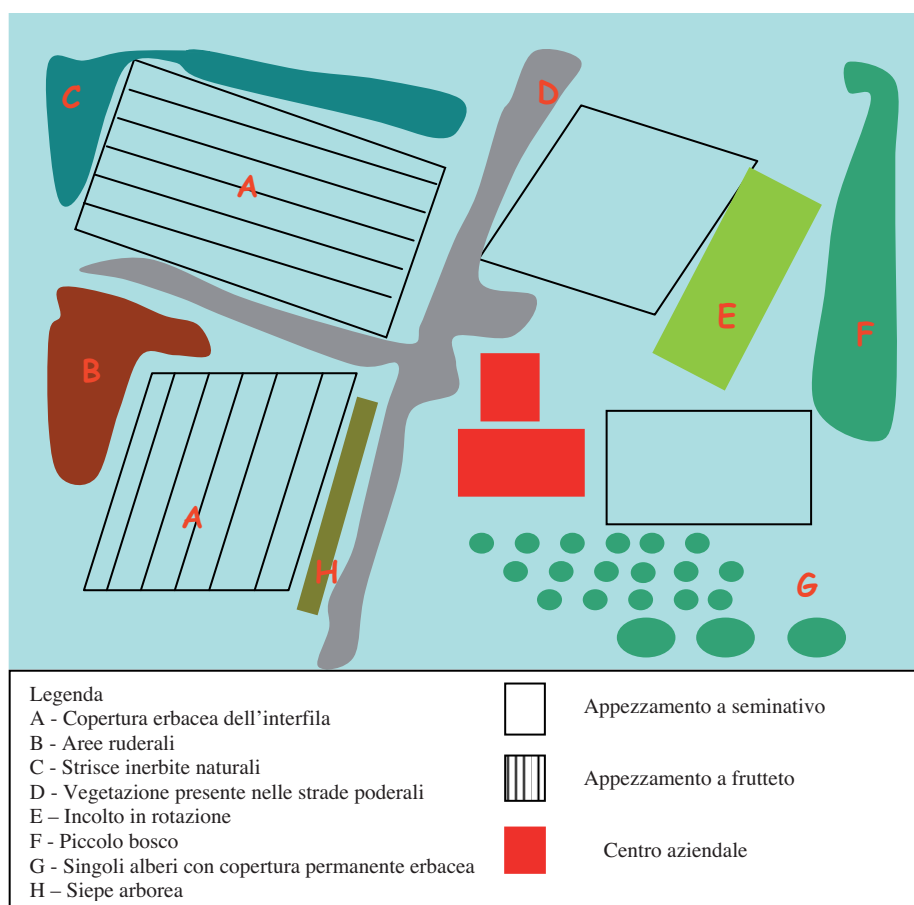


Figura 3.11: Rappresentazione spaziale delle infrastrutture ecologiche a livello aziendale



Figura 3.12: Le infrastrutture ecologiche a livello aziendale

Le diverse infrastrutture ecologiche hanno una azione di rifugio che cambia a seconda dell'habitat presente e delle specifiche relazioni trofiche (Tabella 3.5).

Tabella 3.5: Numero potenziale di specie che incrementano in funzione di habitat specifici (Water, 2000)

	Prati asciutti	Pascoli e incolti	Piccoli prati	Maggese e coltivati	Siepi e boschetti	Aree ghiaiose e fangose	Pozze e stagni	Muri a secco
Anfibi	2	9	11	7	7	8	21	8
Cavallette	66	30	26	8	27	31	0	0
Scarafaggi	194	90	85	88	87	311	5	3
Libellule	0	0	8	0	0	6	49	0
Rettili	11	10	4	5	13	14	4	15
Piccoli Mammiferi	42	49	38	30	71	26	27	29
Farfalle	171	108	64	21	100	85	0	7
Uccelli	67	81	58	71	100	54	28	24
Molluschi	55	55	50	13	79	89	53	39
Api	344	275	30	201	312	382	0	61
Totale	952	707	374	444	796	1006	187	186

La distanza ottimale tra due infrastrutture ecologiche varia a seconda della specie animale considerata, della sua taglia e dalla capacità di spostamento. La larghezza massima degli appezzamenti non dovrebbe comunque superare i 100 metri (IOBC, 2004) (Figura 3.13).



Figura 3.13: Distanze ecologiche (Tsheryshev, 2003; Baur et al., 1998)

Per ragioni di diversità ecologica e di controllo degli organismi nocivi, Smeding (1995) raccomanda una superficie massima per campo di 5 ettari e un rapporto tra larghezza e lunghezza di 0,8. Per campi più piccoli il rapporto può essere di 0,33. Schotman (1988) raccomanda 1.000-2.000 metri di formazioni lineari arboree ogni 25 ettari come rapporto ottimale per i margini dei campi per alcune specie ornitologiche comuni nei Paesi Bassi. Kabourakis (1996) per i paesi mediterranei rac-

comanda una superficie di infrastruttura ecologica pari al 4% della superficie coltivata negli oliveti di collina e pari all'8% negli oliveti di pianura. Il 15% di questa area deve essere costituita da elementi non lineari e l'85% da elementi lineari. Al fine di fornire l'habitat a svariati organismi utili, la vegetazione delle parti dell'azienda dedicate alla conservazione della natura dovrebbe essere alta almeno 30 cm durante l'inverno e 80 cm in estate (Smeding, 1995).

A livello internazionale molto interesse è rivolto alla gestione dei cosiddetti *field margin*. Secondo la definizione di Greaves e Marshall (1987) per "*field margin*" si intende la parte periferica del campo coltivato, cui è associata la striscia di margine interessata da habitat seminaturali (Figura 3.14). Il field margin è costituito dai seguenti elementi:

a) *Boundary* = bordo

La divisione tra due campi, oppure tra due differenti tipi di uso del suolo. Possono far parte del bordo: una siepe, una staccionata, un muro, un argine con vegetazione erbacea, associata con un fosso, un canale, un corso d'acqua.

b) *Margin strip* = striscia inerbita

La striscia inerbita è quella striscia se presente, tra il bordo del campo e la coltivazione. Può servire da accesso, può avere funzioni ambientali, agronomiche e ricreative. Può essere: una striscia inerbita artificialmente, una striscia di vegetazione naturale o seminata per gli uccelli, una striscia coltivata non seminata trattata o no con erbicidi, una striscia buffer.

c) *Crop edge* = primi metri di superficie coltivata

Può essere una superficie non trattata per i primi metri di coltivazione.

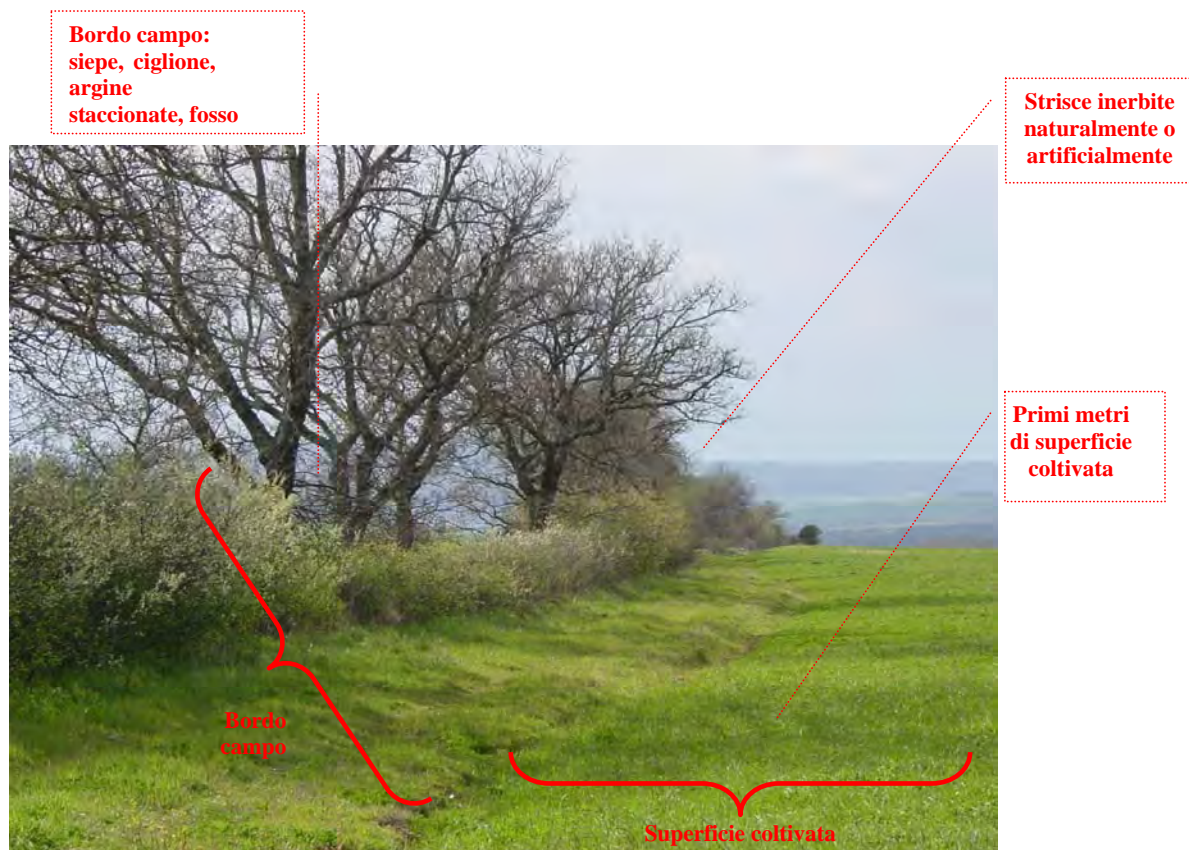


Figura 3.14: La struttura del field margin

Marshall (1993, 1995) individua il ruolo dei margini di campo e i fattori necessari per la loro progettazione in un sistema agricolo (Tabella 3.6).

Tabella 3.6: Ruolo e funzione potenziale dei margini di campo in un sistema di buona pratica agricola (Marshall, 1993)

Ruolo originario dei margini di campo	Ruolo attuale e funzioni potenziali dei margini di campo
Definire il perimetro del campo	Stabilità ecologica delle produzioni
Barriera per il passaggio di animali	Riduzione dell'uso dei pesticidi per effetto di una maggiore efficacia degli antagonisti naturali
Funzione di barriera protettiva	Aumento della presenza di insetti impollinatori
Protezione delle colture	Riduzione dell'uso di erbicidi per un minor ingresso di infestanti
Riduzione dell'erosione idrica e eolica	Riduzione dell'effetto deriva dei pesticidi
Non competere con le colture per luce, acqua e nutrienti	Riduzione dello scorrimento superficiale dei fertilizzanti e di altri inquinanti
Non permettere la diffusione di infestanti, infezioni e malattie	Riduzione dell'erosione del suolo
Favorire la presenza di piante e animali utili	Miglioramento della biodiversità e conservazione della fauna selvatica a livello aziendale
Funzionare da rifugio e corridoi per la fauna selvatica	Mantenimento della diversità del paesaggio
Rappresentare una fonte di frutti e legno	Mantenimento della selvaggina

3.2.1 Metodi, strumenti e fonti di informazione per la valutazione della biodiversità

Lo schema concettuale che può essere utilizzato per valutare la agrobiodiversità a livello aziendale prende in considerazione:

1. **Struttura:** a livello aziendale (*farm system*) che deriva dalla spazializzazione delle colture e delle tecniche colturali e dal loro cambiamento nel tempo (*crop system*). Le tipologie aziendali differenziate a livello territoriale definiscono sistemi aziendali diversi (*farming system*);
2. **Componenti:** riguardano sia la flora che la fauna dell'agroecosistema. Tali componenti permettono di identificare le relazioni tra la struttura agraria e le specie, alle quali si possono attribuire funzioni diverse (specie erbacee ed arboree, microrganismi del suolo azotofissatori, decompositori, lombrichi, artropodi utili, impollinatori, ecc.).

Quindi il primo passo che si deve fare per analizzare la biodiversità a livello aziendale è quello di conoscere e descrivere la sua **struttura** e le **componenti**.

Per indagare la agrobiodiversità di tipo **strutturale** è possibile utilizzare informazioni di facile rilevazione (Annuario statistico, Censimento dell'Agricoltura, indagini territoriali, uso di foto aeree), oppure affidarsi alle rilevazione aziendali.

Per l'analisi delle **componenti** floristica e faunistica invece è necessario effettuare un campionamento diretto a livello aziendale.

La rilevazione delle informazioni sia della struttura che delle componenti della biodiversità avviene quindi tramite:

- la definizione dell'ordinamento fondiario aziendale (appezzamenti, sistemazioni idraulico-agra-

- rie, infrastrutture ecologiche, etc.);
- la definizione dell'ordinamento colturale aziendale dell'anno in corso e degli anni precedenti tramite l'analisi dei processi produttivi aziendali con intervista diretta al conduttore aziendale;
 - la valutazione delle componenti della biodiversità.

La successione temporale delle rilevazioni da portare avanti in azienda è riportata nella seguente Tabella 3.7.

Tabella 3.7: Tempistica delle rilevazione aziendali (modificato da Lazzerini et al., 2001)

Tipo di Rilevazione	Modalità di rilevazione	Frequenza	Periodo
Struttura fondiaria aziendale: (appezzamenti, sistemazioni idraulico-agrarie, infrastrutture ecologiche, etc.)	Rilevazione diretta all'inizio dell'annata agraria	Una tantum Verifica annuale	Gennaio
Ordinamento colturale: processi produttivi aziendali	Rilevazione diretta all'inizio dell'annata agraria	Una tantum Verifica annuale	Gennaio
Componenti della biodiversità: della flora e della fauna (entomofauna)	Rilevazione diretta di campo della vegetazione	Una volta l'anno	Aprile - Giugno
	Rilevazione diretta di campo dell'entomofauna	Una volta ogni 15 giorni	Marzo - Luglio

Per portare avanti questo tipo di indagine sono necessari alcuni strumenti che, insieme alla fonti di informazioni necessarie alla rilevazione aziendale della biodiversità, sono riportati in Tabella 3.8.

Tabella 3.8: Gli strumenti e le fonti di informazioni per la rilevazione della biodiversità

Aspetto della biodiversità	Strumenti	Fonti di informazione
Struttura	PC per l'archiviazione dei dati	Cartografia aziendale (Carte uso del suolo, Carte di copertura del suolo, Carta catastale)
	Software per l'elaborazione statistica dei dati	Foto aeree
	Software ARCGIS Desktop: ArcView	Dati aziendali (ordinamento colturale, processi produttivi)
Componente erbacea	Quadrato di 0.25 m o 0.25 m di lato	Guida botanica per il riconoscimento delle infestanti; erbario
	Rotella metrica (20 m)	
Componente faunistica (metodo delle trappole a caduta)	Trivella	Guida riconoscimento insetti
	Contenitori di plastica 40 cc	Consulenza di esperti del settore
	Attrattivo (aceto)	
	Contenitori per la raccolta del materiale caduto nelle trappole	
Componente faunistica (metodo della falciatura della vegetazione erbacea)	Retino entomologico (38 cm Ø)	Guida riconoscimento insetti Consulenza di esperti del settore
Componente faunistica (metodo dell'aspirazione)	aspiratore pneumatico (D-vac) (modello STIHL sh-55)	Guida riconoscimento insetti Consulenza di esperti del settore

1. Analisi della biodiversità strutturale

Per l'analisi della biodiversità strutturale si tratta sostanzialmente di rilevare i seguenti elementi caratterizzanti il territorio aziendale, sulla cartografia in scala 1:10.000 e/o 1:5.000 (Figura 3.15):

- elementi areali (appezzamenti dove si svolgono i processi produttivi, aree non coltivate);
- elementi reticolari (siepi, sistemazioni, fossi, ecc.);
- elementi puntuali (alberi sparsi, macchie di bosco, piccoli specchi di acqua, ecc.).

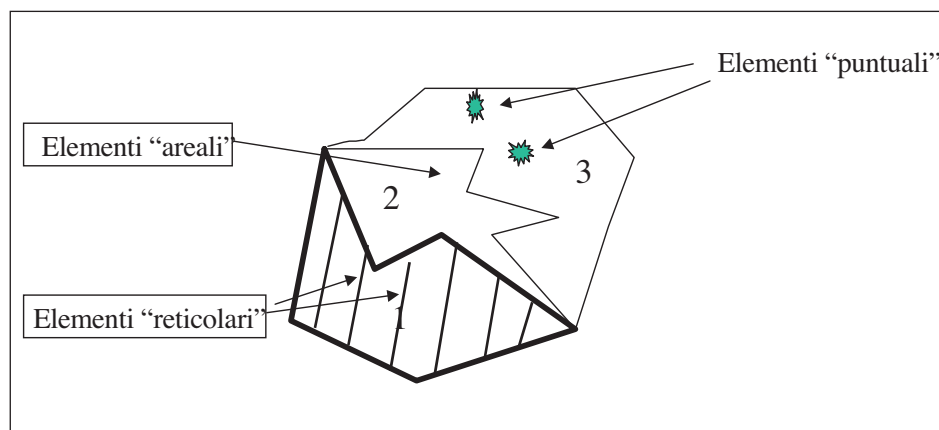


Figura 3.15: Schema di rilevazione della cartografia aziendale (da Lazzerini et al., 2001).

Nel caso in cui l'azienda mostri una notevole diversificazione con aree a diversa pendenza, diversa caratteristica del suolo, diversa disponibilità idrica, sarebbe opportuno identificare anche le aree omogenee.

2. Analisi delle componenti della biodiversità aziendale

Per quanto riguarda l'analisi della componente della biodiversità, bisogna per prima cosa decidere se si analizzano sia le componenti floristiche che quelle faunistiche e poi scegliere tra i metodi di campionamento disponibili quali possano essere utilizzati.

2.1. Analisi floristica

Per il campionamento delle specie erbacee e arboree possono essere utilizzati diversi metodi:

- *Il metodo dei lanci di Raunkiaer per l'analisi delle specie erbacee* (Cappelletti, 1976)

Consiste nell'effettuare una serie di lanci *at random* di una cornice di ferro di dimensioni fisse (quadrato di 0.50 m o 0.25 m) (Figura 3.16). La cornice andrà a posarsi sul suolo coperto di vegetazione e al suo interno viene ad essere rappresentato un campione della biodiversità vegetale esistente. Si deve procedere al riconoscimento delle specie presenti all'interno del quadrato, definendo per ogni specie il numero di individui. La precisione del metodo dipende dal numero di lanci che si effettueranno. Il numero di lanci dovrebbe teoricamente essere indefinito, cioè interrompersi solo nel momento in cui continuando a lanciare non si incontrano nuove specie. Si può però utilizzare una metodologia semplificata effettuando un numero di lanci fisso come proposto da Vazzana et al. (1997).

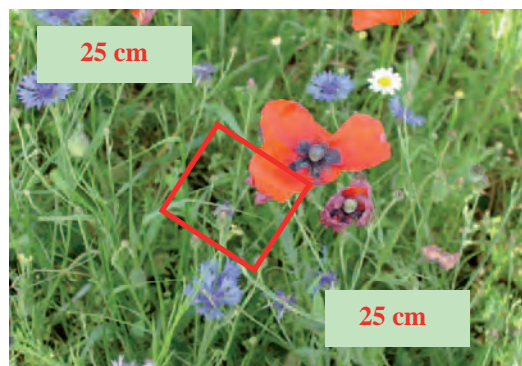


Figura 3.16: Quadro per il rilievo delle specie erbacee (25 cm x 25 cm)

- *Il metodo di Braun-Blanquet per l'analisi delle specie erbacee ed arboree* (Cappelletti, 1976; Braun-Blanquet, 1932; Pignatti (EDS) 2005)

Questo metodo consiste nella stima effettuata ad occhio della quantità rilevata (coefficiente di abbondanza-dominanza) delle diverse specie presenti sulla superficie del terreno. Con questo sistema non viene determinata la frequenza delle singole specie, ma la loro copertura valutata dal tecnico rilevatore in percentuale (esempi in Lazzerini et al., 2001; Pacini et al., 2003). E' un metodo che richiede esperienza ed una conoscenza abbastanza approfondita della flora spontanea che è presente nei diversi ambienti coltivati, in tutte le diverse fasi di sviluppo dalla plantula alla pianta adulta.

Il rilievo viene effettuato su una superficie minima (minimo areale) di almeno 50 mq (Figura 3.17), con almeno tre ripetizioni. Una volta fissata in campo la superficie su cui viene eseguito il rilievo, se ne inizia l'attenta osservazione floristica: in genere si cammina nelle diverse direzioni (lungo il perimetro, lungo le diagonali) e si annotano tutte le specie che si presentano in una scheda appositamente preparata (Scheda di rilevazione), attribuendo successivamente le percentuali di abbondanza e di copertura delle diverse specie. Il passo successivo è il passaggio dalle percentuali ai corrispettivi valori numerici attraverso la consultazione della apposita tabella (Tabella 3.9).

Tabella 3.9: Coefficienti di abbondanza - dominanza di Braun-Blanquet (modificata da Pignatti, 1953)

Coefficienti di abbondanza - dominanza	Valore di Braun Blanquet
Specie con copertura pari all'80-100%	5
Specie con copertura pari all'60 – 80%	4
Specie con copertura pari all'40- 60%	3
Specie con copertura pari all'20- 40%	2
Specie con copertura pari all'1- 20%	1
Copertura trascurabile (inferiore all'1 %)	(+)
Specie molto rare, rappresentate solo da pochi individui isolatissimi, con copertura non definibile	r



Figura 3.17: Superficie per il rilievo della copertura vegetale (50 m²)

Un rilievo di vegetazione ottenuto secondo il metodo di Braun-Blanquet è detto “rilievo fitosociologico”. Non si tratta di un campionamento casuale, ma l’approccio di campionamento tende, per ogni campione, alla descrizione completa della combinazione specifica che forma ogni fitocenosi. Il rilievo fitosociologico è un “campione completo” e teoricamente si realizza in modo tale da estendersi su di un’area che contenga una proporzione altamente significativa della combinazione specifica che forma la comunità vegetale. È stato dimostrato che nell’area minima (variabile secondo la forma di vegetazione, come mostra la tabella 3.10) è generalmente contenuto circa il 90% delle specie che formano l’intera fitocenosi.

Tabella 3.10: Valori approssimati di aree minime (in m²) per rilievi fitosociologici in diverse forme di vegetazione (Butler, 1986)

Tipologia vegetazione	Area minima di indagine (m ²)
Praterie	10-50
Prati falciabili	10-25
Macchia mediterranea	10-100
Arbusteti mesofili (siepi)	25-100
Steppe	50-100
Boschi decidui	100-500

- *Il metodo dell’analisi lineare per il riconoscimento delle specie erbacee* (Daget e Poissonet, 1969)

Consiste nel tracciare una teorica linea retta (transetto, Figura 3.18) con una rotella metrica posta sul terreno (misura standard lunghezza 20 m), lungo la quale, ad intervalli di 20 cm. vengono censite le specie presenti. Rispetto a questa misura standard Argenti et al. (2004) hanno definito una lunghezza diversa per il transetto (lungo 6.6 m) con il rilevamento di tutte le specie presenti a distanze prefissate di 20 cm.



Figura 3.18: Transetto posizionato sul terreno per il riconoscimento delle specie erbacee con il metodo dell'analisi lineare

Poiché può essere a volte difficile l'identificazione in campo di tutte le specie, ciascuna viene identificata con un numero e le specie incerte vengono prelevate, conservate opportunamente per poi procedere all'identificazione con la consultazione di manuali o erbari.

I diversi metodi di rilevamento vengono adottati in base al tipo di informazione che si desidera ricavare riguardo alla copertura vegetale. Se ciò che cerchiamo è una semplice ed efficace descrizione della vegetazione, e non sono necessarie valutazioni quantitative, eseguiamo un transetto e un transetto sarà utilizzato anche per la valutazione della biodiversità di elementi lineari quali siepi, strisce inerbite o altro. Se sono utili notizie sulla frequenza delle singole specie in una data area, adatteremo il metodo di Raunkiaer, per esempio per la determinazione di biodiversità di aree coltivate. Se della vegetazione ci interessano composizione e struttura, e desideriamo sapere in quale percentuale ogni singola specie contribuisca alla formazione del manto vegetale nei suoi diversi strati, adatteremo senz'altro il metodo di Braun-Blanquet. Spesso è utile confrontare ed integrare tra loro più di uno dei diversi metodi di rilevamento.

2.2 Analisi della fauna

Anche per l'analisi della componente faunistica della biodiversità possono essere utilizzati metodi diversi di campionamento. I più comuni metodi di campionamento sono stati descritti da Southwood (1978). Gran parte di tali metodi sono stati applicati in ambito entomologico per analizzare in modo approfondito la popolazione di individui di un particolare taxa o specie, ma solo pochi metodi sono stati utilizzati in modo applicativo per valutare la diversità degli organismi in ambiente agricolo (Duelli et al., 1999); per la componente rappresentata dagli artropodi i principali metodi usati sono i seguenti:

- *Trappole a caduta* (pitfall traps) (Luff, 1987)

È uno dei metodi più utilizzati per analizzare la qualità di un agroecosistema. Consiste nell'interrare nel suolo contenitori di plastica (40 cc.) (Figura 3.19) in modo che l'apertura coincida con il piano di campagna. All'interno di ogni trappola vengono versati 300 ml di una soluzione con funzione attrattiva o conservante. Nelle analisi che si fanno in ambiente agricolo si preferisce utilizzare come mezzo di conservazione e attrattivo l'aceto di vino.

Le trappole a caduta hanno un'ottima efficienza per la raccolta dell'artropodofauna terrestre, mentre la loro efficienza è ridotta per quel che riguarda l'artropodofauna che vive sulla vegetazione.



Figura 3.19: Trappola per caduta infissa nel terreno

Le trappole sono poste all'interno dell'area da analizzare in modo tale da essere equidistanti le une dalle altre. Ad intervalli regolari di tempo vengono svuotate e riempite di nuovo e il materiale raccolto viene analizzato per la determinazione delle specie della fauna presenti.

In generale in agricoltura sono considerati buoni indicatori i carabidi (APAT, 2005) che sono in genere campionati con queste trappole e quindi identificati al microscopio stereoscopico fino al livello di specie e conteggiati. Si tratta quindi per lo più di insetti che vivono alla superficie del suolo e con una buona mobilità. Con questo tipo di campionamento vengono quindi prelevati gli organismi che camminano "sul" suolo e non "dentro" il suolo. Il riconoscimento a livello di specie richiede una preparazione adeguata degli operatori. La biodiversità degli artropodi carabidi permette di definire il pregio di un ambiente in base alla presenza/assenza o alle quantità relative delle varie specie di carabidi presenti.

- *Utilizzo di appositi retini a sfalcio sulla vegetazione erbacea* (Duelli et al., 1999)
Consiste nella colpire velocemente la vegetazione con un retino (38 cm di diametro) e raccogliere tutti gli individui tramortiti con l'ausilio di un barattolo. Questo è un metodo molto buono per raccogliere tutti gli artropodi che vivono sulla vegetazione erbacea, che non sono grandi volatori o il cui range di spostamento in verticale non è così ampio. Non è efficace per quelli viventi sul terreno. La metodologia adottata prevede sfalci settimanali durante i periodi interessati al volo, in corrispondenza dei bordi dei campi e nell'interno, in corrispondenza di file ed interfile. Si trovano in commercio retini scomponibili in due parti e completi di sacco in tessuto resistente profondo fissato al cerchio in modo tale da lasciarne scoperto il bordo superiore per consentire di falciare le erbe.
- *Uso di un apparecchio portatile per aspirazione* (Thomas e Marshall, 1999)
In questo metodo per il campionamento e raccolta degli organismi viene utilizzato un aspirazione pneumatico (D-VAC) (modello STIHL sh-55). Il metodo, molto utilizzato nei paesi anglosassoni, permette di aspirare non selettivamente la maggior parte degli artropodi presenti sulle erbe e in parte sul terreno in un tempo definito. Una volta raccolti gli insetti vengono separati e devono essere identificati.

3.2.2 Protocollo applicativo

Schema di lavoro:

1. Valutazione della struttura aziendale
2. Campionamento della componente floristica
3. Campionamento della componente faunistica
4. Archiviazione e restituzione dei dati

1. Valutazione della struttura aziendale

La valutazione della struttura aziendale deve essere condotta sulla base delle seguenti fonti informative tramite una rilevazione aziendale analizzando la cartografia aziendale e coinvolgendo direttamente l'agricoltore.

La rilevazione della struttura aziendale avviene attraverso:

a) la definizione dell'ordinamento fondiario aziendale con la rilevazione sulla cartografia aziendale.

Lo schema di lavoro è di seguito descritto:

a1) acquisizione della cartografia di base:

- cartografia di base in scala 1:10.000;
- fotogrammetria area volo 1:30.000;
- carta geologica¹ in scala 1:25.000.

a2) rilevazione dei seguenti elementi della struttura fondiaria:

- areali (appezzamenti dove si svolgono i processi produttivi, aree non coltivate);
- reticolari (siepi, sistemazioni, bordi campo, alberature, ecc.);
- puntuali (alberi sparsi, macchie di bosco, piccoli specchi di acqua, ecc.).

a3) costruzione della cartografia derivata:

- cartografia confini aziendali in scala 1:10.000;
- cartografia elementi reticolari (strade, affossature) in scala 1:10.000;
- cartografia infrastrutture ecologiche in scala 1:10.000;
- cartografia appezzamenti in scala 1:10.000;
- cartografia strutture aziendali in scala 1:10.000.

¹ La carta geologica è necessaria nel caso si voglia scomporre l'azienda in unità omogenee di territorio.

b) La definizione dell'ordinamento colturale aziendale dell'anno in corso e degli anni precedenti tramite l'analisi dei documenti aziendali² e con intervista diretta al conduttore aziendale.

Le informazioni necessarie sono:

- superficie agricola totale;
- superficie agricola utilizzata;
- ripartizione degli appezzamenti;
- ripartizione delle colture per appezzamento;
- ripartizione colturale degli anni precedenti per appezzamento;
- varietà coltivate e varietà coltivate a rischio di erosione genetica.

2. Campionamento della componente floristica

La valutazione della biodiversità della vegetazione deve essere condotta:

- per le infrastrutture ecologiche;
- per gli appezzamenti coltivati.

Lo schema metodologico da seguire per la valutazione della biodiversità sia delle infrastrutture ecologiche che degli appezzamenti coltivati è il seguente:

- suddivisione dell'azienda in unità omogenee di territorio all'interno delle quali sono presenti più appezzamenti e/o infrastrutture ecologiche;
- scelta per ogni unità omogenea di territorio di un appezzamento rappresentativo per ogni gruppo omogeneo di colture (cereali autunno – vernini, cereali primaverili – estivi, foraggiere annuali, foraggiere poliennali, orticole, arboreti specializzati); di una infrastruttura ecologica rappresentativa per ogni tipologia omogenea (striscia inerbita, siepe, incolto, ecc.);
- scelta del metodo di campionamento: a seconda delle tipologie di aree si può scegliere una diversa tipologia di campionamento:
 - per l'analisi delle specie erbacee a livello di appezzamento si utilizza il metodo dei lanci di Raunkiaer semplificato che prevede di effettuare un numero di lanci fisso (10 per appezzamento) distribuiti nell'appezzamento. Ci si pone all'interno dell'appezzamento, tralasciando di campionare il suo bordo e si percorrono le due diagonali effettuando 5 lanci per ognuna delle diagonali (Figura 3.20). Le specie rilevate vengono annotate su una scheda (appendice 2) e ne viene contato il numero.

² I documenti aziendali in possesso dell'azienda possono essere: *Notifica Biologico, Programma Annuale di Produzione per le aziende biologiche; Formulario Misura 6 Piano di Sviluppo Regionale.*

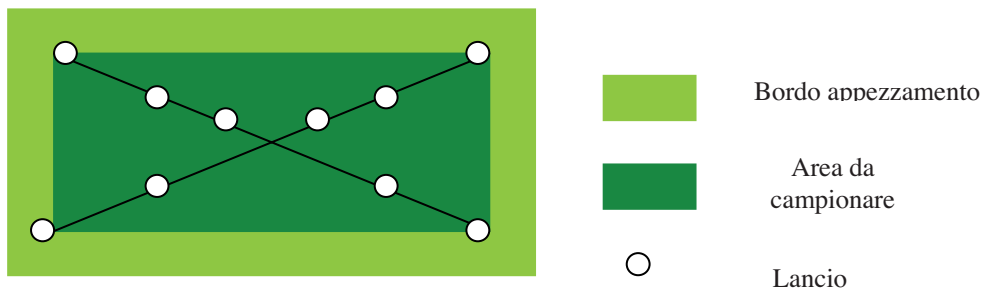


Figura 3.20: Campionamento della vegetazione erbacea con il metodo dei lanci

- per l'analisi delle specie erbacee a livello di appezzamento, se utilizzato come pascolo o prato - pascolo, si usa il metodo dell'analisi lineare semplificato effettuando 10 rilievi distribuiti all'interno dell'appezzamento. Ci si pone all'interno dell'appezzamento, tralasciando di campionare il suo bordo, e si percorrono le due diagonali. I rilievi sono eseguiti stendendo una rotella metrica per una lunghezza di 6.60 e campionando ogni 20 cm la specie toccata con un ferro da calza. Le specie rilevate vengono annotate su una scheda (appendice 3) rappresentando la frequenza.
- per l'analisi delle specie erbacee ed arboree a livello di infrastrutture ecologiche quali bordi e strisce inerbite si utilizza il metodo di Braun-Blanquet. Il metodo prevede la suddivisione dell'elemento lineare analizzato in sub-unità di 100 m di lunghezza (Figura 3.21), si percorrono le sub-unità e si annotano su una scheda (appendice 4) tutte le specie rilevate attribuendo a ciascuna di esse una percentuale di abbondanza/dominanza (valore di Braun-Blanquet).



Figura 3.21: Campionamento della vegetazione erbacea ed arborea con il metodo di Braun-Blanquet

- per l'analisi delle specie arboree nelle infrastrutture ecologiche lineari si utilizza anche il metodo di analisi lineare (transetto) rilevando per ogni unità di 50 metri di lunghezza le specie che vengono intercettate ogni 100 cm.

3. Campionamento della componente faunistica

La valutazione della biodiversità delle specie entomologiche deve essere condotta, sia per le infrastrutture ecologiche che per gli appezzamenti coltivati, differenziando il metodo di campionamento per:

- le specie target;
- le specie classificate a livello di ordine/famiglia.

Lo schema metodologico da seguire per la valutazione della biodiversità sia delle infrastrutture ecologiche che degli appezzamenti coltivati è il seguente:

- suddivisione dell'azienda in unità omogenee di territorio all'interno delle quali sono presenti più appezzamenti e/o infrastrutture ecologiche;
- scelta per ogni unità omogenea di territorio di un appezzamento rappresentativo per ogni gruppo omogeneo di colture (cereali autunno-vernini, cereali primaverili-estivi, foraggere annuali, foraggere poliennali, orticole, arboreti specializzati); di una infrastruttura ecologica rappresentativa per ogni tipologia omogenea (striscia inerbita, siepe, incolto, ecc.);
- scelta del metodo di campionamento:
 - per l'analisi delle specie entomologiche target (artropodi) il campionamento viene effettuato utilizzando il metodo delle trappole a caduta. In ogni appezzamento e infrastruttura ecologica rappresentativa vengono collocate, in tre posizioni diverse, 3-5 trappole lungo un allineamento, distanti fra loro 10 m (Figura 3.22). Le trappole vengono svuotate nel periodo tra marzo e giugno ogni 15 giorni. Durante il campionamento viene annotata l'attività delle trappole utilizzando la scheda riportata in appendice 5. Le specie catturate vengono poi riconosciute in laboratorio.

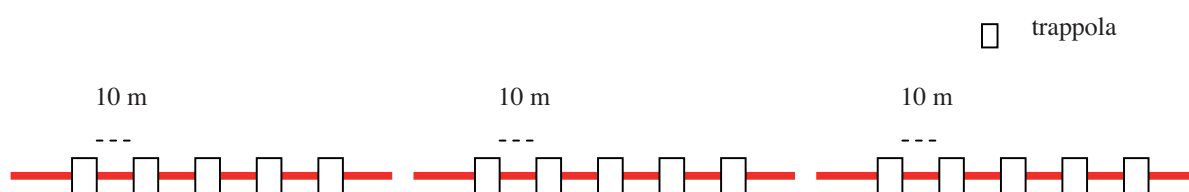


Figura 3.22: Campionamento delle specie target con il metodo delle trappole per caduta

- per l'analisi delle specie entomologiche a livello di ordine/famiglia il campionamento viene effettuato utilizzando un apparecchio portatile per aspirazione. In ogni appezzamento e infrastruttura ecologica rappresentativa vengono effettuate, in tre posizioni diverse, almeno 10 aspirazioni (ciascuna per un periodo di 10 secondi) distanti fra loro 3 m (Figura 3.23). Le aspirazioni vengono ripetute ogni 15-30 giorni nel periodo tra marzo e giugno. Le specie catturate vengono poi riconosciute in laboratorio.

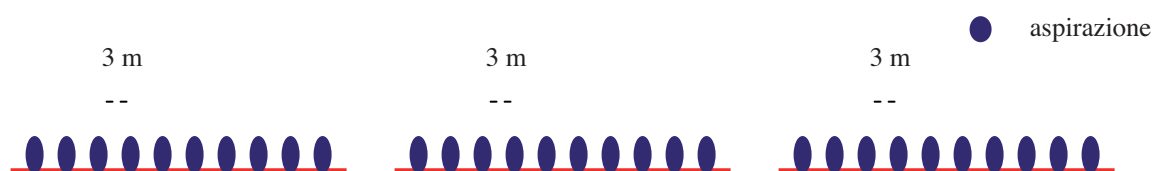


Figura 3.23: Campionamento delle specie a livello di ordine/famiglia con un apparecchio portatile per aspirazione

4. Archiviazione e restituzione dei dati

Per quanto riguarda la struttura aziendale i dati vengono archiviati su foglio elettronico Excel, con possibilità di essere implementati in un sistema informativo di tipo georeferenziato su software ARC VIEW GIS. I dati relativi alle componenti floristica e faunistica vengono archiviati su foglio elettronico Excel con successiva possibile georeferenziazione. Sia per la struttura che

per le componenti i dati archiviati sono utilizzati per il calcolo degli indicatori³. Lo schema di analisi della biodiversità strutturale a livello aziendale è riportato in Figura 3.24, quello relativo alle componenti della biodiversità è riportato in Figura 3.25.

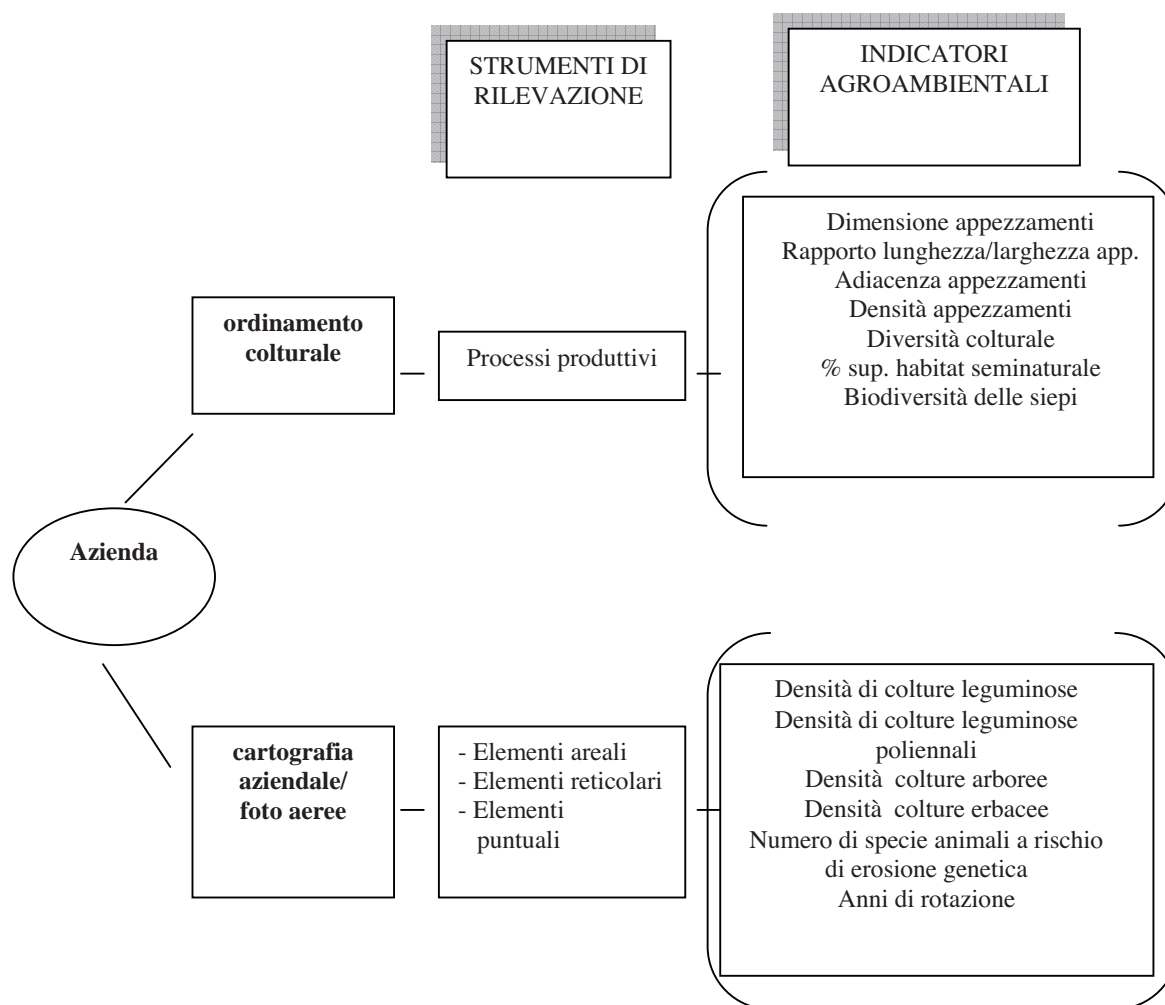


Figura 3.24: Schema di analisi della biodiversità strutturale a livello aziendale

³ Per il calcolo degli indicatori di biodiversità delle componenti a livello aziendale è necessario ponderare i dati rilevati a livello di appezzamento o di infrastruttura ecologica rispettivamente per la superficie di ciascun appezzamento e la lunghezza di ciascuna infrastruttura ecologica.

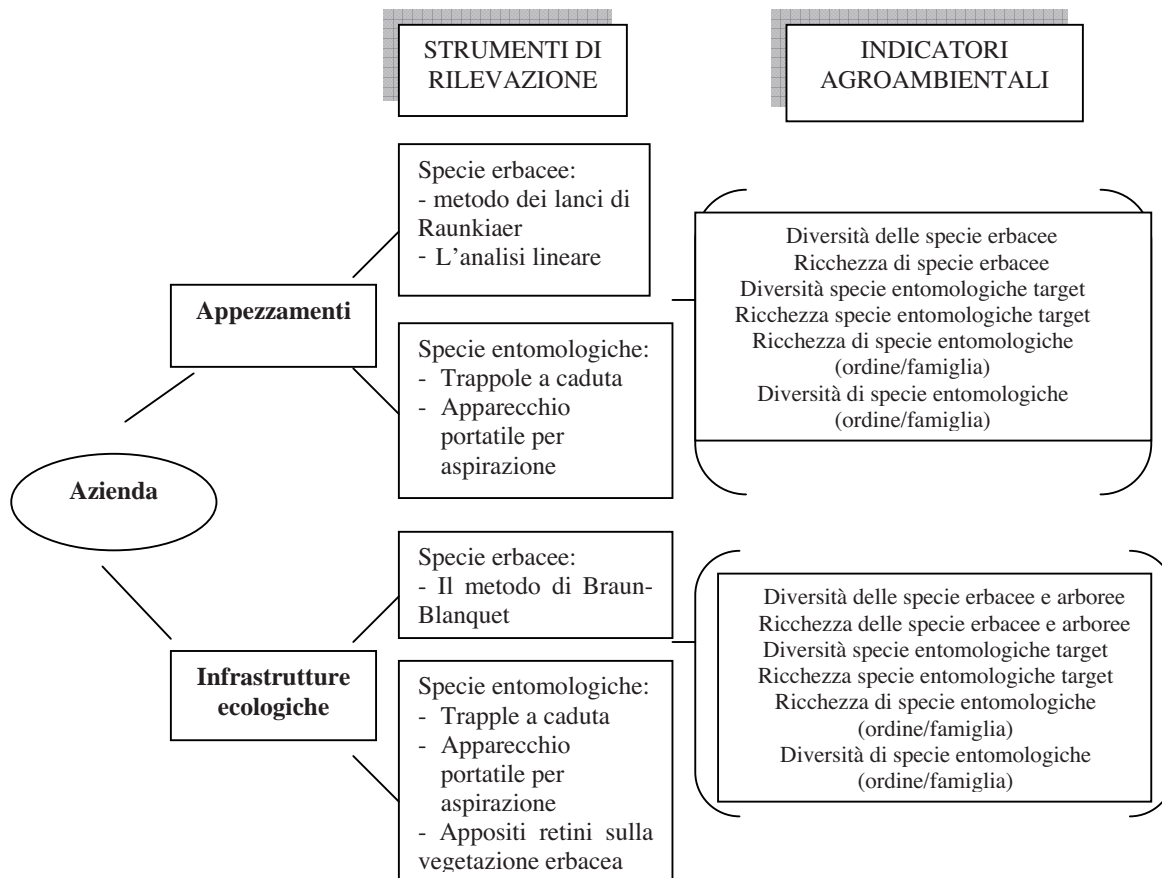


Figura 3.25: Schema di analisi delle componenti della biodiversità a livello aziendale

3.3 Gli indicatori di biodiversità a livello aziendale

La conservazione della biodiversità è un problema complesso sia perché le conoscenze relative alla biologia e all'ecologia delle singole specie e alle interazioni tra di esse e con l'ambiente in cui vivono sono spesso scarse, sia perché si trova al centro di una molteplicità di interessi economici diversi. Tuttavia, essa è l'unica strada percorribile per garantire la persistenza della vita sul nostro pianeta. Un passaggio indispensabile per una gestione ambientale finalizzata alla conservazione e al ripristino degli ecosistemi naturali e antropizzati è rappresentato da una adeguata quantificazione della biodiversità. E' necessario pertanto avviare un programma di monitoraggio finalizzato ad attivare un flusso di dati destinati a completare quelli attualmente disponibili, realizzando una rete di controllo della biodiversità che abbia come oggetto diretto la consistenza dello stock biologico, le popolazioni, la diversità degli ecosistemi e la dinamica dei parametri ecologici che la regolano, nonché la consistenza dei paesaggi che caratterizzano il territorio. L'uso di indicatori per monitorare o valutare le condizioni ambientali è una strategia consolidata in ecologia; è quindi molto importante individuare degli indicatori capaci di indagare la composizione, la struttura e la funzione della biodiversità. Molti sono gli esempi attualmente disponibili. Un primo esempio di uso di indicatori di biodiversità è quello proposto da Noss (1990) che organizza il set di indicatori secondo un approccio gerarchico. I livelli proposti sono 3: gene, specie, agroecosistema (Tabella 3.11). Per ogni livello si prendono in esame indicatori relativi alla composizione, alla struttura, alle funzioni della agrobiodiversità e i relativi strumenti di monitoraggio.

Tabella 3.11: Indicatori di biodiversità organizzati secondo un approccio gerarchico

	Composizione	Struttura	Funzione	Strumenti di monitoraggio
Ecosistema	Abbondanza, frequenza, ricchezza, diversità specie, proporzione di specie esotiche, endemiche, specie a rischio di erosione genetica	Parametri del suolo, pendenze, biomassa vegetale, abbondanza e densità di parametri fisici chiave, elementi strutturali, acqua e risorse	Biomassa e produttività delle risorse, erbivori, predatori, tasso di estinzione e colonizzazione	Foto aeree, analisi delle serie statistiche, misure fisiche degli habitat e inventario delle risorse, osservazioni, inventari, censimenti e altre metodologie di campionamento, indici e modelli matematici
Specie	Abbondanza relativa e assoluta, frequenza, importanza, biomassa, densità	Dispersione, range, struttura delle popolazioni, habitat	Processi demografici, dinamica delle meta popolazioni, popolazioni genetiche, fenologia, tasso di crescita	Censimento (osservazioni, conta, catture), indici (HSI), analisi della variabilità delle popolazioni
Genetico	Diversità all'elica, presenza di geni rari, geni recessivi o varianti cariotipici	Dimensione delle popolazioni, eterozigoti, polimorfismo, sovrapposizione delle generazioni	Tasso di inbreeding e outbreeding, tasso di deriva genetica, flusso di geni, tasso di mutazione, intensità di selezione	Elettroforesi, analisi DNA, analisi morfologica.

Un altro esempio è quello proposto dall'OECD (2001) che ha strutturato un set di indicatori organizzandoli sempre in tre livelli: gene, specie ed ecosistema (Figura 3.26).

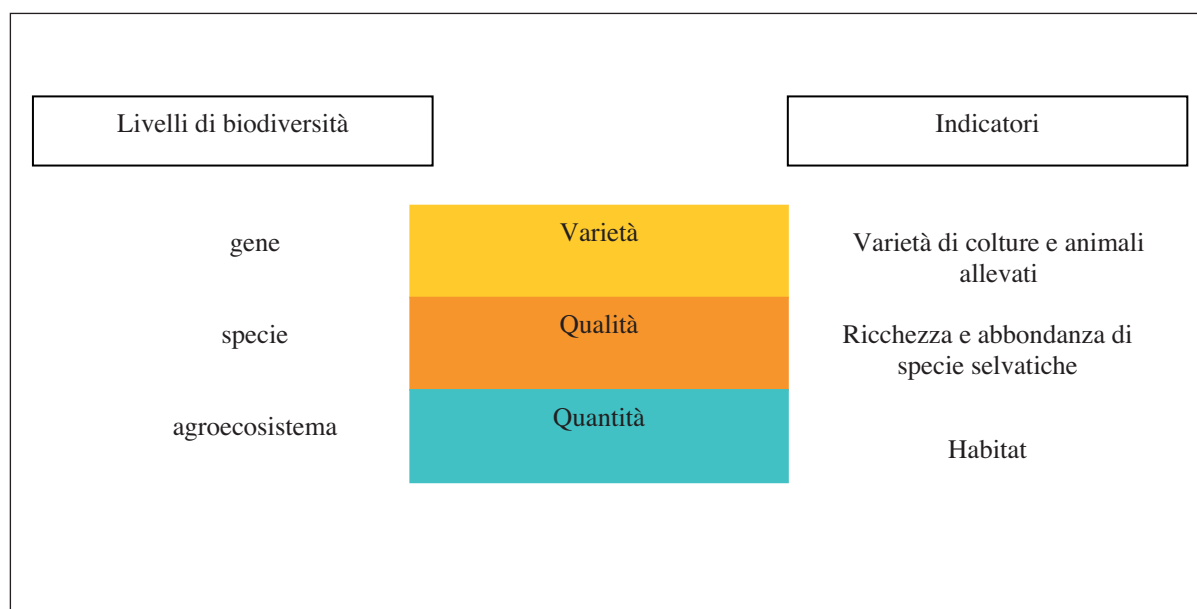


Figura 3.26: Gli indicatori di agrobiodiversità (modificato da OECE, 2001)

Gli indicatori *genetici* definiti dall'OECD (2001) sono:

- per le colture principali e per le categorie di animali, il numero totale di varietà di produzioni/animali allevati per la vendita;
- numero di varietà coltivate rispetto al totale della produzione vendibile;
- numero di razze allevate rispetto al numero totale di categorie allevate;
- numero di varietà di colture e di razze a rischio di erosione/estinzione genetica.

Gli indicatori di *diversità delle specie selvatiche* definiti dall'OECD (2001) sono:

- variazione nella distribuzione di popolazioni e numero di specie selvatiche che hanno relazioni con l'agricoltura (uccelli, piante, insetti, ecc.).
- variazione nella distribuzione di popolazioni e numero di specie non spontanee che minacciano la produzione agricola e l'agroecosistema

Gli indicatori di *diversità degli ecosistemi* definiti dall'OECD (2001) sono suddivisi in tre categorie:

- habitat intensamente coltivati;
- habitat seminaturali;
- habitat non coltivati.

Per gli habitat intensamente coltivati gli indicatori definiti sono:

- numero di colture sul totale dell'area agricola;
- numero di ettari ad agricoltura biologica sul totale della superficie coltivata.

La ricchezza e l'abbondanza delle aree intensamente coltivate viene valutata in termini di:

- tipo colture (cereali, produzioni da olio, colture foraggere);
- metodi di produzione (biologico, integrato, convenzionale);
- distribuzione spaziale delle aree coltivate (dimensione dei campi, diversità colturale, ecc.);
- prossimità ad altre categorie di habitat (habitat seminaturali, habitat non coltivati).

Per gli habitat semi-naturali gli indicatori definiti sono:

- la superficie coperta da habitat semi-naturali rispetto alla superficie totale (pascoli estensivi, maggesi, margini di campo, colture permanenti a bassa intensità, ecc.) rispetto alla superficie totale.

Per gli habitat non-coltivati gli indicatori definiti sono:

- la rete di ecosistemi acquatici convertiti all'uso agricolo;
- aree forestali convertite all'uso agricolo.

Gli indicatori di *collegamento tra specie naturali ed ecosistemi* definiti dall'OECD (2001) sono:

- variazione nella distribuzione di popolazioni e numero di specie selvatiche che hanno relazioni con l'agricoltura (uccelli, piante, insetti, ecc.).

Un terzo esempio è quello relativo al lavoro svolto dal gruppo di ricerca in Ecologia Agraria del

DISAT-UNIFI (Vazzana et al., 1997; Lazzerini et al., 2001; Pacini et al., 2003; Migliorini e Vazzana, 2007, Lazzerini e Vazzana, 2006, 2007). Grazie ad una attività di ricerca a partire dal 1985 il DISAT ha definito un set di indicatori di biodiversità a livello aziendale distinguendo la biodiversità in pianificata e associata. Il set di indicatori proposto è riportato in tabella 3.12.

Tabella 3.12: Indicatori di biodiversità a livello di farm system

Indicatori	Unità di misura	Riferimento bibliografico
Biodiversità pianificata		
Biodiversità boschi	numero	Lazzerini et al., 2001; Pacini et al., 2003
Biodiversità delle siepi	metri ha ⁻¹	Lazzerini et al. 2001; Pacini et al., 2003
% sup. habitat semi-naturale	%	Migliorini e Vazzana, 2007; Vazzana e Lazzerini, 2007
Diversità colturale	numero	Lazzerini et al., 2001; Pacini et al., 2003
Dimensione appezzamenti	ha	Lazzerini et al., 2001; Pacini et al., 2003; Migliorini e Vazzana, 2007
Adiacenza appezzamenti	numero	Migliorini e Vazzana, 2007
Rapporto lunghezza/larghezza app.	numero	Migliorini e Vazzana, 2007
Densità appezzamenti	numero ha ⁻¹	Migliorini e Vazzana, 2007
Anni di rotazione	numero	Lazzerini et al., 2001; Pacini et al., 2003
Numero di specie animali aziendali	numero	Lazzerini et al., 2001; Pacini et al., 2003
Biodiversità associata		
<i>Componente erbacea:</i>		
• Ricchezza di specie	numero	Migliorini e Vazzana, 2007
• Diversità di specie	numero ha ⁻¹	Migliorini e Vazzana, 2007 ; Lazzerini et al., 2001; Pacini et al., 2003
<i>Componente arborea:</i>		
• Ricchezza di specie	numero	Migliorini e Vazzana, 2007; Lazzerini et al., 2001; Pacini et al., 2003
• Diversità di specie	numero ha ⁻¹	Migliorini e Vazzana, 2007; Lazzerini et al., 2001; Pacini et al., 2003
<i>Microfauna del suolo (taxa invertebrati):</i>		
• Ricchezza di specie	numero	Lazzerini et al., 2001; Lazzerini et al., 2007; Vazzana e Lazzerini, 2007
• Diversità di specie	numero ha ⁻¹	Lazzerini et al., 2001; Lazzerini et al., 2007; Vazzana e Lazzerini, 2007

L'analisi degli indicatori per la componente della biodiversità strutturale è stata affrontata a livello di "cropping system" da Caporali et al. (2003), i quali hanno definito un set di indicatori di semplice rilevazione per la valutazione della sostenibilità. Il set di indicatori proposto è riportato in tabella 3.13.

Tabella 3.13: Indicatori di biodiversità a livello di cropping system

Indicatori proposti			
1	Numero di colture	8	Dimensione appezzamenti di bosco
2	Numero di coltivazione arboree	9	Numero di animali
3	Numero di coltivazione erbacee	10	Superficie a bosco/Sup. aziendale
4	Superficie coltivata a leguminose	11	Densità dei campi
5	Superficie coltivata a erba medica	12	Densità dei campi coltivazione arboree
6	Numero di appezzamenti di bosco	13	Densità dei campi coltivazione erbacee
7	Superficie a bosco	14	Superficie aziendale/superficie coltivata
		15	% aziende miste

L'UNEP (2001) indica i diversi aspetti della biodiversità che devono essere studiate:

- 1) varietà genetica di piante ed animali domestici;
- 2) specie naturali faunistiche e floristiche a livello agricolo;
- 3) specie a supporto della vita (organismi del suolo, impollinatori, predatori).

Gli insetti come indicatori

Molti studi analizzano la biodiversità dal punto di vista della componente faunistica naturale (Paoletti et al., 1995, Doring et al., 2003; Duelli e Obrist, 1998; Perner, 2003; Buchs, 2003). Paoletti et al. (1995) studiando l'agro-ecosistema frutteto hanno osservato, che i seguenti taxa: arachneae, carabidae, formicidae, braconidae, chilopodae, isopodae, opiliones, diplopoda, hanno permesso di distinguere il diverso comportamento del metodo di gestione biologico rispetto a quello convenzionale.

Feber et al. (1997) hanno osservato una maggiore diversità e ricchezza di specie di farfalle in aziende biologiche rispetto a quelle organiche. Feber et al (1998), Moreby et al (1994), Redderson (1997) hanno osservato una differenza dal punto di vista statistico fra il metodo di gestione biologico e quello convenzionale utilizzando come bioindicatore i ragni. Un elevato numero di studi riportano una maggiore diversità di carabidi sempre nel confronto fra biologico e convenzionale (Kromp, 1999; Carcamo et al., 1995; Redderson, 1997). Redderson, 1997 e Moreby et al (1994) hanno poi messo a confronto altri gruppi di insetti, come gli acari e le formiche, analizzando l'agroecosistema biologico rispetto a quello convenzionale.

Booij e Noorlander (1992) mettono in evidenza come la presenza, l'abbondanza e la diversità di efficaci predatori come i carabidi, gli stafilinidi e i ragni, sia negli ecosistemi naturali sia in quelli agrari, siano particolarmente importanti ai fini del controllo biologico.

Sono stati proposti vari gruppi di organismi come bioindicatori ma si è ancora lontani da un accordo su quali siano i migliori e sulla standardizzazione nelle tecniche di valutazione della biodiversità. I principali raggruppamenti di artropodi utilizzati come bioindicatori sono riportati in Tabella 3.14.

Tabella 3.14: I principali taxa di artropodi utilizzati come bioindicatori

Classe	Ordine	Sottordine/Famiglia	Classe	Ordine	Sottordine/Famiglia
<i>Arachnida</i>	Acarina		<i>Insecta</i>	Hemiptera Het.	
	Araneae			Hemiptera Hom.	Aphididae
	Scorpionidae				Cicadellidae
	Opiliones			Hymenoptera	Formicidae
<i>Crustacea</i>	Isopoda	Oniscidae			Altre Famiglie
<i>Insecta</i>	Coleoptera	Carabidae		Orthoptera	Gryllidae-Tettigonidi
		Coccinellidae		Odonata	
		Curculionidae		Lepidoptera	
		Staphilinidae		Neuroptera	
		Altre Famiglie		Phasmida	
	Collembola			Plecoptera	
	Dermaptera			Tisanura	
	Dictyoptera		<i>Myriapoda</i>	Chilopoda	
	Diptera			Diplopoda	
	Embioptera		<i>Mollusca</i>	Gasteropoda	

3.3.1 Scelta di indicatori utilizzabili a livello applicativo

Sulla base dei diversi approcci analizzati il set di indicatori scelto per valutare la agrobiodiversità è di seguito riportato (Tabella 3.15). Gli indicatori sono stati suddivisi in indicatori relativi alla *struttura* aziendale e in indicatori relativi alle *componenti*.

Questi sono a loro volta suddivisi in tre livelli di dettaglio:

- 1° livello di dettaglio - indicatori essenziali (IE);
- 2° livello di dettaglio - indicatori addizionali (IA);
- 3° livello di dettaglio - indicatori specifici (IS).

Tabella 3.15: Indicatori di biodiversità a livello di farming system

Indicatore agro-ambientali	Numero	Acronimo	Unità di misura	IE ⁽¹⁾	IA ⁽²⁾	IS ⁽³⁾
Densità colture arboree	1	DCA	numero ha ⁻¹	x		
Densità colture erbacee	2	DCE	numero ha ⁻¹	x		
Densità colture a leguminose	3	DCL	numero ha ⁻¹	x		
Densità colture a leguminose poliennali	4	DCLP	numero ha ⁻¹	x		
Numero di specie animali aziendali	5	NSAA	numero	x		
Durata della rotazione	6	DV	numero	x		
Grandezza appezzamenti	7	GA	ha	x		
Rapporto lunghezza/larghezza app.	8	LLA	numero		x	
Adiacenza appezzamenti	9	AA	numero		x	
Densità appezzamenti	10	DA	numero ha ⁻¹	x		
Diversità culturale	11	DC	numero		x	
% sup. habitat semi-naturale	12	SHS	%	x		
Biodiversità delle siepi	13	BS	metri ha ⁻¹	x		
Biodiversità delle aree boschive	14	BB	numero	x		
Componente floristica						
Diversità delle specie (erbacee ed arboree) nelle infrastrutture ecologiche	15	DIE	numero		x	
Ricchezza delle specie (erbacee ed arboree) nelle infrastrutture ecologiche	16	RIE	numero		x	
Diversità delle specie erbacee a livello di appezzamento	17	DSA	numero		x	
Ricchezza di specie erbacee a livello di appezzamento	18	RSA	numero		x	
Fauna del suolo (taxa invertebrati)						
Diversità di specie target	19	DST	numero			x
Ricchezza di specie target	20	RST	numero			x
Diversità di specie a livello di ordine/famiglia	21	DS	numero			x
Ricchezza di specie a livello di ordine/famiglia	22	RS	numero			x

Note: ⁽¹⁾ IE = indicatori essenziali; ⁽²⁾ IA = indicatori addizionali; ⁽³⁾ IS = indicatori specifici

I metodi di calcolo degli indicatori di agrobiodiversità individuati sono di seguito brevemente descritti:

a) Indicatori relativi alla struttura

Densità delle coltivazioni arboree - DCA

(Tree crops density) - **TCD**

Numero progressivo 1

Rapporto tra il numero dei campi a coltivazioni arboree e la SAU (Caporali et al., 2003).

Valore ottimale: $X > 0,1$

Densità delle coltivazioni erbacee) - DCE

(Herbaceous crops density) - **HCD**

Numero progressivo 2

Rapporto tra il numero dei campi a coltivazioni erbacee e la SAU (Caporali et al., 2003).

Valore ottimale: $X > 0,3$

Densità delle colture a leguminose in azienda - DCL

(Legumes crops density) - **LCD**

Numero progressivo 3

Rapporto tra il numero dei campi a coltivazioni leguminose e la SAU (Caporali et al., 2003).

Più elevato è il numero di colture leguminose più alto e' il livello di biodiversità aziendale, intesa come aumento della copertura aziendale e quindi utile al mantenimento di un livello di fertilità e controllo biologico migliore.

Valore ottimale: $X > 0,02$

Densità delle colture a leguminose in azienda poliennali in azienda - DCLP

(Poliennial legumes crops density) - **PLCD**

Numero progressivo 4

Rapporto tra il numero dei campi a coltivazioni leguminose poliennali e la SAU (Caporali et al., 2003).

Più elevata è la superficie coltivata con colture leguminose poliennale più alto e' il livello di biodiversità aziendale, intesa come aumento della copertura aziendale e quindi utile al mantenimento di un livello di fertilità e controllo biologico migliore.

Valore ottimale: $X > 0,01$

Numero di specie animali aziendali – NSAA

(Number of animal species at farm level) – **NAF**

Numero progressivo 5

Numero di capi appartenenti ad una o più razze espresso in unità bovino adulto (UBA) (vedi appendice 1 Tabella A1.1). Ai fini della conservazione della agrobiodiversità il mantenimento dell'allevamento di capi appartenenti ad una o più razze costituisce un aspetto importante.

Durata dell'avvicendamento - DV

(Crop Rotation) - **CR**

Numero progressivo 6

Numero di anni dell'avvicendamento delle colture presenti all'interno dell'azienda. Il valore dell'indice viene calcolato come media ponderata del numero di anni di durata degli av-

vicendamenti rispetto alla superficie totale di seminativi escluso il set-aside (definiti tramite intervista diretta al conduttore dell'azienda). Obiettivo dell'indice è quello di valutare l'efficienza agro - ecologica degli appezzamenti dell'azienda (Vazzana et al., 1997; Vereijken, 1995).

Valore ottimale: $X > 4$

Grandezza degli appezzamenti - GA

(Crop field size) - **CFS**

Numero progressivo 7

La dimensione degli appezzamenti ci da un'indicazione dell'unità agroecosistemica. Gli appezzamenti dovrebbero essere grandi abbastanza per poter essere individuati come ecosistema da parte di micro e macro organismi e insetti. La dimensione minima degli appezzamenti deve essere non inferiore a 1 ha (Vereijken, 1997; Vazzana et al., 1997).

Valore ottimale: $1 < X < 5$

Rapporto lunghezza/larghezza degli appezzamenti - LLA

(Field length/width) – **FL**

Numero progressivo 8

Appezzamenti rotondi o quadrati contribuiscono ottimamente all'identità agroecosistemica del sistema azienda. (Vereijken, 1997; Vazzana e Raso, 1997).

Valore ottimale: $X < 4$

Adiacenza degli appezzamenti - AA

(Field Adjacency) – **FA**

Numero progressivo 9

Al fine di avere un unità agroecosistemica e' necessario che gli appezzamenti siano adiacenti uno all'altro. Ciò e' quanto più vero per le aziende biologiche, dove secondo la normativa di riferimento, vengono considerati come confini a rischio quelli limitrofi con altre aziende. Si calcola come media ponderata degli appezzamenti adiacenti sul totale degli appezzamenti. (Vereijken, 1997; Vazzana et al., 1997).

Valore ottimale: $X = 1$

Densità degli appezzamenti - DA

(Field density) – **FD**

Numero progressivo 10

Esprime il rapporto tra il numero degli appezzamenti e la SAU. Più è elevato il numero di appezzamenti in una azienda e maggiori sono le possibilità di avere margini di campo disponibili per la colonizzazione ecologica di comunità di piante (strisce inerbite, siepi, ecc.) e di conseguenza, animali (Caporali, 2003). Inoltre, secondo l'ecologia del paesaggio, un'azienda con una elevata densità di appezzamenti fornisce più ecotoni che rendono il paesaggio migliore dal punto di vista funzionale ed estetico.

Valore ottimale: $X = 1$

Diversità colturale – DC

(Crop diversità) – **CD**

Numero progressivo 11

Esprime la diversità delle classi di uso del suolo all'interno dell'azienda e con esso la complessità della distribuzione spaziale degli appezzamenti. Si misura con l'individuazione sulla cartografia aziendale della superficie totale di ogni coltivazione di ogni appezzamento. Il calcolo è effettuato con l'indice di diversità Shannon (Shannon e Weaver, 1963; Farina, 1993; O'Neil, 1998).

Valore ottimale: $X > 1$

Superficie lasciata ad habitat semi-naturali - SHS

(Semi-natural habitat areas) **SHA**

Numero progressivo 12

Superficie ad habitat naturali e semi-naturali rispetto alla superficie della SAU, con vegetazione erbacea, arbustiva ed arborea, sia naturale che appositamente seminata o piantata (infrastrutture ecologiche), fra cui rientrano le seguenti tipologie di uso del suolo: pascoli naturali, fasce inerbite, siepi, macchie di bosco, fasce ripariali, alberature, aree palustri, stagni per scopi agro-ecologici, paesaggistici e ricreazionali presenti nell'agroecosistema.

Valore ottimale: $X > 5\%$ (Vereijken, 1997; Vazzana et al., 1997; IOBC, 2004).

Biodiversità siepi - BS

(Hedge Biodiversity) - **HB**

Numero progressivo 13

Obiettivo dell'indice è quello di valutare la struttura e la densità delle siepi. L'indice è espresso come lunghezza di siepe per ha di superficie agricola utilizzata (SAU), moltiplicato per un coefficiente che apprezza l'epoca di impianto e il fatto che le specie siano autoctone (vedi appendice 1, Tabella A1.2). Il calcolo dell'indice viene effettuato individuando sulla cartografia aziendale la lunghezza delle siepi e effettuando un rilievo in campo per l'individuazione delle specie presenti (Lazzerini et al., 2001; Pacini et al., 2003).

Valore ottimale: $X > 0,2$

Biodiversità delle aree boschive - BB

(Wood Biodiversity) - **WB**

Numero progressivo 14

Obiettivo dell'indice è quello di valutare la copertura della superficie a bosco in relazione alla superficie agricola utilizzata (SAU). Viene valutata la struttura e la densità dei boschi in relazione alla superficie agricola utilizzata (SAU). L'indice è espresso come rapporto tra la somma delle singole superfici occupate dal bosco, ciascuna moltiplicata per un coefficiente che apprezza la distribuzione spaziale delle formazioni forestali e la tipologia di queste, e la superficie agricola utilizzata (vedi appendice 1, Tabella A1.3 e A1.4) (Lazzerini et al., 2001; Pacini et al., 2003).

Valore ottimale: $X > 0,1$

b) Indicatori relativi alla componente erbacea

Diversità delle specie (erbacee ed arboree) nelle infrastrutture ecologiche - DIE

(Ecological Infrastructure Diversity) - **EID**

Numero progressivo 15

Per l'analisi della diversità delle specie erbacee ed arboree delle infrastrutture ecologiche si utilizza il metodo Braun-Blanquet (Capelletti, 1976; Braun-Blanquet 1932). Tali indici vengono poi trasformati (così come riportato nell'appendice 1, Tabella A1.5) (Van der Maarel, 1972) per calcolare l'indice di diversità di Shannon (Shannon e Weaver, 1963).

Valore ottimale: $X > 2$

Ricchezza specie (erbacee ed arboree) nelle infrastrutture ecologiche - RIE

(Ecological Infrastructure Richness species) - **EIR**

Numero progressivo 16

Si calcola valutando il n° di specie vegetali di tipo erbaceo ed arboreo presenti nelle infrastrutture ecologiche. Per l'analisi della ricchezza delle specie erbacee ed arboree delle infrastrutture ecologiche si utilizza il metodo Braun-Blanquet (Capelletti, 1976; Braun-Blanquet, 1932). Il calcolo della ricchezza di specie erbacee ed arboree viene fatto come somma delle specie rilevate o come Index Specie Richness o IR (Indice di ricchezza).

Valore ottimale: $X > 40$ (Vazzana et al., 1997; Vereijken, 1997)

Diversità delle specie erbacee a livello di appezzamento – DSA

(Ecological field diversity) - **EFD**

Numero progressivo 17

Per l'analisi della diversità delle specie erbacee a livello di appezzamento si utilizza il metodo di lanci di Raunkiaer (Cappelletti, 1976), riconoscendo le specie (e anche contando il numero di individui per specie) presenti al suo interno. Tali indici vengono poi trasformati (Van der Maarel, 1972) per calcolare l'indice di diversità di Shannon (Shannon e Weaver, 1963).

Valore ottimale: $X > 2$

Ricchezza specie erbacee a livello di appezzamento – RSA

(Ecological field Richness species) – **EFR**

Numero progressivo 18

Si calcola valutando il numero di specie vegetali di tipo erbaceo a livello di appezzamento. Per l'analisi della ricchezza delle specie erbacee a livello di appezzamento si utilizza il metodo di lanci di Raunkiaer (Cappelletti, 1976) o di Braun-Blanquet (Capelletti, 1976; Braun-Blanquet 1932). Il calcolo della ricchezza di specie erbacee ed arboree viene fatto come somma delle specie rilevate o come Index Specie Richness o IR (Indice di ricchezza).

Valore ottimale: $X > 35$ (Vazzana e Raso, 1997; Vereijken, 1997).

c) Indicatori relativi alla fauna del suolo (taxa invertebrati)

Diversità specie target - DST

(Target species diversity) - **TSD**

Numero progressivo 19

Il campionamento viene effettuato sull'edafauna del suolo e/o su altre specie di artropodi target. Si ricorre all'utilizzo di trappole a caduta, sia a livello di appezzamento che di infrastruttura ecologica. Le specie catturate vengono poi riconosciute. L'indice di diversità viene calcolato con l'indice di Shannon.

Valore ottimale: $X > 2$

Ricchezza specie target - RST

(Target richness species) - **TRS**

Numero progressivo 20

Il campionamento viene effettuato sull'edaf fauna del suolo e/o su altre specie di artropodi target. Si ricorre all'utilizzo di trappole a caduta, sia a livello di appezzamento che di infrastruttura ecologica, così come per l'indice di diversità delle specie. Il calcolo della ricchezza di specie viene fatto come somma delle specie rilevate o come indice di ricchezza (IR).

Valore ottimale: $X > 25$

Diversità specie a livello di ordine/famiglia - DS

(Entomological species diversity) - **ESD**

Numero progressivo 21

Il campionamento viene effettuato campionando le principali specie di artropodi studiate a livello di famiglia. Questo può essere effettuato ricorrendo all'utilizzo di trappole a caduta (vedi indice di diversità delle specie target), oppure utilizzando un apparecchio portatile per aspirazione, sia a livello di appezzamento che di infrastruttura ecologica. Le specie catturate vengono poi riconosciute. L'indice di diversità viene calcolato con l'indice di Shannon.

Valore ottimale: $X > 2$

Ricchezza specie a livello di ordine/famiglia - RS

(Entomological richness species) - **ESR**

Numero progressivo 22

Il campionamento viene effettuato campionando le principali specie di artropodi studiate a livello di famiglia. Questo può essere effettuato ricorrendo all'utilizzo di trappole a caduta, oppure utilizzando un apparecchio portatile per aspirazione (vedi indice di diversità specie (a livello di ordine/famiglia), sia a livello di appezzamento che di infrastruttura ecologica.

Il calcolo della ricchezza di specie viene fatto come somma delle specie rilevate o come indice di ricchezza (IR).

Valore ottimale: $X > 25$

3.3.2 Il livello ottimale degli indicatori

Le esperienze di ricerca sviluppate a livello aziendale dimostrano come sia possibile valutare la sostenibilità complessiva dei sistemi agricoli tramite il confronto degli indicatori con un livello di sostenibilità ambientale stabilito, sia rispetto ai parametri della buona pratica agricola, sia in base a livelli ritenuti ottimali, sia, infine, in base a specifici obiettivi che l'azienda vuole raggiungere (Vereijken, 1995; Vazzana et al., 1997; Lazzerini et al., 2001; Pacini et al., 2003; Vazzana e Migliorini, 2007). La problematica inerente la fissazione dei livelli soglia per la valutazione della sostenibilità in agricoltura e quindi anche la agrobiodiversità potrebbe apparire, quindi, risolvibile con facilità, facendo ricorso alle conoscenze scientifiche ad alle tecniche produttive adottate normalmente dagli agricoltori. La pratica agricola ha però connotati, per certi versi, del tutto propri che rendono difficile l'individuazione univoca del suo impatto ambientale e la sua interazione sia in modo negativo che positivo con l'ambiente circostante. Gli effetti ambientali imputabili all'attività agricola sono, infatti, il risultato di numerosi fattori: condizioni pedo-climatiche, intensità nell'uso di mezzi tecni-

ci, altre fonti d'inquinamento. L'incertezza è tanto maggiore quanto più vasta è la dimensione territoriale rispetto alla quale s'intende verificare l'interazione agro-ambientale.

E' chiaro che al di là degli indispensabili contenuti scientifici, i valori soglia assumono un importante significato politico, poiché in presenza di esternalità o di beni pubblici generati dall'assenza di un mercato o dalla sua imperfezione, essi rappresentano il punto al di sopra o al di sotto del quale è necessaria un'azione collettiva e quindi una politica, che internalizzi le esternalità e/o fornisca agli agricoltori il segnale della domanda sociale di tali beni. Trattandosi di una espressione della domanda sociale, non si deve parlare di valori assoluti, ma di valori modificabili nello spazio e nel tempo, in relazione alla percezione dei beni e servizi ambientali associati all'attività agricola da parte delle varie componenti sociali (Benincà, 2001). In sostanza tali valori soglia devono essere calibrati in relazione al sistema territoriale in cui opera l'azienda e in funzione delle emergenze ambientali specifiche del territorio in cui questa s'inserisce (Lazzerini et al., 2001).

Per l'individuazione dei valori ottimali degli indicatori strutturali, in linea generale suggeriamo il criterio che ogni appezzamento o campo di un'azienda agraria sia dimensionato in relazione al buono svolgimento del ciclo idrologico, per facilitare l'infiltrazione dell'acqua, evitare il ristagno e scongiurare lo scorrimento superficiale e l'erosione. La dimensione ottimale dei campi dipende quindi dalla posizione topografica e dalla tessitura dei suoli. Dimensione e forma ottimale dei campi, con gli altri indicatori direttamente o indirettamente connessi ad esse, dovrebbero essere ugualmente contestualizzate in rapporto all'area di riferimento.

Un possibile percorso da seguire per l'attribuzione dei valori ottimali agli indicatori utilizzati in una analisi di valutazione della biodiversità per la definizione della sostenibilità di un sistema agricolo potrebbe essere quello partecipativo.

Gli indicatori di biodiversità a livello aziendale riportano un valore ottimale di riferimento che è stato testato in una serie di casi studio nei seguenti sistemi agrari: cerealicolo collinare (Val d'Orcia) (Vazzana e Lazzerini, 2006, 2007); cerealicolo di pianura (Parco di San Rossore, Parco di Alberese) (Pacini et al., 2003; Lazzerini, 2001); cerealicolo-foraggero collinare (Montepaldi, Mugello) (Migliorini e Vazzana, 2007; Vazzana e Raso, 1997); olivicolo e viticolo (Val d'Elsa) (Pacini et al., 2005); olivicolo e frutticolo (Sicilia, Piemonte) (Pacini et al., 2005).

La metodologia partecipativa, nata per consentire alle comunità locali di acquisire una capacità di auto programmare gli interventi e di attuarli, divenendo partecipi del proprio sviluppo, può essere utilizzata, oltre che nella definizione delle politiche, anche nel campo della ricerca agricola e rurale. Partendo dalla condivisione della conoscenza degli agricoltori, delle loro pratiche e delle loro capacità propositive, i ricercatori possono arrivare all'individuazione delle soluzioni alternative e quindi al miglioramento della compatibilità dei processi produttivi aziendali (Pretty, 1994).

3.4 Formule di calcolo degli indicatori con esempio applicativo in un caso di studio

3.4.1 Indicatori relativi alla struttura

Per ognuno degli indicatori vengono riportati i dati input necessari al calcolo, le formule di calcolo, l'unità di misura e il valore ottimale di riferimento.

Numero progressivo:	1
Nome:	Densità delle coltivazioni arboree. (Density of tree crops)
Caratteristica misurata:	Struttura
Livello di dettaglio:	IE
Simbolo:	DCA
Unità di misura:	Numero ha ⁻¹
Dati input:	Ordinamento colturale
Valore ottimale:	X > 0,1
Formula di calcolo:	$DCA = \frac{\sum n.campi_a}{SAU}$

Numero progressivo:	2
Nome:	Densità delle coltivazioni erbacee. (Density of herbaceous crops)
Caratteristica misurata:	Struttura
Livello di dettaglio:	IE
Simbolo:	DCE
Unità di misura:	Numero ha ⁻¹
Dati input:	Ordinamento colturale
Valore ottimale:	X > 0,3
Formula di calcolo:	$DCE = \frac{\sum n.campi_e}{SAU}$

Numero progressivo:	3
Nome:	Densità delle colture a leguminose in azienda (Density of legume crops)
Caratteristica misurata:	Struttura
Livello di dettaglio:	IE
Simbolo:	DCL
Unità di misura:	Numero ha ⁻¹
Dati input:	Ordinamento colturale
Valore ottimale:	X > 0,02
Formula di calcolo:	$DCL = \frac{\sum n.campi_l}{SAU}$

Numero progressivo:	4
Nome:	Densità delle colture a leguminose poliennali in azienda (Density of poliennal legume crops)
Caratteristica misurata:	Struttura
Livello di dettaglio:	IE
Simbolo:	DCLP
Unità di misura:	Numero ha ⁻¹
Dati input:	Ordinamento colturale
Valore ottimale:	X > 0,01
Formula di calcolo:	$DCLP = \frac{\sum n.campi_p}{SAU}$

Numero progressivo:	5
Nome:	Numero di specie animali aziendali (Number of animal species at farm level)
Caratteristica misurata:	Struttura
Livello di dettaglio:	IE
Simbolo:	NSAA
Unità di misura:	Numero
Dati input:	Registro di stalla
Valore ottimale:	-
Formula di calcolo:	$NSAREG = \sum (n.capi \times UBA)$ <p>dove UBA = Unità Bovino Adulto (Appendice 1, Tabella A1.1)</p>

Numero progressivo:	6
Nome:	Durata dell'avvicendamento. (Crop Rotation)
Caratteristica misurata:	Struttura
Livello di dettaglio:	IE
Simbolo:	DV
Unità di misura:	Numero
Dati input:	Ordinamento colturale
Valore ottimale:	X > 4
Formula di calcolo:	Il valore dell'indice viene calcolato come media ponderata del numero di anni di durata degli avvicendamenti rispetto alla superficie totale di seminativi escluso il set-aside.

Numero progressivo:	7
Nome:	Grandezza degli appezzamenti (Crop field size)
Caratteristica misurata:	Struttura
Livello di dettaglio:	IE
Simbolo:	GA
Unità di misura:	Ha
Dati input:	Cartografia aziendale
Valore ottimale:	$> 1 X < 5$
Formula di calcolo:	$GA = \frac{\sum Sup.appezzamenti}{n.appezzamenti}$

Numero progressivo:	8
Nome:	Rapporto lunghezza/larghezza degli appezzamenti (Field length/width)
Caratteristica misurata:	Struttura
Livello di dettaglio:	IA
Simbolo:	LLA
Unità di misura:	Numero
Dati input:	Cartografia aziendale
Valore ottimale:	$X < 4$
Formula di calcolo:	$LLA = \frac{\sum \frac{lungh \max \text{ appezzamenti}}{larg \max \text{ appezzamenti}}}{n.appezzamenti}$

Numero progressivo:	9
Nome:	Adiacenza degli appezzamenti (Field adjacency)
Caratteristica misurata:	Struttura
Livello di dettaglio:	IA
Simbolo:	AA
Unità di misura:	Numero
Dati input:	Cartografia aziendale
Valore ottimale:	$X = 1$
Formula di calcolo:	$AA = \frac{\sum_1^n app.adiacenti / tot.app.}{n}$

Numero progressivo:	10
Nome:	Densità degli appezzamenti (Field density)
Caratteristica misurata:	Struttura
Livello di dettaglio:	IE
Simbolo:	DA
Unità di misura	Numero ha ⁻¹
Dati input:	Ordinamento colturale
Valore ottimale:	X = 1
Formula di calcolo:	$DA = \frac{n.appezzamenti}{SAU}$ SAU = superficie agricola utilizzata

Numero progressivo:	11
Nome:	Diversità colturale (Crop diversity)
Caratteristica misurata:	Struttura
Livello di dettaglio:	IA
Simbolo:	DC
Unità di misura	Numero
Dati input:	Ordinamento colturale
Valore ottimale:	X > 1
Formula di calcolo:	$DC = -\sum_1^n (Pc * \log_n Pc)$ dove c = n° tipi di uso del suolo (coltura) Pc = la % di presenza di ogni tipo di uso del suolo sul totale

Numero progressivo:	12
Nome:	Superficie lasciata ad habitat semi-naturali (Semi-natural habitat areas)
Caratteristica misurata:	Struttura
Livello di dettaglio:	IE
Simbolo:	SHS
Unità di misura	%
Dati input:	Superfici aziendali (habitat) naturali e semi-naturali.
Valore ottimale:	X > 5
Formula di calcolo:	$SHS = \frac{\sum (Sie)}{SAU}$ dove Sie = aree naturali e semi-naturali

Numero progressivo:	13
Nome:	Biodiversità siepi (Hedge Biodiversity)
Caratteristica misurata:	Struttura
Livello di dettaglio:	IE
Simbolo:	BS
Unità di misura:	metri ha ⁻¹
Dati input:	Lunghezza delle siepi (Ls) = si determina attraverso visita aziendale e identificazione su carta aziendale. Riconoscimento in campo dell'età e delle specie presenti all'interno di ogni siepe = si effettua in campo l'identificazione dell'età e il tipo di specie della siepe, attraverso cui si attribuisce un coefficiente.
Valore ottimale:	X > 0,2
Formola di calcolo:	$BS = \frac{\sum (Ls * Cei * Cp)}{SAU}$ <p>dove <i>Ls</i> = Lunghezza delle siepi <i>Cei</i> = coefficiente per l'epoca di impianto (Appendice 1, Tabella A1.2) <i>Cp</i> = coefficiente di provenienza della specie (Appendice 1, Tabella A1.2)</p>

Numero progressivo:	14
Nome:	Biodiversità delle aree boschive (Wood Biodiversity)
Caratteristica misurata:	Struttura
Livello di dettaglio:	IE
Simbolo:	BB
Unità di misura:	Numero

Dati input:	<p>Superfici occupate dal bosco (Sp) = Si effettua la localizzazione della superficie aziendale a bosco sulla cartografia aziendale. Per Cds e Ctf occorre rilevare:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Distribuzione spaziale (Ds) = Si determina tramite l'identificazione della distribuzione spaziale della superficie boscata, attribuendo un coefficiente di distribuzione spaziale - Tipologia di bosco (Tf) = Si determina tramite l'identificazione della tipologia della superficie boscata, attribuendo un coefficiente di tipologia di bosco
Valore ottimale:	X > 0,1
Formola di calcolo:	$BB = \frac{\sum (Sp * Cds * Ctf)}{SAU}$ <p>dove <i>Cds</i> = Coefficiente di distribuzione spaziale (Appendice 1, Tabella A 1.3) <i>Ctf</i> = coefficiente di tipologia forestale (Appendice 1, Tabella A 1.4)</p>

3.4.1.1 Esempio di calcolo di alcuni indicatori relativi alla struttura

L'esempio applicativo che segue è relativo al calcolo dell'indicatore di diversità colturale:

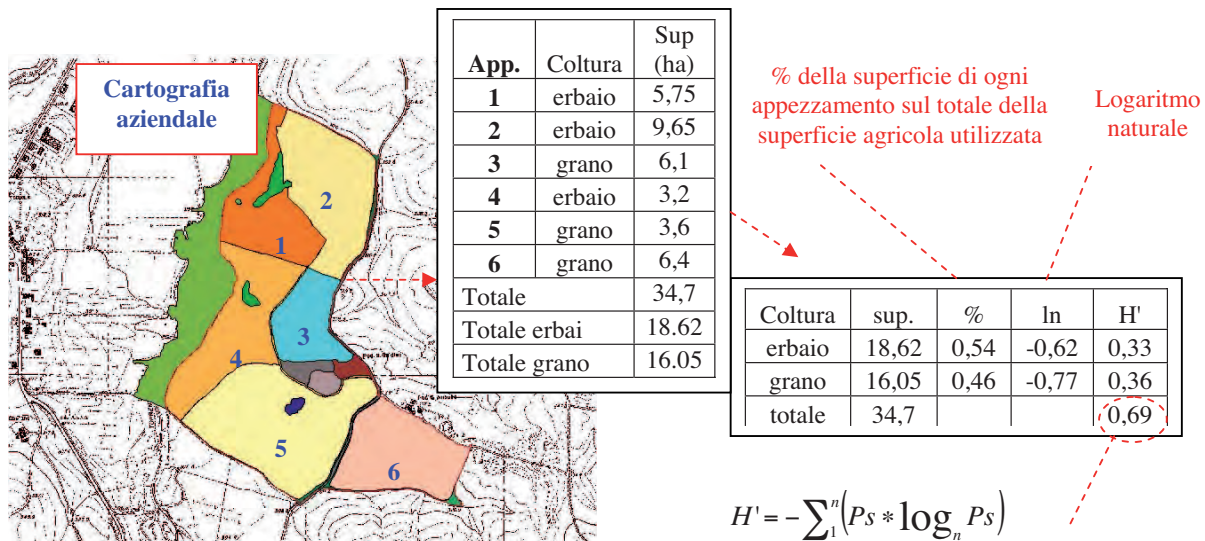


Figura 3.27: Cartografia appezzamenti aziendali

L'esempio applicativo che segue è relativo al calcolo dell'indicatore % di habitat seminaturali:

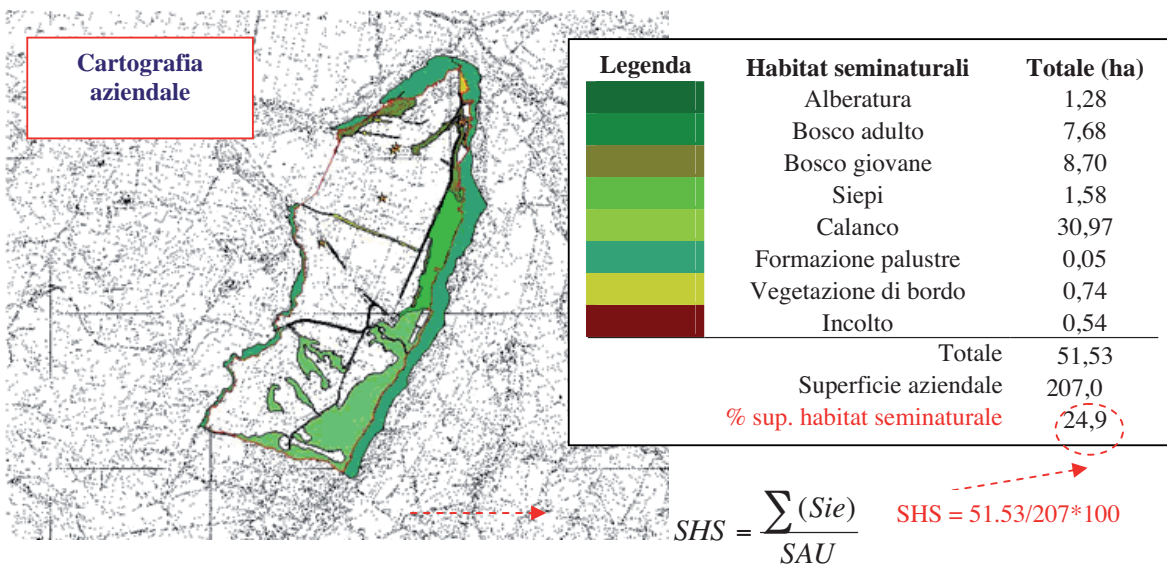


Figura 3.28: Cartografia infrastrutture ecologiche aziendali

3.4.1.2 Caso studio: Indicatori di biodiversità strutturale a livello aziendale in Val d'Orcia

Sono state considerate 4 aziende situate nella stessa zona, con diversa gestione agricola. La Tabella 3.16 riporta le principali caratteristiche delle aziende oggetto di indagine.

Tabella 3.16: Principali caratteristiche delle aziende oggetto di analisi

	Convenzionale (1)	Conversione bio (2)	Biologico (3)	Biologico (4)
Superficie totale	36.52	168.50	37.31	207,00
Superficie coltivata	31.56	133.70	34.65	149,00
Rotazione	no	Biennale	Biennale	Biennale
% di area trattata	100	0	0	0
Tipo di fertilizzazione	Minerale	Organica	Organica	Organica

La Tabella 3.17 riporta gli indicatori utilizzati per valutare la biodiversità strutturale, per ognuno dei quali è stato definito un acronimo, l'unità di misura (UM), il livello di riferimento ottimale.

Tabella 3.17: Gli indicatori di biodiversità della struttura a livello di farming system

Indicatore ⁴	Simbolo	UM	Valore ottimale ⁵	Aziende			
				1	2	3	4
Densità di colture arboree	DCA	numero ha ⁻¹	X > 0,1	0	0,01	0	0,005
Densità di colture erbacee	DCE	numero ha ⁻¹	X > 0,3	0,1	0,03	0,1	0,03
Densità di colture leguminose	DCL	numero ha ⁻¹	X > 0,02	0,03	0,01	0,03	0,02
Densità di colture leguminose poliennali	DCLP	numero ha ⁻¹	X > 0,01	0	0	0	0,01
Durata della rotazione	DV	anni	X > 4	0	2	2	2,4
Dimensione appezzamenti	GA	ha	>1 X <5	5,3	3,7	5,8	7,8
Rapporto lunghezza/larghezza app.	LLA	m/m	X < 4	1,6	2,4	1,5	2,8
Adiacenza appezzamenti	AA	numero	X = 1	1	1	1	1
Densità appezzamenti	DA	numero ha ⁻¹	X = 1	0,19	0,3	0,17	0,13
Diversità colturale	DC	numero	X > 1	1	0,83	1,12	1,48
% sup. habitat semi-naturale	SHS	% SAU	X > 5	3,8	18,6	5,2	24,9
Biodiversità delle siepi	BS	metri ha ⁻¹	X > 0.2	0	0	0	9,9
Biodiversità delle aree boschive	BB	numero	X > 0.1	0	0,1	0	0,12

Sulla base degli indicatori di biodiversità strutturale, l'azienda che risulta avere un comportamento migliore in termini di sostenibilità è l'azienda 4 - biologica. Gli indicatori che descrivono meglio il suo comportamento positivo sono la diversità colturale (Figura 3.29, 1,48 indice di Shannon), la % di aree seminaturali (Figura 3.30, 24,9% della SAU), la presenza nella rotazione di un maggior numero di colture e di colture leguminose. Risulta invece non rispondente al valore di sostenibilità la dimensione media degli appezzamenti (Figura 3.31, 7,8 ha rispetto al valore ottimale di <5). L'azienda, invece, che ha un comportamento complessivo più negativo in termini di sostenibilità è l'azienda 1 a conduzione convenzionale.

⁴ Non è stato determinato l'indicatore Numero di specie Animali aziendali.

⁵ Migliorini e Vazzana, 2007; Lazzerini et al., 2001; Vazzana et al., 1997.

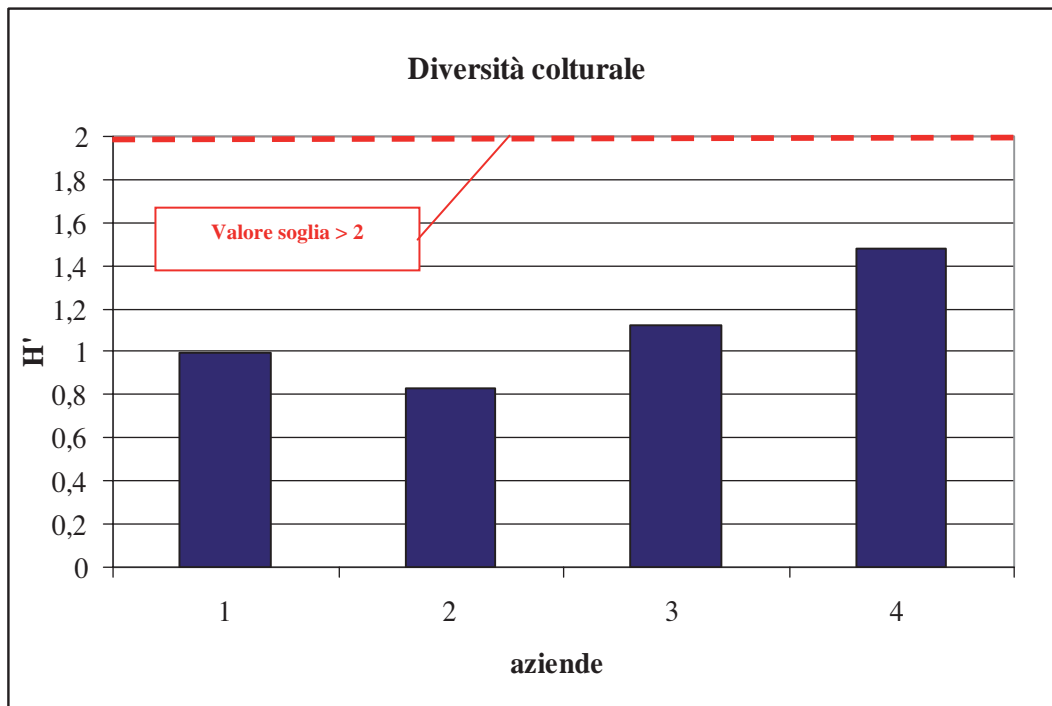


Figura 3.29: Diversità colturale a livello aziendale (vedi Tab. 3.16)

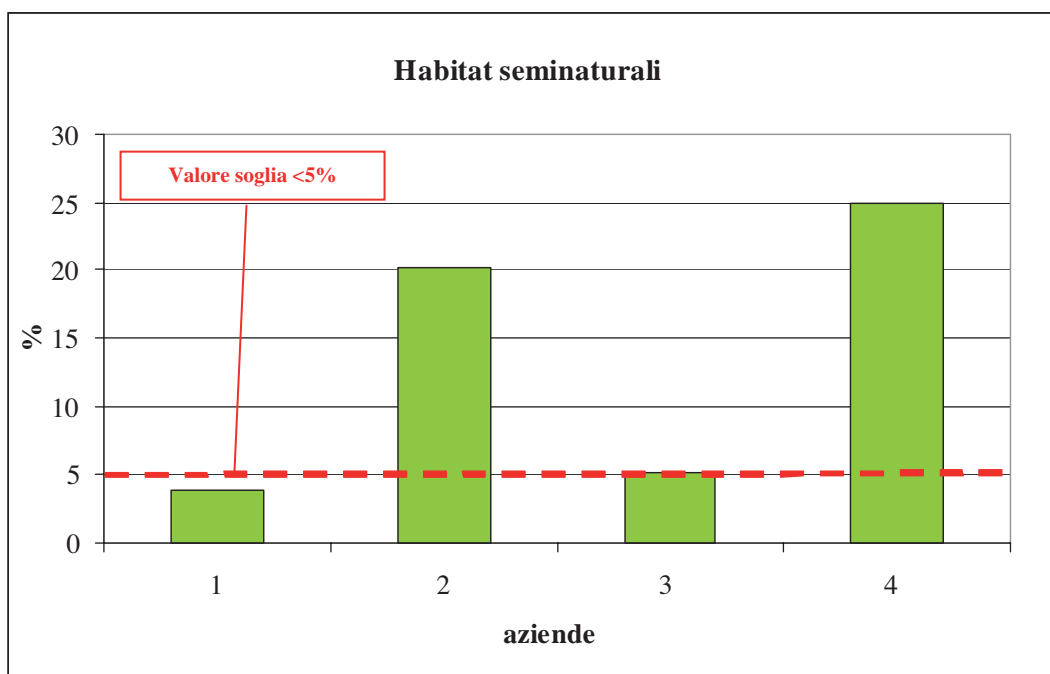


Figura 3.30: Habitat semi-naturali a livello aziendale (vedi Tab. 3.16)

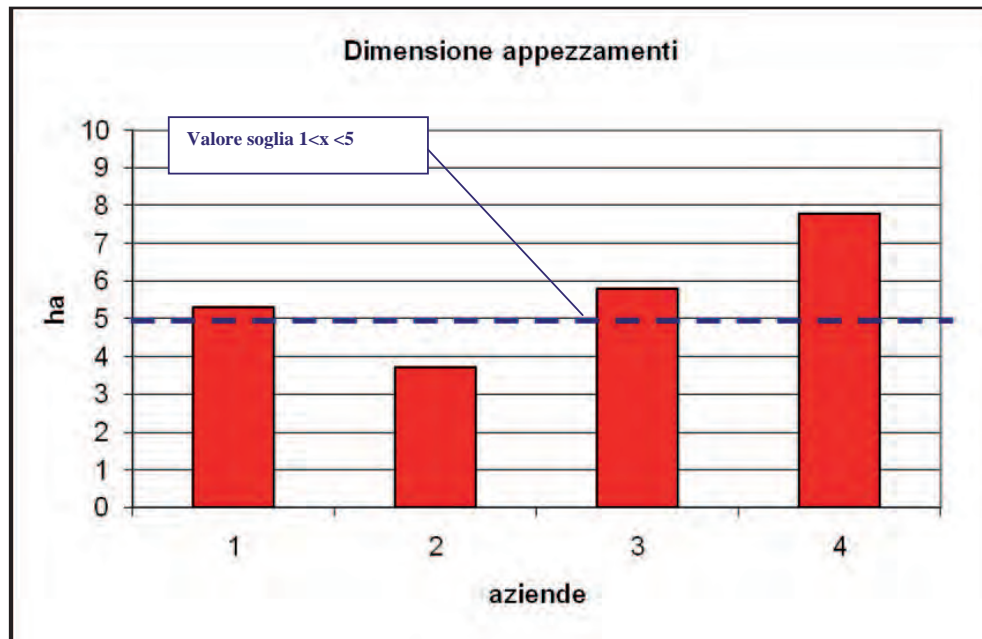


Figura 3.31: Dimensione appezzamenti aziendali (vedi Tab. 3.16)

L'analisi statistica multivariata (Analisi delle componenti principali - PCA), elaborata con il Programma Primer 6, mette in evidenza come la dimensione aziendale incida sul valore di alcuni indicatori, come SHS, BS, BB, quelli legati alle presenze di aree non produttive, determinando l'aggregazione fra loro delle aziende (Figura 3.32).

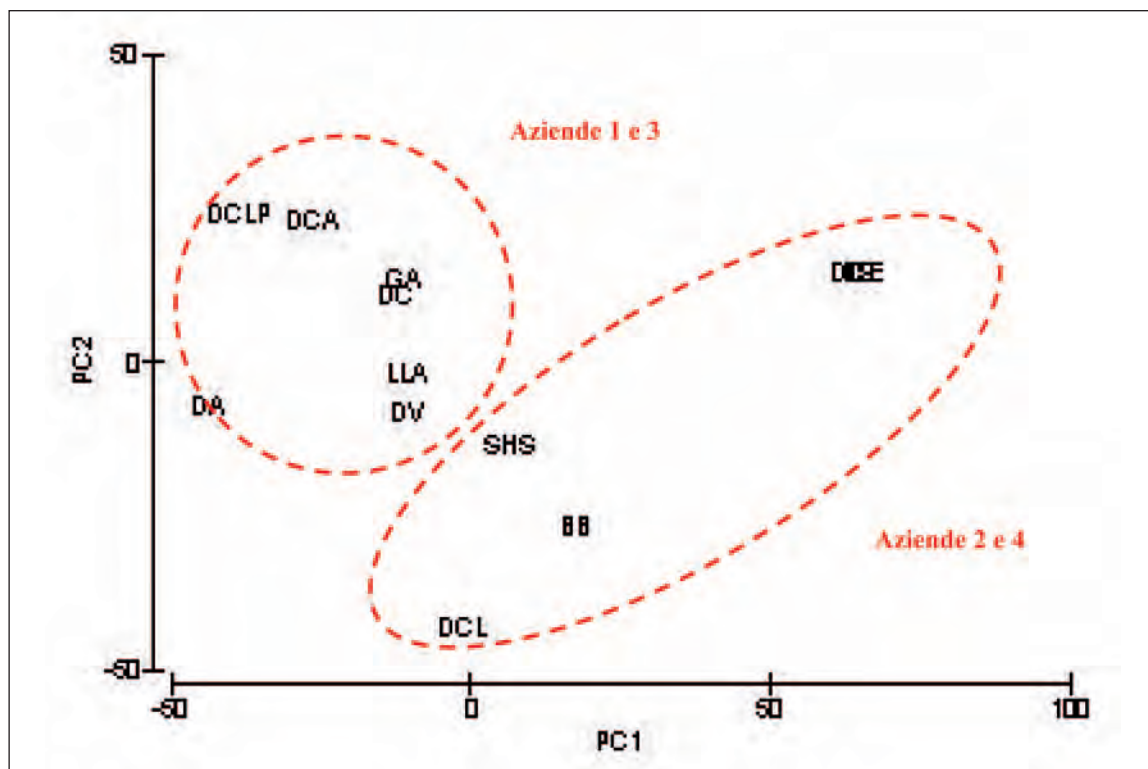


Figura 3.32: Analisi delle componenti principali (PCA) applicata agli indicatori di biodiversità strutturale nelle aziende studiate (% Varianza PC1 = 71.9%; PC2 = 25.3)

3.4.2. Indicatori relativi alla componente erbacea

Per ognuno degli indicatori vengono riportati i dati input necessari al calcolo, le formule di calcolo, l'unità di misura e il valore ottimale di riferimento.

Numero progressivo:	15
Nome:	Diversità delle specie (erbacee ed arboree) nelle infrastrutture ecologiche (Ecological Infrastructure Diversity)
Caratteristica misurata:	Componenti
Livello di dettaglio:	IA
Simbolo:	DIE
Unità di misura:	Numero
Dati input:	Riconoscimento delle specie e attribuzione della percentuale di copertura.
Valore ottimale:	$X > 2$
Formula di calcolo:	Il calcolo della diversità delle specie è stato effettuato a partire dalla % di abbondanza delle specie rilevate con il metodo proposto da Braun-Blanquet (Braun Blanquet J., 1932), e trasformandola in termini numerici con il metodo proposto da Van der Maarel (1972), e quindi calcolando l'indice di diversità Shannon (Shannon e Weaver., 1963) (Appendice 1, Tabella A 1.5)
	$DIE = - \sum_{i=1}^n (P_s * \log_n P_s)$ <p>dove s = n° di specie rilevate Ps = la % di presenza di ogni specie sul totale</p>

Numero progressivo:	16
Nome:	Ricchezza specie (erbacee ed arboree) nelle infrastrutture ecologiche. (Ecological Infrastructure species Richness)
Caratteristica misurata:	Componenti
Livello di dettaglio:	IA
Simbolo:	RIE
Unità di misura:	Numero
Dati input:	Riconoscimento delle specie e attribuzione della percentuale di copertura.
Valore ottimale:	$X > 40$
Formula di calcolo:	Il calcolo della ricchezza di specie erbacee ed arboree viene fatto come somma delle specie rilevate o come Indice di ricchezza (IR).

Numero progressivo:	17
Nome:	Diversità delle specie erbacee a livello di appezzamento (Field specie diversity)
Caratteristica misurata:	Componenti
Livello di dettaglio:	IA
Simbolo:	DSA
Unità di misura:	Numero
Dati input:	Riconoscimento delle specie erbacee a livello di appezzamento.
Valore ottimale:	$X > 2$
Formula di calcolo:	L'indice di diversità viene calcolato con l'indice di Shannon $DSA = - \sum_1^n (P_s * \log_n P_s)$ dove s = n° di specie rilevate Ps = la % di presenza di ogni specie sul totale

Numero progressivo:	18
Nome:	Ricchezza specie erbacee a livello di appezzamento (Field species richness)
Caratteristica misurata:	Componenti
Livello di dettaglio:	IA
Simbolo:	RSA
Unità di misura:	Numero
Dati input:	Riconoscimento delle specie erbacee a livello di appezzamento.
Valore ottimale:	$X > 40$
Formula di calcolo:	Il calcolo della ricchezza di specie erbacee viene fatto come somma delle specie rilevate o come indice di ricchezza (IR).

3.4.2.1 Esempio di calcolo di alcuni indicatori relativi alla componente floristica

L'esempio applicativo che segue è relativo al calcolo dell'indice di diversità delle specie nelle infrastrutture ecologiche:

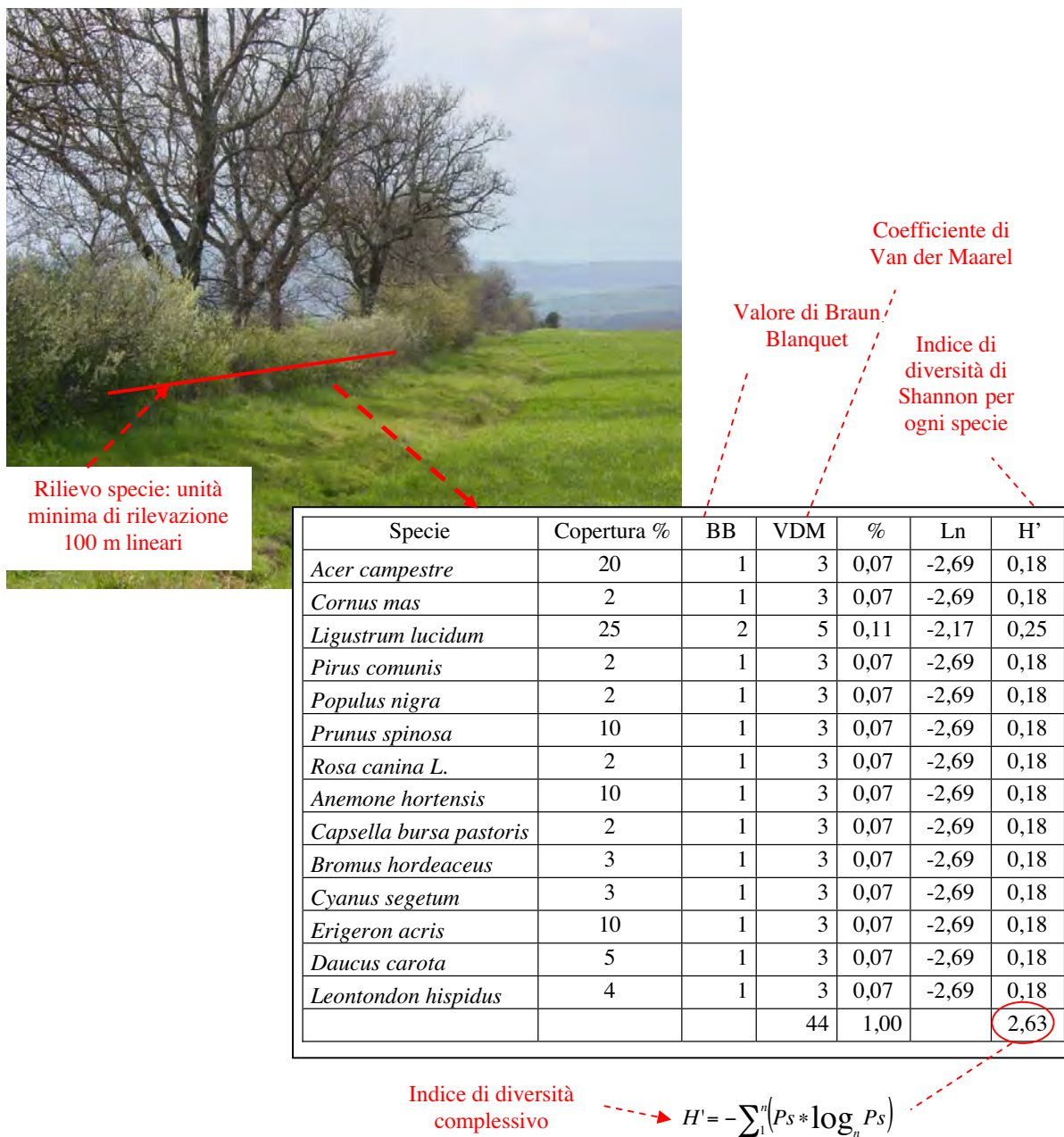


Figura 3.33: Campionamento della biodiversità di una infrastruttura ecologica

L'esempio applicativo che segue è relativo al calcolo dell'indice di diversità delle specie erbacee a livello di appezzamento è di seguito descritto:

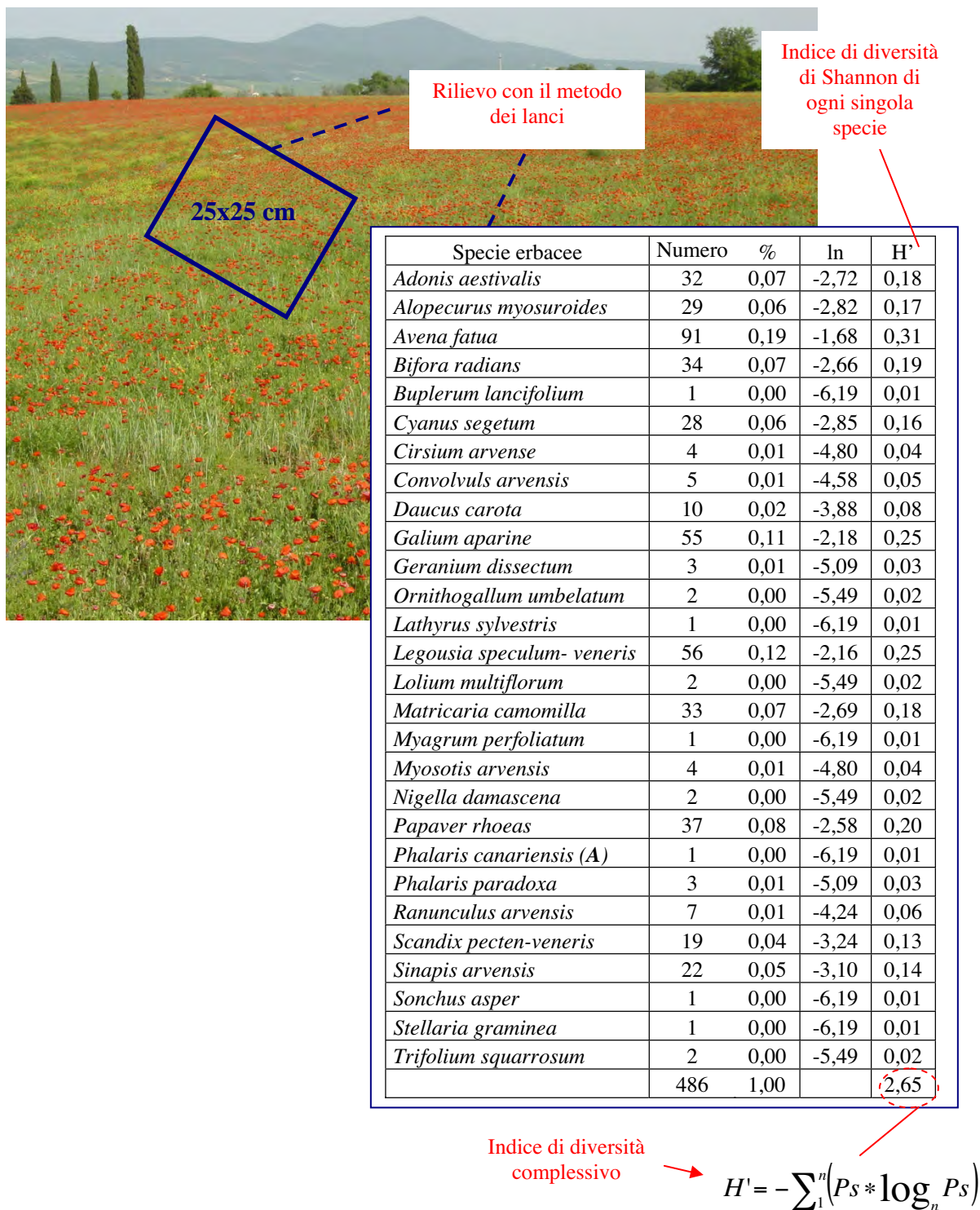


Figura 3.34: Campionamento della biodiversità di un appezzamento aziendale
A= specie aliena, ossia al di fuori del proprio habitat naturale

3.4.2.2 Caso studio: Indicatori di biodiversità della componente floristica a livello aziendale in Val d'Orcia

Le caratteristiche delle aziende oggetto di indagine sono riportate nel paragrafo 3.4.1.2.

Gli indicatori usati sono di seguito riportati.

Tabella 3.18: Gli indicatori di biodiversità della struttura a livello aziendale

Indicatore	Simbolo	UM	Valore ottimale ⁶	Aziende			
				1	2	3	4
Diversità delle specie nelle infrastrutture ecologiche	DIE	numero	$x > 2$	1,2	1,3	2,2	2,3
Ricchezza delle specie nelle infrastrutture ecologiche	RIE	numero	$x > 40$	7	30	26	58
Diversità delle specie erbacee a livello di app.	DSA	numero	$x > 2$	1,4	1,9	2,0	2,2
Ricchezza di specie erbacee a livello di app.	RSA	numero	$x > 35$	20	28	58	83

La Tabella 3.18 riporta i dati (valori medi) degli indicatori di biodiversità della componente floristica delle quattro aziende studiate nel comprensorio della Val d'Orcia. Durante i quattro anni di indagine sono state censite 116 specie, appartenenti a 24 famiglie. Sia nelle infrastrutture ecologiche che all'interno dei campi la gestione biologica è risultata più efficiente in termini di sostenibilità rispetto a quella convenzionale sia per la ricchezza che per la diversità delle specie (Figura 3.35, 3.36, 3.37, 3.38). Ciò è confermato dall'analisi multivariata (Cluster analysis - CA, Programma Primer 6, Figura 3.39) che separa nettamente i rilievi realizzati all'interno delle Aziende Biologiche dai rilievi realizzati nelle Aziende Convenzionali.

La valutazione dell'effetto dei bordi campo sulla componente floristica permette di mettere in evidenza, sia per la ricchezza sia per la diversità di specie, una netta differenza fra i bordi campo biologici rispetto a quelli convenzionali. Anche in questo caso, l'analisi multivariata (Cluster analysis - CA) (Figura 3.40) raggruppa, in due cluster, rilievi floristici dei bordi campo con la stessa gestione agricola. Questi risultati confermano la relazione positiva tra la biodiversità pianificata (costituita da bordi campo inerbiti, siepi arboree, ecc.) sull'aumento della biodiversità associata e quindi sulle sue componenti (Altieri et al., 2003, Vandermeer e Perfecto, 1995, Lazzerini e Vazzana, 2007; Migliorini e Vazzana, 2007).

⁶ Migliorini e Vazzana, 2007; Lazzerini et al., 2001; Vazzana et al., 1997.

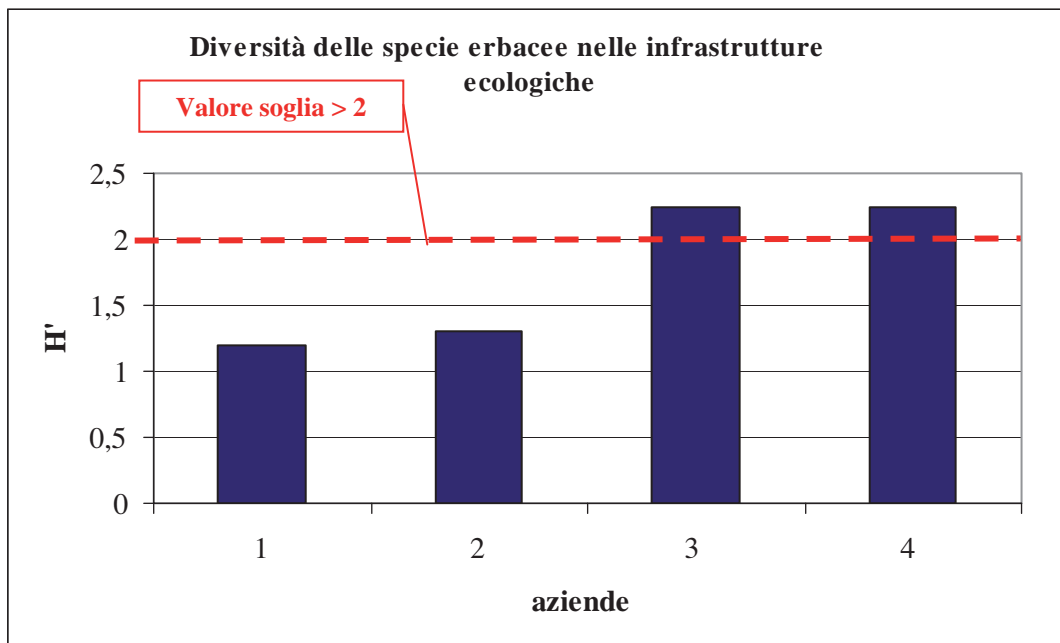


Figura 3.35: Diversità delle specie erbacee nelle infrastrutture ecologiche (vedi Tab. 3.16)

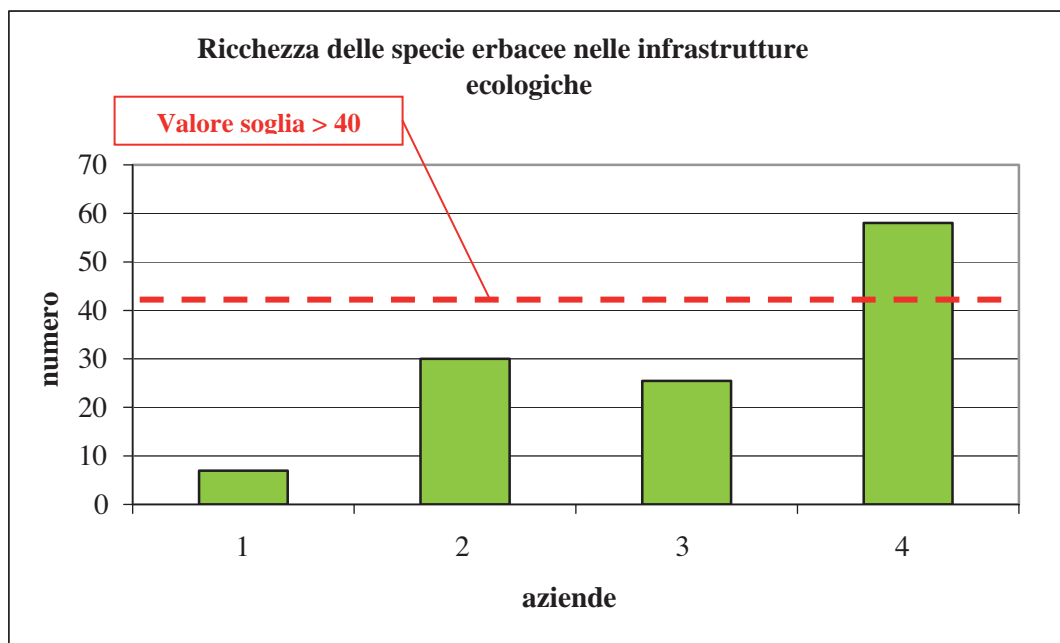


Figura 3.36: Ricchezza delle specie erbacee nelle infrastrutture ecologiche (vedi Tab. 3.16)

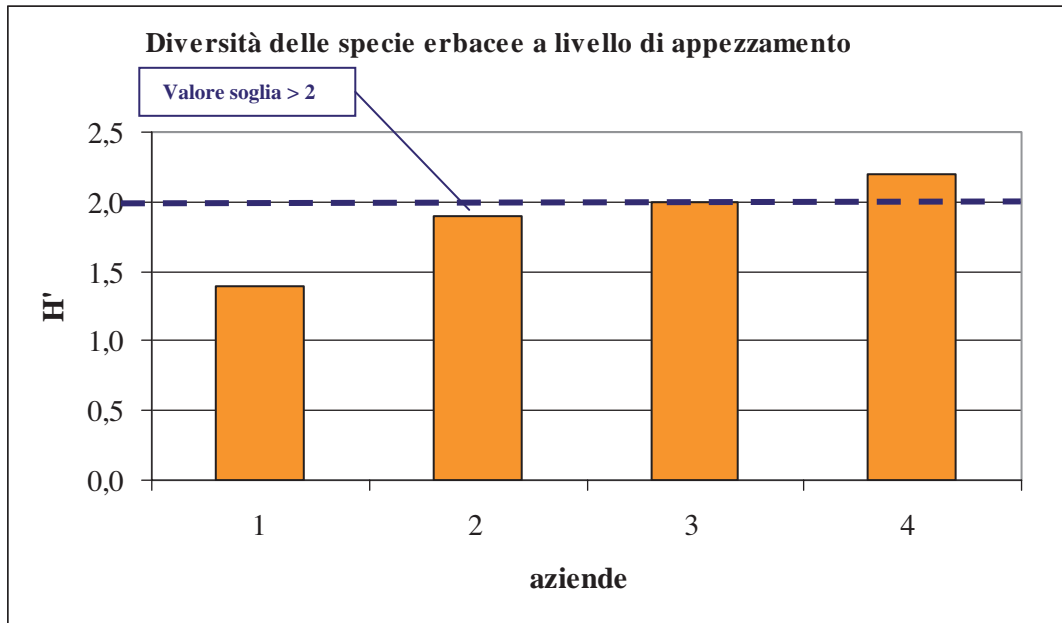


Figura 3.37: Diversità delle specie erbacee a livello di appezzamento (vedi Tab. 3.16)

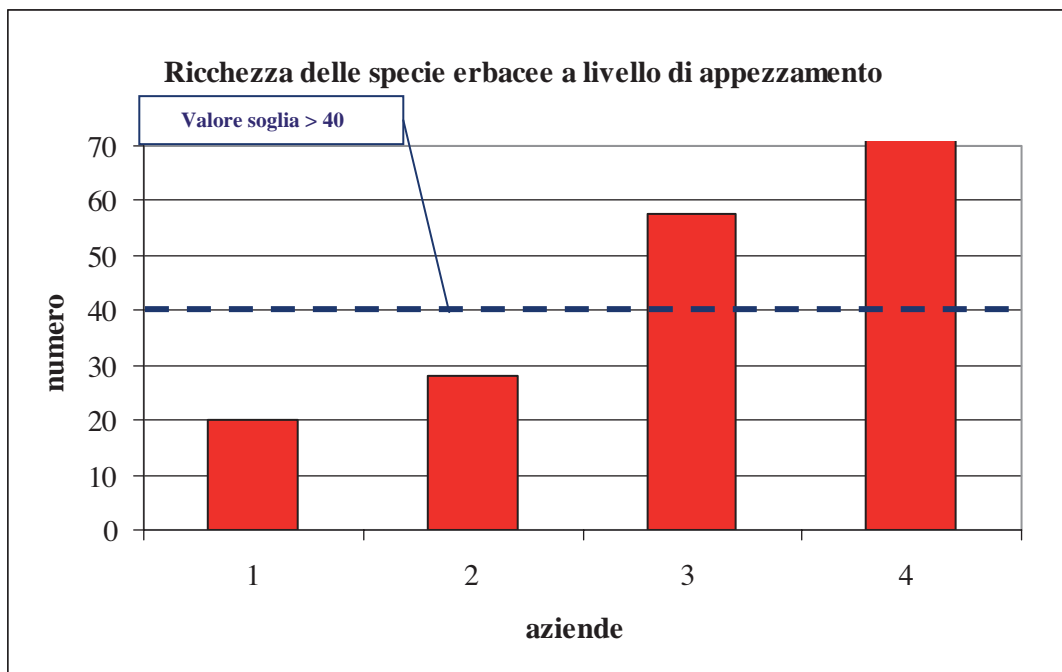


Figura 3.38: Ricchezza delle specie erbacee a livello di appezzamento (vedi Tab. 3.16)

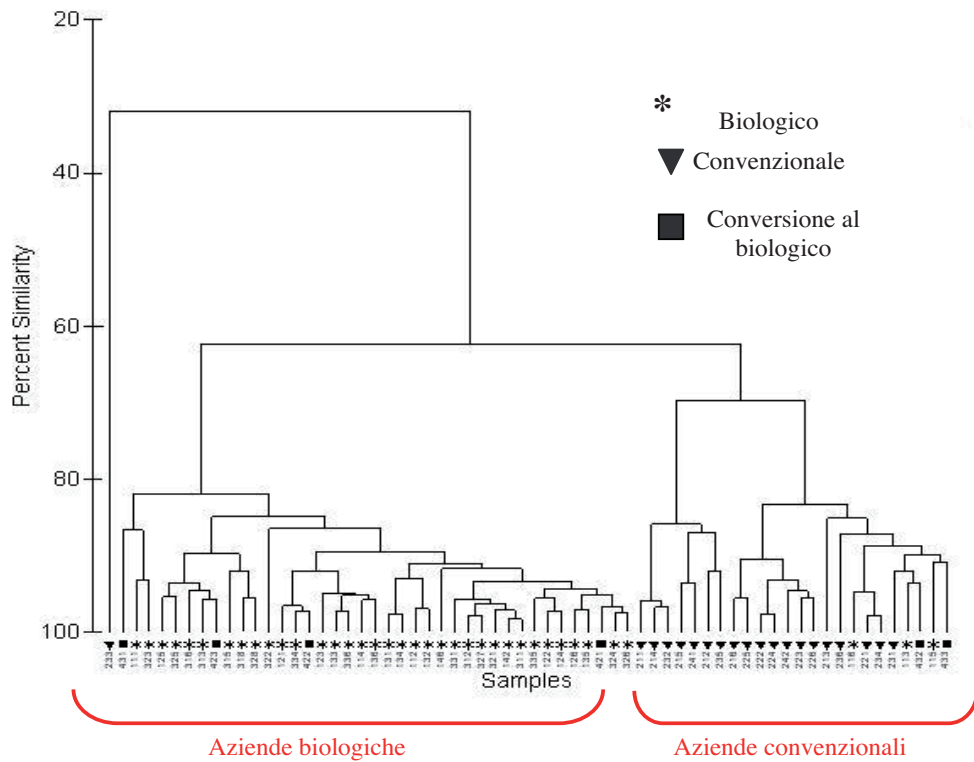


Figura 3.39: Analisi delle corrispondenze (CA) degli indicatori di biodiversità (ricchezza e diversità) a livello di appezzamento per le quattro aziende oggetto di studio (anni 2002-2005), basata sul coefficiente di similarità di Bray-Curtis (No-metric Multi-dimensional scaling analysis - NMDS = 0.03)

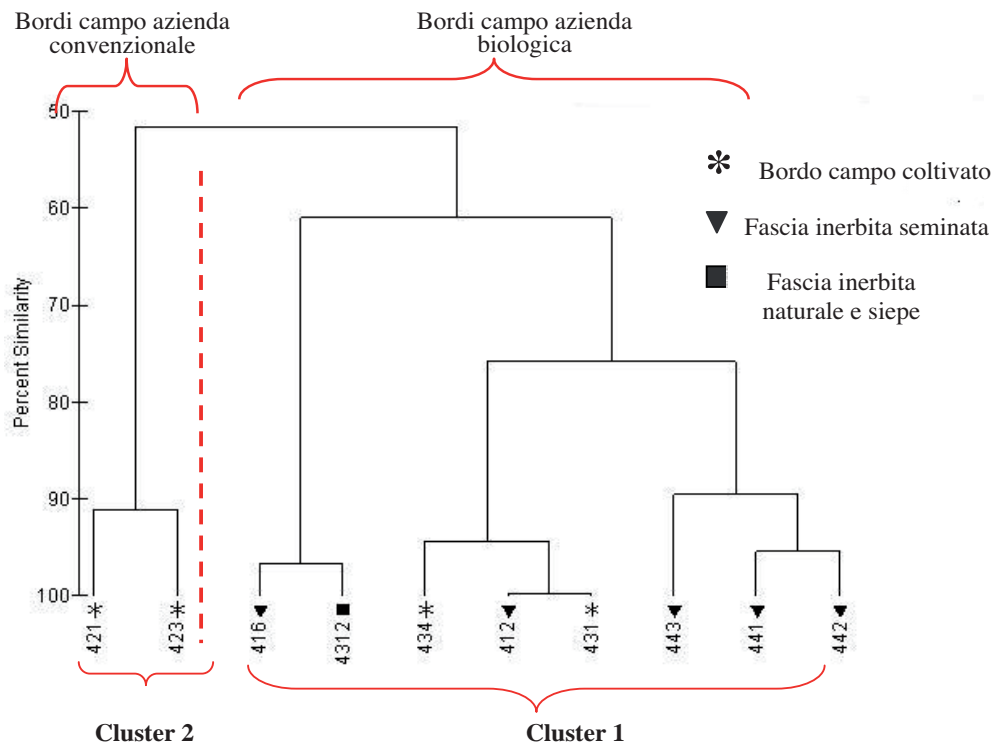


Figura 3.40: Analisi delle corrispondenze (CA) della diversità e ricchezza delle specie erbacee nei bordi campo delle quattro aziende oggetto di studio (anno 2005), basata sul coefficiente di similarità di Bray-Curtis (No-metric Multi-dimensional scaling analysis - NMDS = 0.01)

3.4.3 Indicatori relativi alla microfauna del suolo (taxa invertebrati)

Per ognuno degli indicatori viene riportato i dati input necessari al calcolo, le formule di calcolo, l'unità di misura e il valore ottimale di riferimento.

Numero progressivo:	19
Nome:	Diversità specie target (diversity of target species)
Caratteristica misurata:	Componenti
Livello di dettaglio:	IS
Simbolo:	DST
Unità di misura:	Numero
Dati input:	Riconoscimento delle specie entomologiche target.
Valore ottimale:	$X > 2$
Formula di calcolo:	L'indice di diversità viene calcolato con l'indice di Shannon $DST = - \sum_1^n (P_s * \log_n P_s)$ dove s = n° di specie rilevate Ps = la % di presenza di ogni specie sul totale

Numero progressivo:	20
Nome:	Ricchezza specie target (richness of target species)
Caratteristica misurata:	Componenti
Livello di dettaglio:	IS
Simbolo:	RST
Unità di misura:	Numero
Dati input:	Riconoscimento delle specie entomologiche target.
Valore ottimale:	$X > 25$
Formula di calcolo:	Il calcolo della ricchezza di specie entomologiche target viene fatto come somma delle specie rilevate o come indice di ricchezza (IR).

Numero progressivo:	21
Nome:	Diversità specie a livello di ordine/famiglia (Diversity of entomological species)
Caratteristica misurata:	Componenti
Livello di dettaglio:	IS
Simbolo:	DS
Unità di misura:	Numero
Dati input:	Riconoscimento delle specie entomologiche a livello di ordine/famiglia.

Valore ottimale:	$X > 2$
Formula di calcolo:	L'indice di diversità viene calcolato con l'indice di Shannon $Hsa = - \sum_1^n (Ps * \log_n Ps)$ dove s = n° di specie rilevate Ps = la % di presenza di ogni specie sul totale

Numero progressivo:	22
Nome:	Ricchezza specie a livello di ordine/famiglia (richness of entomological species)
Caratteristica misurata:	Componenti
Livello di dettaglio:	IS
Simbolo:	RS
Unità di misura:	Numero
Dati input:	Riconoscimento delle specie entomologiche a livello di ordine/famiglia.
Valore ottimale:	$X > 25$
Formula di calcolo:	Il calcolo della ricchezza di specie entomologiche a livello di ordine/famiglia viene fatto come somma delle specie rilevate o come indice di ricchezza (IR).

3.4.3.1 Esempio di calcolo di alcuni indicatori relativi alla componente faunistica

L'esempio di calcolo dell'indice di ricchezza delle specie target nelle infrastrutture ecologiche:

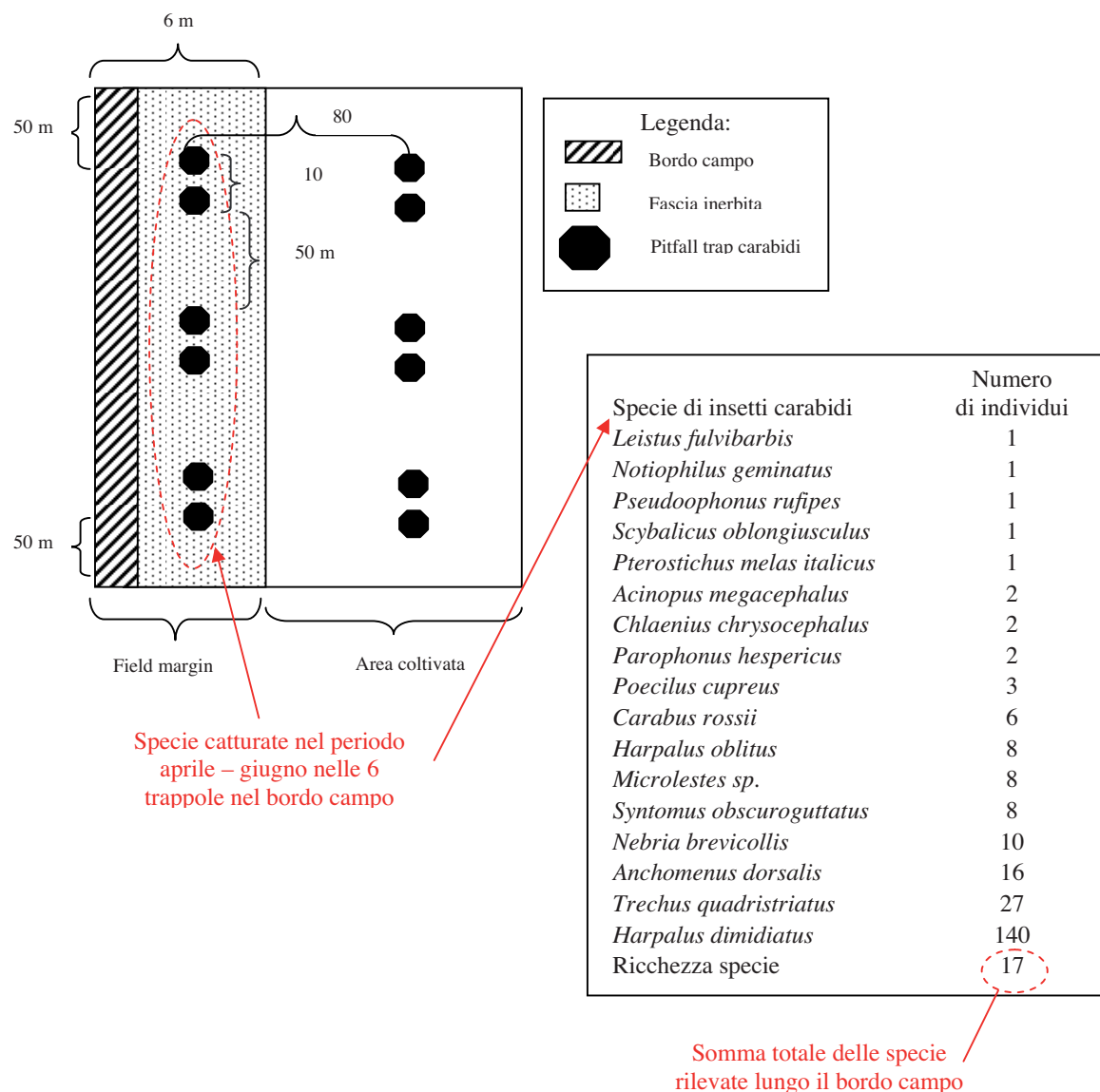


Figura 3.41: Campionamento della biodiversità delle specie target (carabidi) in un bordo campo

3.4.3.2 L'analisi della componente entomologica della biodiversità nel comprensorio della Val d'Orcia

Analisi delle specie erbacee target

Le caratteristiche delle aziende oggetto di indagine sono riportate nel paragrafo 3.4.1.2.

Gli indicatori usati sono di seguito riportati.

Tabella 3.19: Gli indicatori di biodiversità delle specie target a livello aziendale

Indicatore	Simbolo	UM	Valore ottimale ⁷	Aziende			
				1	2	3	4
Diversità specie target a livello di appezzamento	DST	Numero	$x > 2$	1,9	1,9	2,2	2,3
Ricchezza specie target a livello di appezzamento	RST	Numero	$x > 25$	20	20	24	21
Diversità specie target nelle infrastrutture ecologiche	DST	Numero	$x > 2$	1,9	2,5	2,2	2,3
Ricchezza specie target nelle infrastrutture ecologiche	RST	Numero	$x > 25$	19	23	26	25

La Tabella 3.19 riporta i dati degli indicatori di biodiversità della specie target utilizzata (Carabidi) rilevati nelle quattro aziende studiate nel comprensorio della Val d'Orcia. Durante i quattro anni di indagine sono state censite 95 specie di Carabidi. Sia nelle infrastrutture ecologiche che all'interno dei campi la gestione biologica è risultata più efficiente rispetto a quella convenzionale in particolare per la diversità delle specie (Figure 3.42, 3.43, 3.44).

E' stata rilevata un maggiore ricchezza specifica nei field margin dell'azienda 3 biologica (27 specie nel bordo dell'app. 311 e 26 specie nel field margin dell'app. 316) (Tabella 3.20). Rilevante è anche il valore di ricchezza (24 specie) del field margin con bordo campo con siepe e fascia inerbita dell'azienda 4 biologica (app. 3312) e dell'azienda 2 biologica in conversione (app. 341 e 342) (Tabella 3.20). Altrettanto elevato è il valore dell'indice di diversità degli app. 341 (2,6) e 342 (2,6) dell'azienda 2 (Tabella 3.20).

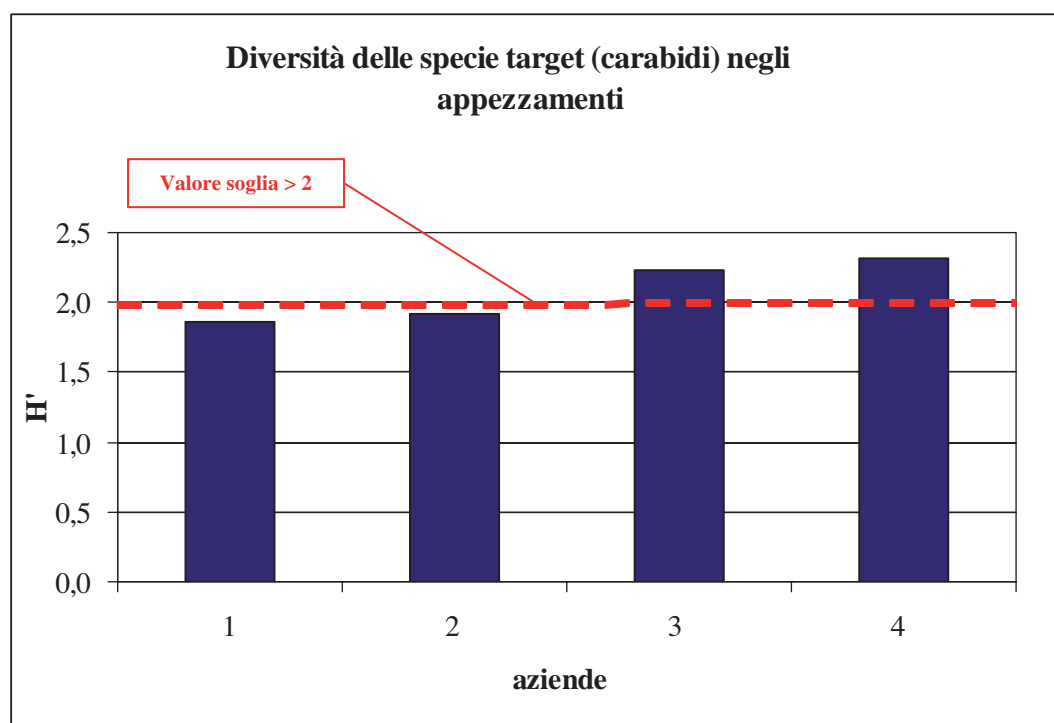


Figura 3.42: Diversità delle specie target negli appezzamenti (vedi Tab. 3.16)

⁷ Migliorini e Vazzana, 2007; Lazzerini et al., 2001; Vazzana et al., 1997.

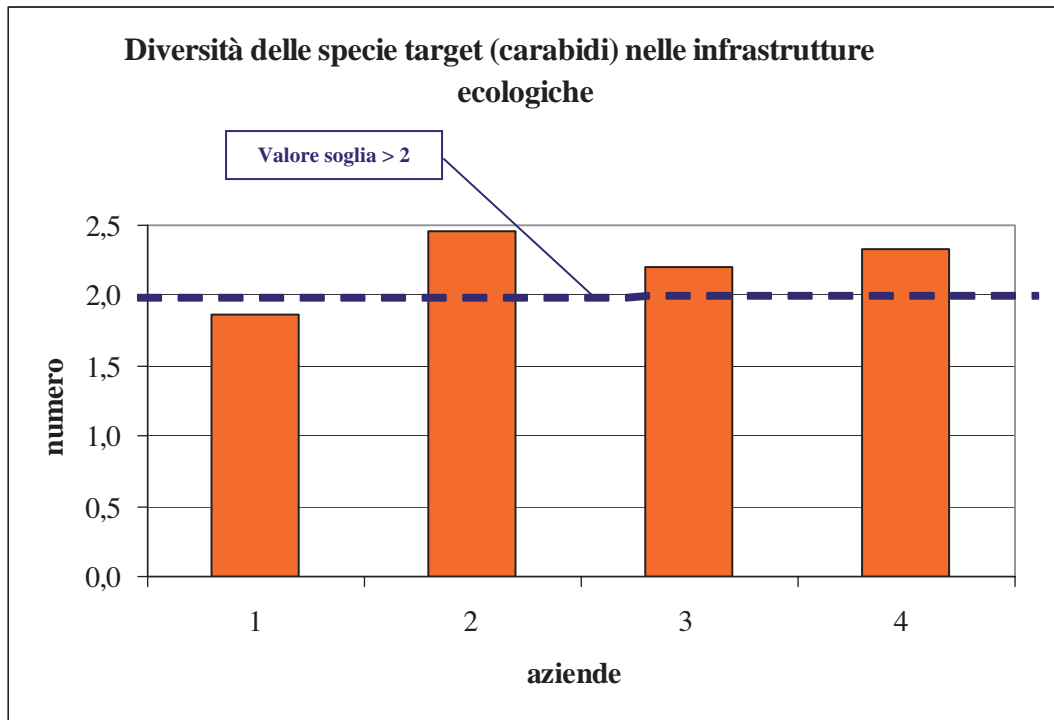


Figura 3.43: Diversità delle specie target nelle infrastrutture ecologiche (vedi Tab. 3.16)

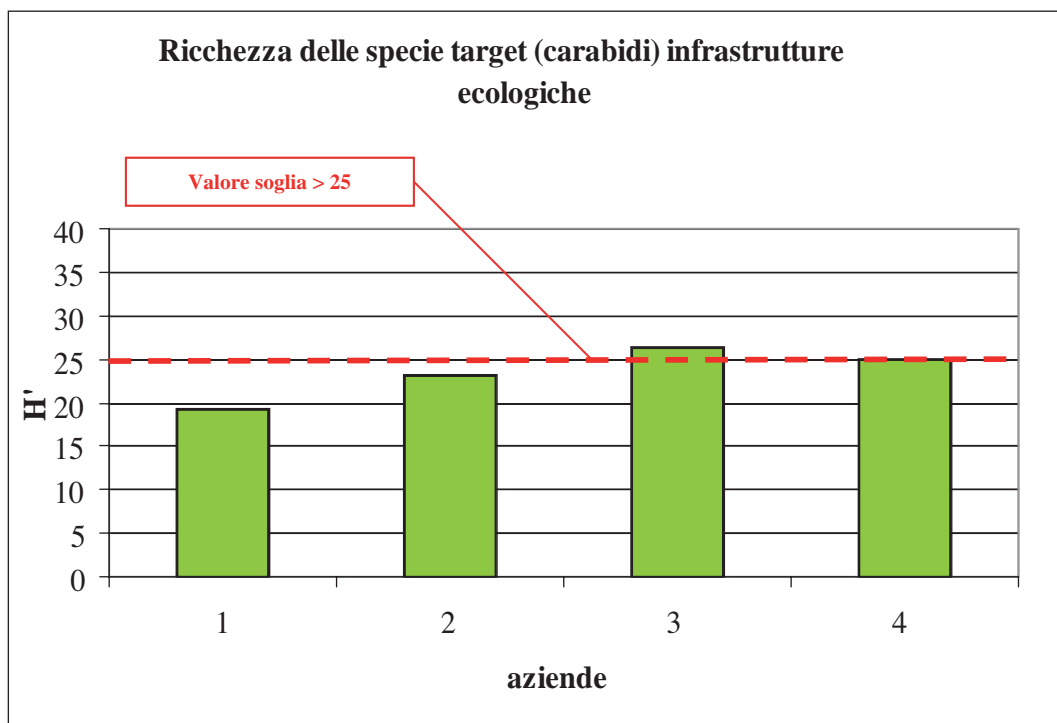


Figura 3.44: Ricchezza delle specie target nelle infrastrutture ecologiche (vedi Tab. 3.16)

Tabella 3.20: Ricchezza specifica e diversità degli insetti carabidi dei bordi campo delle quattro aziende oggetto di studio dell'anno 2004

Azienda	Numero app.	Ricchezza specie	Diversità (H)
1	321	20	2,4
1	323	18	2,3
2	341	24	2,6
2	342	24	2,6
2	343	21	2,3
3	312	27	2,5
3	316	26	2,5
4	331	23	2,5
4	3312	24	2,9

L'analisi multivariata (Cluster analysis - CA, Programma Primer 6) applicata alla diversità delle specie di carabidi conferma l'effetto positivo dei bordi campo sull'entomofauna. La Figura 3.45 mette in evidenza infatti una distribuzione degli appezzamenti in tre cluster: nel primo ci sono i campi con field margin con fascia inerbita di lunga durata dell'azienda 2 e i campi con field margin con siepe e con fascia inerbita naturalmente dell'azienda 4; nel secondo cluster ci sono i campi dell'azienda 3 con inerbimento artificiale; infine nel terzo cluster ci sono i campi che hanno field margin senza fascia inerbita delle aziende 1 e 4. Stesso andamento è stato osservato anche con la *Cluster analysis* applicata al numero di specie di carabidi. L'analisi multivariata applicata ai carabidi del centro del campo non permette di distinguere in modo netto il diverso comportamento gestionale aziendale (biologico rispetto al convenzionale). Questi dati confermano come in letteratura non sempre è facile dimostrare la relazione fra entomofauna e agroecosistema e quindi è necessario ulteriormente indagare gli effetti della gestione agricola sulla componente entomologica della biodiversità e i loro metodi di campionamento ed analisi.

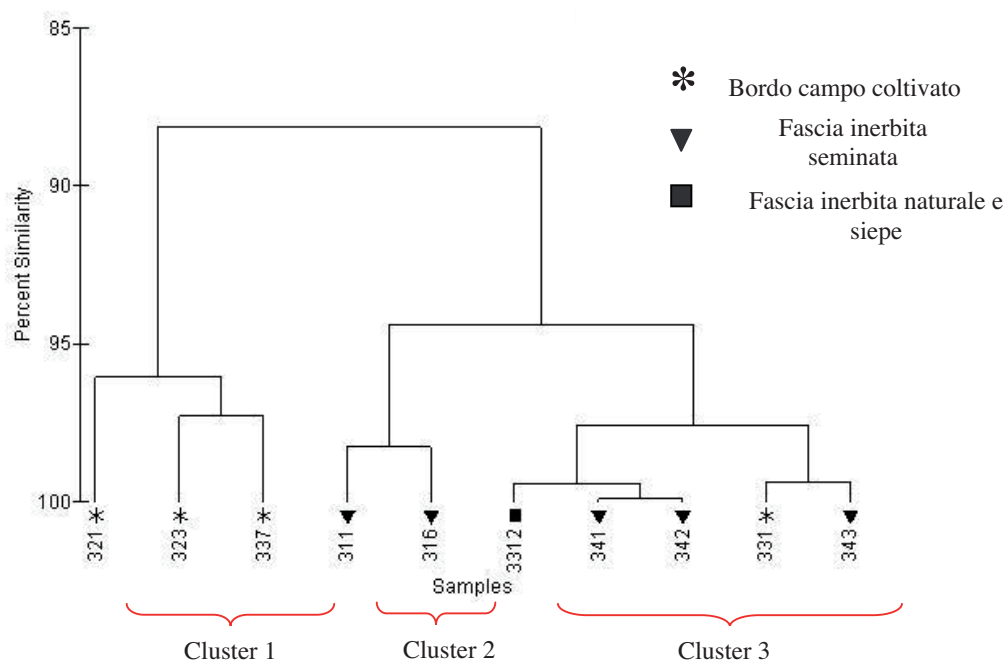


Figura 3.45: Analisi delle corrispondenze (CA) della ricchezza e della diversità dei carabidi nei bordi campo delle quattro aziende oggetto di studio (anno 2004) basata sul coefficiente di similarità di Bray-Curtis (No-metric Multi-dimensional scaling analysis - NMDS = 0.01)

Analisi delle specie erbacee a livello di ordine/famiglia

La Tabella 3.21 riporta i dati degli indicatori di biodiversità degli artropodi classificati a livello di ordine/famiglia, di due delle quattro aziende studiate nel comprensorio della Val d'Orcia.

Le figure 3.46 e 3.47 mettono in evidenza, sia per la diversità che per la ricchezza di specie, un effetto positivo dei bordi campo rispetto sugli artropodi. L'analisi multivariata (Cluster analysis, Programma Primer 6) applicata alle specie di artropodi permette di distinguere i bordi campo più complessi (cerchiati in rosso nella Figura 3.48), costituiti dalla presenza di una siepe, di un bosco, di miglioramenti ambientali, rispetto ai bordi campo molto semplificati (Figura 3.48). Tale effetto è da ascrivere ad una maggiore presenza di carabidi, coccinellidi e stafilinidi (Figura 3.49). Come per i carabidi anche per gli altri artropodi l'effetto della gestione sul centro del campo risulta meno chiaro.

Tabella 3.21: Gli indicatori di biodiversità della specie (ordine/famiglia) a livello aziendale

Indicatore	Simbolo	UM	Valore ottimale	Aziende	
				2	4
Diversità di specie a livello di appezzamento	DST	Numero	$x > 25$	19	19
Ricchezza di specie a livello di appezzamento	RST	Numero	$x > 2$	2.2	2.2
Diversità di specie nelle infrastrutture ecologiche	DS	Numero	$x > 25$	22	21
Ricchezza di specie nelle infrastrutture ecologiche	RS	Numero	$x > 2$	2.3	2.4

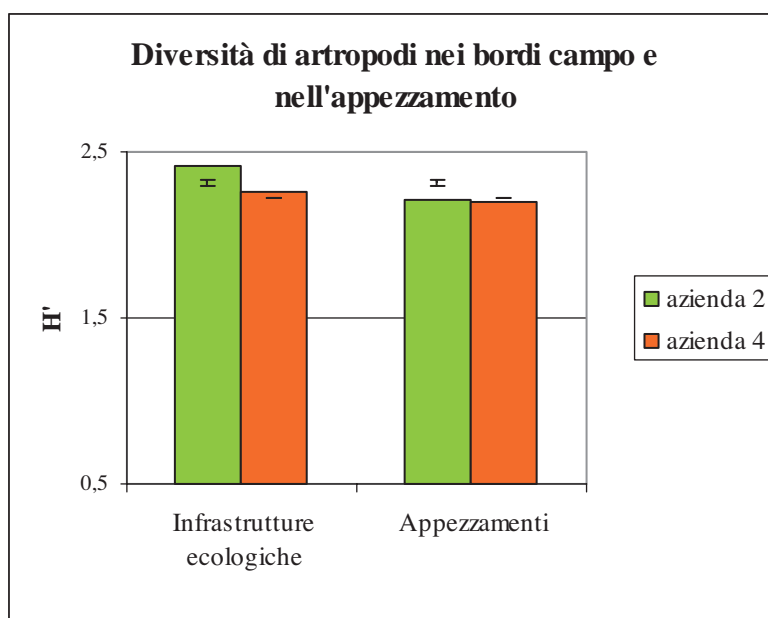


Figura 3.46: Diversità di artropodi nei bordi campo e nell'appezzamento (vedi Tab. 3.16)

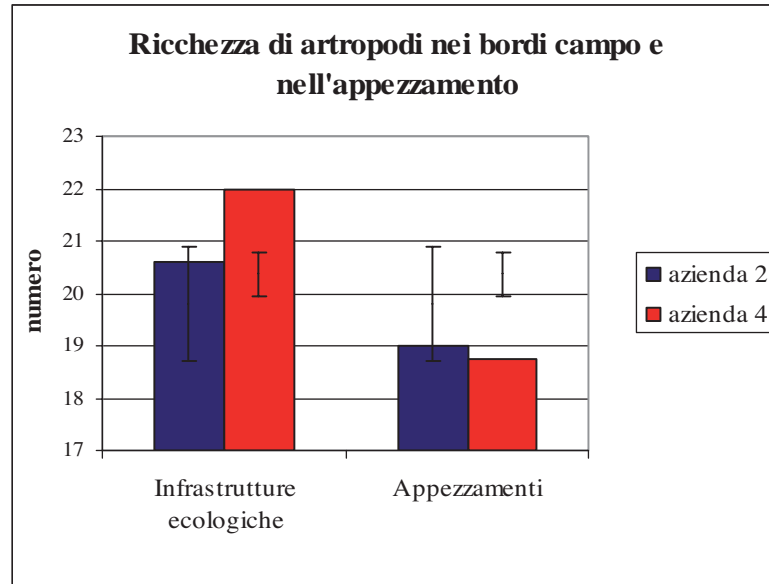


Figura 3.47: Ricchezza di artropodi nei bordi campo e nell'appezzamento (vedi Tab. 3.16)

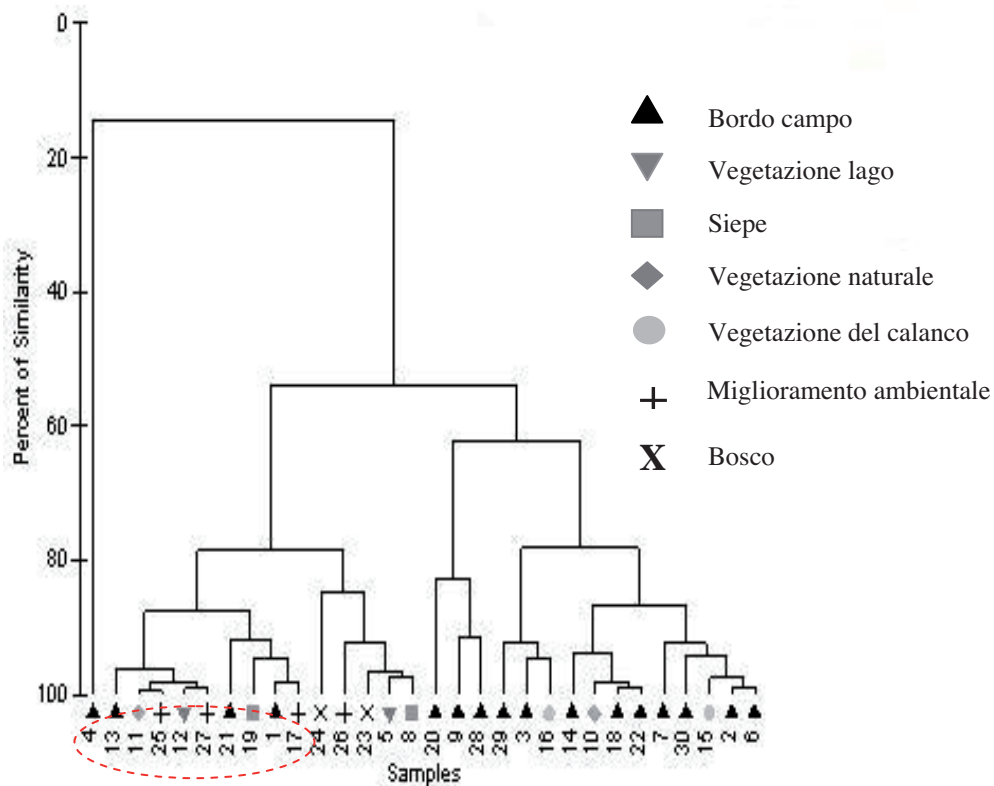


Figura 3.48: Analisi delle corrispondenze (CA) delle specie di artropodi dei bordi campo delle aziende oggetto di studio (anno 2004) basato sul coefficiente di similarità di Bray-Curtis (No-metric Multi-dimensional scaling analysis - NMDS = 0.01)

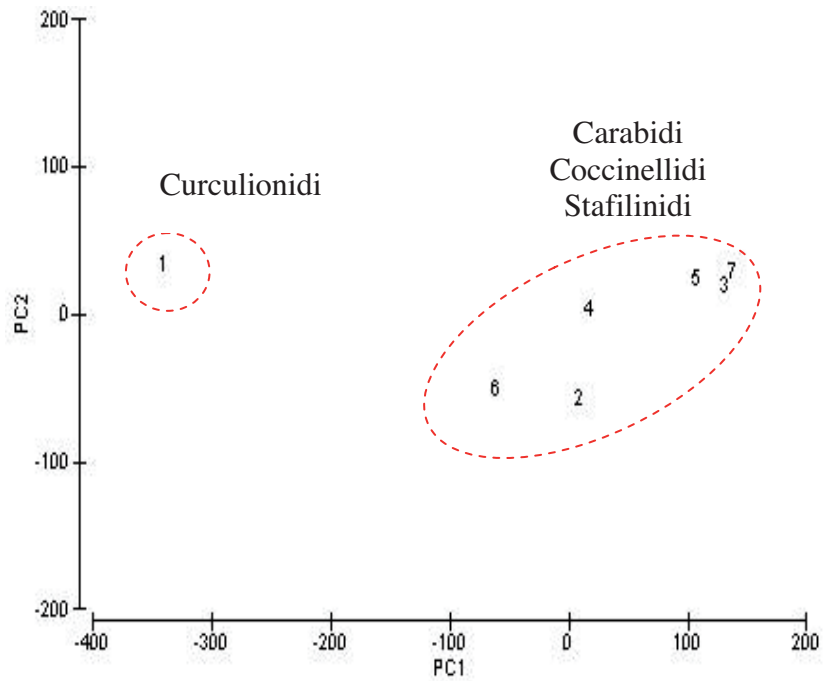


Figura 3.49: Analisi delle componenti principali (PCA) applicata agli artropodi per i bordi campo delle aziende oggetto di studio (anno 2004). I numeri corrispondono ai seguenti habitat: 1 = Field margin; 2 = vegetazione lago; 3 = siepe; 4 = vegetazione naturale; 5 = vegetazione Calanco; 6 = miglioramento ambientale; 7 = bosco (% Varianza PC1 = 93.5%; PC2 = 6.2)

BIBLIOGRAFIA

- Aldrich R.J., 1984. Weed crop ecology principles in weed management. Breton Publishers, North Situate, MA.
- Altieri M.A., Hecht S.B., 1991. Agroecology and small farm development. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Altieri M.A., Hecht S.B., 1991. Agroecology and small farm development. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Altieri M.A., Letourneau D.K., 1982. Vegetation management and biological control in agroecosystems. Crop protection 1: 405-430
- Altieri M.A., 1987. Agroecology: the scientific basis of alternative agriculture. Westview Press, Boulder, CO.
- Altieri M.A., 1995. Agroecology: The science of sustainable agriculture. Westview Press, Boulder.
- Altieri M.A., Lewis W.J., Nordlund D.A., Gueldner R.C., Todd J.W., 1981. Chemical interactions between plants and Trichogramma wasps in Georgia soybean fields. Protection ecology, 3: 259-263
- Altieri M.A., Nicholls C.I., Ponti L., 2003. Biodiversità e controllo dei litofagi negli agroecosistemi. Accademia Nazionale Italiana di Entomologia, Firenze
- Altieri M.A., Schmidt L.L., 1985. Cover crop manipulation in northern California orchards and vineyards: effects on arthropod communities. Biological Agriculture and Horticulture, 3: 1-24.
- Altieri M.A., Schmidt L.L., 1986b. The dynamics of colonizing arthropod communities at the interface of abandoned organic and commercial apple orchards and adjacent woodland habitats. Agriculture, Ecosystems and Environment, 16: 29-43.
- Altieri M.A., Schoonhoven A.V., Doll J.D., 1977. The ecological role of weeds in insect pest management systems: A review illustrated with bean (*Phaseolus vulgaris* L.) cropping systems. PANS, 23:195-205.
- Altieri M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems, Agr. Ecosyst. Environ. 74: 19-31.
- Altieri M.A., Todd J.W., 1981. Some influences of vegetational diversity on insect communities of Georgia soybean fields. Protection Ecology, 3:333-338.
- Altieri M.A., Whitcomb W.H., 1979b. The potential use of weeds in the manipulation of beneficial insects. Hort. Science, 14: 12-18.
- Altieri M.A., Whitcomb W.H., 1979a. Manipulation of insect patterns through seasonal disturbance of weed communities. Protection ecology, 1:185-202.
- Andersen A., and Eltun R., 2000. Long-term developments in the carabid and staphylinid (Col., Carabidae and Staphylinidae) fauna during conversion from conventional to biological farming. J. Appl.Ent., 124: 51-56.
- Anderson J.M., 1994. Functional attributes of biodiversity in land use systems. In: Greenland, D.J., Szabolcs, I. (Eds.), Soil Resilience and Sustainable.
- Anderson J.M., Greenland, D.I., Szabolcs, I., 1992. Functional attributes of biodiversity in land use systems. In: Greenland, D.J. (Ed.), Soil Resilience and Sustainable Land Use, Proceedings.
- Andow D., Risch S.J., 1985. Predation in diversified agroecosystems: relations between a coccinellid predator *Coleomegilla maculate* and its food. Journal of Applied Ecology, 22: 357-372.
- Andow D., 1983. Effect of agricultural diversity on insect populations. In: environmentally sound agriculture, Lockeretz W. Ed., Praeger, New York. 91-115.
- Argenti G., Bartoletti C., Staglianò N., Albertosi A., Bianchetto E., 2004. Confronto tra metodologie di campionamento delle risorse pastorali in un'area delle Alpi orientali. Forest, 1, 2: 141-147.

-
- APAT – Agenzia per la Protezione dell’ambiente e per i Servizi Tecnici, 2005. I Coleotteri Carabidi per la valutazione ambientale e la conservazione della biodiversità Manuale operativo. Manuali e linee guida, 34/2005.
- Bach C.E., 1980b. Effects of plant diversity and time of colonization on an herbivore-plant interaction. *Oecologia*, 44: 319-326.
- Benincà M., 2001. Quale sostenibilità per il sistema zootecnico mantovano?. Osservatorio Tematico sulla Innovazione e la Sostenibilità in Agricoltura, Mantova.
- Black H.I.J., Okwakol M.J.N., 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: the role of termites. *Appl. Soil Ecol.*, 6: 37-53.
- Booij C.J.H., Noorlander J., 1992. Farming systems and insect predators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 40: 125-135.
- Brackstaller C., Girardin P., van der Welf H.M.G., 1997. Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy*, 7:261-270.
- Braun-Blanquet J., 1932. *Plant sociology*. McGraw Hill, London New York.
- Büchs W., 2003. Biodiversity and agri-environmental indicators-general scopes and skills with special reference to the habitat level. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 98: 35-78.
- Büchs W., 2003. Biotic indicators for biodiversity and sustainable agriculture introduction and background, *Agr. Ecosyst. Environ.*, 98: 1–16.
- Bugio G., 1999. La misura della biodiversità, con particolare riferimento all’entomologia agraria. *Boll. Ist. Ent. “G. Grandi” Univ. Bologna* 5:, 1-27.
- Burel, F., Baudry, J., 1995. Species biodiversity in changing agricultural landscapes: a case study in the Pays d’Auge. *France Agric. Ecosyst. Environ.* 55: 193-200.
- Butler K.P., 1986. *Guida pratica alla Botanica* Ed. Zanichelli Bologna
- Caporali F., Mancinelli R., Campiglia E., 2003. Indicators of cropping system diversity in organic and conventional farm in central Italy. *International Journal of Agricultural Sustainability* 1: 67-72.
- Cappelletti C., 1976. *Trattato di botanica*, Utet, Torino.
- Chacon J.C., Gliessman S.R., 1982. Use of the non-weed concept in traditional tropical agroecosystems of southeastern Mexico. *AgroEcosystems*, 8: 1-11.
- Clergue B., Amiaud B., Pervanchon F., Lasserre-J., Sylvain Plantureux S., 2005. Biodiversity: function and assessment in agricultural areas. A review. *Agron. Sustain. Dev.*, 25: 1–15.
- Crossley D.A. Jr., Mueller, B.R., Perdue, J.C., 1992. Biodiversity of microarthropods in agricultural soils: Relations to processes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 40 (1-4): 37-46.
- Daget P. Poissonet J., 1969. *Analyse phytologique des prairies. Applications agronomiques*. CNRS CEPE, Montpellier, doc. 48: 66.
- Dambach C.A., 1948. *Ecology of crop field borders*. Ohio State University Press, Columbus, OH: 203
- Dennis P., Fry G.L.A., 1992. Field margins: Can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland?. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 40 (1-4): 95-115.
- Doring T.F., Hiller A., Wehke S., Schulte G., Broll G., 2003. Biotic indicators of carabid species richness on organically and conventionally managed arable fields, *Agr. Ecosyst. Environ.*, 98: 133–139.
- Duelli P., Obrist M.K., 1998. In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas, *Biodivers. Conserv.*, 7: 297–309.
- Duelli P., Obrist M.K., 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 98: 87–98.
- Duelli P., Obrist M.K., Schmatz D.R., et al., 1999. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 74: 33–64.

-
- FAO, 1999. Commission on genetic Resources for Food and Agriculture. Report of the Contact Group. FAO/CGRFA-8/99/CG/REP. Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.
- Feber R.E., Firbank L.G., Johnson P.J., Macdonald D.W., 1997. The effects of organic farming on pest and non-pest butterfly abundance, *Agriculture Ecosystems & Environment*, 64: 133–139.
- Feber R., 1998. The Effects of Organic and Conventional Farming Systems on the Abundance of Butterflies. In: Report to WWF (UK): Project 95/93 – Plants and Butterflies: Organic Farms. Wildlife Conservation Research Unit. Dept. of Zoology Oxford.
- Fowler C., Mooney P., 1990. Shattering. Food, politics and the loss of genetic diversity. The University of Arizona Press, Tucson, AZ.
- Fragoso C., Brown G.G., Parton J.C., Blanchart E., Lavelle P., Pashanasi B., Senapati B., Kumar T., 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: the role of earthworms. *Appl. Soil Ecol.*, 6: 17-35.
- Franklin J.F., Cromack K., Denison W., et al., 1981. Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests. USDA Forest Service General Technical Report PNW- 1 18. Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Portland, Oregon.
- Fry G., 1995. Landscape ecology of insect movement in arable ecosystems. In: *Ecology and Integrated Farming Systems* Glen D.M., Greaves M.P. & Anderson H.M. Eds., John Wiley & Sons. Bristol, UK: 177-202.
- Gall K.E., Orians G.H., 1992. Agriculture and biological conservation. *Agric. Ecosyst Environ.*, 42: 1-8.
- Gliessman S.R., 1999. *Agroecology: ecological processes in agriculture*. Ann Arbor Press, Michigan.
- Greaves M.P., Marshall E.J.P., 1987. Field margin: definitions and statistic. In: Way, J.M., Greig-Smith P.J. (Eds.), *Field Margins*, Monograph, N.35. British Crop Protection Council, Thornton Heath, Surrey, UK: 3-10.
- Gurr G.M., Wratten S.D., Luna J.M., 2003. Multifunction agricultural biodiversity: pest management and other benefits, *Basic Appl. Ecol.*, 4:107–116.
- Hawksworth, D.L. (Ed.), 1991. *The Biodiversity of Microorganisms and Invertebrates: Its Role in Sustainable Agriculture*. CAB International, Wallingford, UK, 302 pp.
- Hole D.G., Pekin A.J., Wilson J.D., Alexander I.H., Grice P.V., Evans A.D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity?. *Biological Conservation*, 122: 113-130.
- IOBC OILB, 2004. *Ecological Infrastructures, Idealbook on Functional Biodiversity at the farm level*. Swiss centre for Agricultural Extension and Rural Development (LBL), Switzerland.
- Kabourakis E., 1996. Prototyping and dissemination of ecological olive production systems: a methodology for designing and a first step toward validation and dissemination of prototype ecological olive production systems (EOPS) in Crete. Wageningen (NL), Politecnico Agrario di Wageningen.
- Kareiva P., 1983. The influence of vegetation texture on herbivore populations: resource concentration and herbivore movement. In: *Variable plants and herbivores in natural and managed systems*, Denno R.F. & McClure M.S. Eds., Academic Press, New York.: 259-289
- Kim K.C., 1994. Entomology in the changing world: biodiversity and sustainable agriculture. *Korean J. Entomol.*, 24: 145-153.
- Kromp B., 1999. Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement, *Agr. Ecosyst. Environ.*, 74: 187–228.
- Kuiper J., 2000. A checklist approach to evaluate the contribution of organic farms to landscape quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 77: 143-156.
- Lazzerini G., Rovai M., Brunori G., Failoni M., 2001. *Contabilità Ambientale in Agricoltura Toscana*. Il Sole 24 ORE Spa, Roma, p.82.

-
- Lazzerini G., Colom M.R., Camerà A., Sacchetti P., Vazzana C., 2004. Biodiversità aziendale e sua relazione con gli aspetti gestionali in aziende biologiche e convenzionali in Val d'Orcia in Toscana. XIV Congresso Nazionale Società Italiana di Ecologia, Siena 4-6 ottobre 2004.
- Lazzerini G., Camera A., Benedettelli S., Vazzana C., 2007. The role of field margins in agro-biodiversity management at the farm level. *Italian journal of agronomy*, 2: 127-134.
- Lefeuvre J.C., 1992. L'agriculture et la gestion des ressources renouvelables. *Economie-Rurale* 208-209 : 79-84.
- Letourneau D.K., Altieri M.A., 1983. Abundance patterns of a predator *Orius tristicolor* (Hemiptera: Anthoconidae) and its prey, *Frankliniella occidentalis* (Thysanoptera: Thripidae): habitat attraction in polycultures versus monocultures. *Environmental Entomology*, 122: 1464-1469.
- Lewis T., 1965. The effects of shelter on the distribution of insect pests. *Scientific Horticulture*, 17: 74-84.
- Litsinger J.A., Moody K., 1976. Integrated pest management in multiple cropping systems. In: *Multiple Cropping*, Papendick R.I., Sanchez P.A. & Triplett C.B. Eds., Special Publication 27, American Society of Agronomy, Madison, EI., pp.293-316.
- Losch R., Thomas D., Kaib U., Peters R., Toatman N., 1994. Resource use of crops and weeds on extensively managed field margins. In *Field margins: integrating agriculture and conservation. Proceedings of a symposium held at Coventry, UK, 18-20 April 1994*. BCPC Monograph No. 58, British Crop Protection Council, Farnham, UK, pp. 203-208
- Luff M.L., 1987. Biology of polyphagous ground beetles in agriculture. *Agric. Zool. Rev.*, 2: 237-278.
- Mader P., Fliebach A., Dubois D., Gunst L., Fried P., Niggli U., 2003. Soil fertility and Biodiversity in organic Farming. *Science*, 296, p. 55-73
- Magurran A.E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton.
- Marshall E.J.P., 1993. Exploiting semi-natural habitats as part of good agricultural practice. In Jordan V.W.L. (Ed.), *Scientific basis for codes of good agricultural practice*. EUR 14957. Commission for the European Communities, Luxembourg : 95-100.
- Marshall E.J.P., 1995. Research on field margin boundary strips : identifying goals and developing appropriate techniques . In Jorg (Ed.) *Field margin – strip programmes*. Proceedings of a technical seminar. Landsanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz, Mainz, Germany: 16-26.
- Mayse M.A., 1983. Cultural control in crop fields: a habitat management technique. *Environmental Entomology*, 7: 15-22.
- Mellink E., 1991. Bird communities associated with three traditional agroecosystems in the San Luis Potosi Plateau Mexico. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 36: 37-50.
- Migliorini P., 2005. Valutazione della sostenibilità in sistemi agricoli e colturali biologici della Toscana. Tesi di dottorato XVIII ciclo Sistemi pastorali e foraggero-zootecnici per il territorio e la qualità dei prodotti – Università degli studi di Firenze)
- Migliorini P., Vazzana C., 2007. Biodiversity Indicators for sustainability evaluation of conventional and organic agro-ecosystems. *Italian journal of agronomy*, 2: 105-110
- Migliorini P., Vazzana C., 2007. Evaluation of sustainability: results from a long term experimental arable systems in Tuscany. "What will organic farming deliver?" Colloquium of Organic Researchers (COR2006) Edinburgh Conference Centre, Heriot-Watt University, Edinburgh on 18-20 September 2006.
- Moreby S.J., Aisher N.J., Sotherton N.W., 1994. A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter wheat in southern England, *Ann. Appl. Biol.*, 125: 3-27.
- Myers N., 1984. *The primary source: Tropical forests and our future*. W.W. Norton, New York.
- Ncholls C.I., Altieri M.A., Dezanet A., Lana M., Feistrauer D., Ouriques M., 2004. A rapid, farmer-frien-

-
- dly agroecological method to estimate soil quality and crop health in vineyards system. *Biodynamic*, 250: 33-39.
- Noss R.F., Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach, *Conserv. Biol.*, 4 (1990) 355–364.
- OECD, 1997. Environmental Indicators for Agriculture, Vol. 1: Concepts and Framework, in: Paris: Publications Service, OECD
- OECD, 1999. Environmental Indicators for Agriculture, Vol. 2: Issues and Design – The York Workshop, in: Paris: Publications Service, OECD.
- OECD, 2001. Environmental Indicators for Agriculture, Vol. 3: Methods and Results, in: Paris: Publications Service, OECD.
- Olembo R., Hawksworth, D.L., 1991. Importance of microorganisms and invertebrates as components of biodiversity. In: Hawksworth, D.L. (Ed.), 1991. *The Biodiversity of Microorganisms and Invertebrates: Its Role in Sustainable Agriculture*. CAB International. Wallingford, UK: 7-15.
- Pacini G.C., Wossink A., Giesen G., Vazzana C., Huirne R., 2003. Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field scale analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95: 273-288
- Pain D.J., Pienkowski, M.W., 1997. Conclusions: a future for farming and birds? In: Pain, D.J., Pienkowski, M.W. (Eds.), *Farming and birds in Europe: The Common Agricultural Policy and Its Implications for Bird Conservation*. Academic Press, NY.
- Paoletti M., Sommaggio D., Celano E., Silvestri C., 1995. Valutazione della biodiversità in frutteti del forlivese a diversa conduzione (integrata, biologica, convenzionale) come indice di sostenibilità. Osservatorio Agroambientale. 4° Convegno sull'agricoltura sostenibile. Esperienze di valutazione degli agroecosistemi 27.
- Paoletti M.G., Pimentel D., Stinner B.R., Stinner D., 1992. Agroecosystem biodiversity: matching production and conservation biology. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 40: 3-23.
- Pearce D.W., Moran D., 1994. *The Economic Value of Biodiversity*. Earthscan, London.
- Perfecto I., Rice R.A., Greenburg, Van der Voort M.E., 1996. Shade coffee: A disappearing refuge for biodiversity. *Bio- Science*, 46: 598-608.
- Perfecto I., Snelling R., 1994. Biodiversity and tropical ecosystem transformation: ant diversity in the coffee agroecosystem in Costa Rica. *Ecol. Appl.*, 5: 1084-1097.
- Perfecto I., Vandermeer J.H., 1994. The ant fauna of a transforming agroecosystem in Central America. *Trends Agric. Sci.*, 2: 7:13.
- Perfecto I., Vandermeer J.H., 1996. Physical factors and the structure of an ant community in a tropical agroecosystem. *Oecologia*, 108: 577-582.
- Perfecto I., Vandermeer J.H., Hansen P., Cartfn V., 1997. Arthropod biodiversity loss and the transformation of a tropical agro-ecosystem. *Biodiversity Conserv.*, 6: 935-945.
- Perner J., 2003. Sample size and quality of indication – a case study using ground-dwelling arthropods as indicators in agricultural ecosystems, *Agr. Ecosyst. Environ.*, 98: 125–132.
- Perrin R.M., 1975. The role of the perennial stinging nettle *Urtica dioica* as a reservoir of beneficial natural enemies. *Annals of Applied Biology*, 81: 289-297.
- Pervanchon F., 2004. Modélisation de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanents en vue de l'élaboration d'indicateurs agri-environnementaux, Ph.D. Thesis, Nancy, INPL.
- Pignatti S., 1953. Introduzione allo studio fitosociologico della pianura veneta orientale con particolare riguardo alla vegetazione litoranea. *Arch. Bot.*, 28, 4: 265-329; 29,1: 1-25, 65-98, 129-174.
- Pignatti S, (ed.)1995. *Ecologia Vegetale*. Edizioni UTET, Torino.

-
- Pileri P., 2002. Interpretare l'ambiente – Gli indicatori di sostenibilità per il governo del territorio, Alinea Editrice, Firenze.
- Pimbert M., Rajah V., 1993. The community-nature relationship. The making of agricultural biodiversity in Europe, *Rebuilding communities: Experiences and experiments in Europe*. Green Books Totnes, Devon, UK.
- Pimentel D., Hepperly P., Hanson J., Dous D., Seidel R., 2005. Environmental, energetic and economics comparisons of organic and conventional farming system. *Bioscience*, 55(7): 573-582.
- Powell W., 1986. Enhancing parasitoid activity in crops. In: *Insect Parasitoids*, Waage J. & Greathead D. Eds., Academic Press, London : 319 p.
- Pretty J.N., 1995. *Regenerating Agriculture: Policies and practice for sustainability and self-reliance*. Earthscan Publications Ltd., London.
- Pretty J., 1994. Alternative systems of inquiry for sustainable agriculture. In: *IDS bulletin*, 25 (2): 39-48.
- Price P.W., Bouton C.E., Gross P., McPherson B.A., Thompson J.N., Weise A.E., 1980. Interactions among three trophic levels: influence of plants on interaction between insect herbivores and natural enemies. *Annual Review of Ecology*, 11: 41-60.
- Rabb R.L., 1978. A sharp focus on insect populations and pest management from a wide area view. *Bulletin of the Entomological Society of America*, 24: 55-60.
- Rigby D., Woodhouse P., Young T., Burton M., 2001. Constructing a farm level indicators of sustainable agricultural practice. *Ecological Economics*, 39: 463-478.
- Risch S.J., 1981. Insect herbivore abundance in tropical monocultures and polycultures: an experimental test of two hypotheses. *Ecology*, 62: 1325-1340.
- Ryan J.C., Stark L., 1992. Conserving biological diversity. *State of the world 1992: A worldwatch institute report on progress towards a sustainable society*. Earthscan Pubs., London UK, p. 9-26.
- Root R.B., 1973. Organization of a plant–arthropod association in simple end diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleracea*). *Ecological Monographs*, 43: 95-124.
- Segnestam L., Winograd M., Farrow A., 2000. *Developing indicators: lessons learned from Central America*.
- Shannon C.E., Weaver W., 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, p.117.
- Simpson E., 1949. Measure of diversity, *Nature* 163 688. Braun-Blanquet J., 1932. *Plant sociology*. McGraw Hill, London New York.
- Smending F.W., 1994. Protocol natuurplan. Wageningen (NL), Politecnico Agrario di Wageningen, Dipartimento di Agricoltura Ecologica, p. 137.
- Sotherton N.W., 1984. The distribution and abundance of predatory arthropod overwintering on farmland. *Ann. Appl. Biology*, 105: 423-424.
- Southwood T.R.E., Way M.L., 1970. Ecological background to pest management. In: *Concepts of pest management*, Rabb R.L. & Guthrie F.E. Eds., North Carolina State University, Raleigh NC.
- Southwood T. R. E., 1978. *Ecological methods with particular reference to the study of insect populations*, 2nd ed. Chapman and Hall, London, 524 pp.
- Swift M.J., Anderson J.M., 1993. Biodiversity and ecosystem function in agricultural systems. In: *Biodiversity and ecosystem function*, Scholze E.D. & Mooney H. Eds., Springer, Berlin: 15-42.
- Swift M.J., Ingram J.S.I., 1996. *Effects of Global Change on Multi-species Agroecosystems: Implementation Plan*. GCTE Focus 3 Office. Wallingford, UK.
- Tahvanainen J.O., Root R.B., 1972. The influence of vegetational diversity on the population ecology of a specialized herbivore, *Phyllotreta cruciferae* (Coleoptera: Chrysomelidae). *Oecologia*, 10: 321-346.

-
- Thomas C.F.P., Marshall E.J.P., 1999. Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 72: 131-144.
- Tshernyshev W.B., 2003. Why do outbreaks of pests in agroecosystems arise? P.179-184. In: Rossing A.H., Poehling H.M. e Burgio G. (eds.), *Landscape Management for Functional Biodiversity*. IOBC/WPRS Bull. 26, 4.
- Tucker G.M., Heath M.F., 1994. *Birds in Europe. Their Conservation Status*. BirdLife International. Cambridge.
- Van Bol V., Peeters A., 1995. Nature conservation in the framework of an Ecological Farming System. In: ISART, J. e LLERENA, J.J. *Biodiversity and Land Use: the Role of Organic Farming*. Atti del primo Workshop ENOF, Bonn (D), 8-9 Dicembre.
- Van den Bosch R., Telford A.D., 1964. Environmental modification and biological control. In: *Biological control of insect pests and weeds*, De Bach P. Ed., Chapman and Hall, London: 459-488.
- Van der Maesen L.J.G., 1993. The council of Europe and biodiversity. *Naturopa*, 73: 6-7.
- Van Emden H.F., 1965. The effect of uncultivated land on the distribution of cabbage aphid on an adjacent crop. *J. Appl. Ecol.*, 2: 171-196.
- Vandermeet J., Perfecto I., 1996. Biodiversity loss in and around agroecosystem. In: Grifo F., Rosenthal J. (Eds.). *Biodiversity and Human Health*. Island Press., Washington DC., p. 111-127.
- Vandermeet J., Perfecto I., 1995. Breakfast of biodiversity. Food First Books, Oakland, California, UK.
- Vandermeer J., van Noordwijk M., Anderson J., Ong C., Perfecto I., 1998. Global change and multi-species agroecosystems: Concepts and issues. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 67: 1-22
- Vazzana C., Raso E., Pieri S., 1997. Una nuova metodologia europea per la progettazione e gestione di agroecosistemi integrati ed ecologici: applicazione in un'area agricola Toscana. *Rivista di Agronomia* 31 (2): 423-440.
- Vazzana C., Raso E., 1997. Una metodologia europea per la progettazione e realizzazione di un agroecosistema a basso o nullo impatto ambientale. S.I.T.E. *Notizie, Bollettino della Società Italiana di Ecologia*, XVII, numero unico, p.51-54.
- Vazzana C., Lazzerini G., 2007. Effetti dei miglioramenti ambientali e della tecnica colturale su specie selvatiche e habitat. In: *Valorizzazione agro-forestale e faunistica dei territori di collina e montagna*. Istituto Nazionale per la fauna Selvatica, Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, Bologna, p.221-240
- Vereijken P., 1994. Progress Report n.1 Designing prototypes. Research Network on integrated and ecological arable farming systems for EU and associated countries. AB-DLO, Wageningen, p. 87.
- Vereijken P., 1999. Manual for prototypes integrated and ecological arable farming systems (I/EAFS) in interaction with pilot farms. ABD-DLO, Wageningen.
- Water Th., 2000. Massnahmen zur Foderung der Biodiversitat I der schweizerischen Landwirtschaft. Seiten 15-18 in: *Landschaftsökologie und Artenvielfalt in der Landwirtschaft*. Eidg. Forschungsanstalt für Agrorökologie und Lanbau Zurich-Reckenholz, Zurich (FAL). Schriftenreihe der FAL, pp.31-36.
- Williams S.E., Gillison A., van Noordwijk M., 2001. Biodiversity: issues relevant to integrated natural resource management in the humid tropics. International Centre for Research in Agroforestry Southeast Asian Regional Research Programme, PO Box 161, Bogor, Indonesia
- Zarin D.J., Huijin G., Enu-Kwesi L., 1999. Methods for the assessment of plant species diversity in complex agricultural landscapes: guidelines for data collection and analysis from the PLEC Biodiversity Advisory Group (BAG). *PLEC News and Views*, 13: 3-16.

APPENDICE 1

Tabella A1.1: Coefficienti di conversione in UBA⁽¹⁾

Codifica UBA	UBA
Equini oltre i 6 mesi	1
Vitelli all'ingrasso e altri bovini di meno di un anno	0,4
Bovini maschi femmine da 1 a 2 anni	0,6
Bovini maschi di 2 anni e oltre	1
Giovenche da allevamento e all'ingrasso	0,8
Vacche da latte e lattifere da riforma	1
Altre vacche	0,8
Conigli riproduttori	0,02
Pecore e capre	0,15
Suinetti	0,027
Scrofe riproduttrici	0,5
Suini all'ingrasso e altri suini	0,3
Polli da tavola	0,007
Galline ovaiole	0,014

⁽¹⁾UBA = Unità Bovino Adulto

Tabella A1.2: Coefficiente per l'epoca di impianto della siepe e sulla provenienza della specie

Epoca d'impianto	Coefficiente per l'epoca di impianto (Cei)	Specie	coefficiente di provenienza della specie. (Cp)
Superiore a 5 anni	1	Autoctona	1
Inferiore a 5 anni	0,8	Alloctona	0,8

Tabella A1.3: Definizione della Tipologia forestale

Tipologia forestale	Coefficiente (Ctf)
Formazioni boschive miste di conifere e latifoglie	1,4
Formazioni boschive a prevalenza di latifoglie	1,2
Formazioni boschive a prevalenza di conifere	1
Rimboschimenti	0,6

Tabella A1.4: Definizione della distribuzione spaziale delle aree boscate

Distribuzione spaziale	Coefficiente (Cds)
1. formazione forestale lineare: area di estensione superiore a 500 mq, di larghezza mediamente inferiore a 20 metri e superiore a 6 metri, con uno sviluppo in lunghezza pari ad almeno 4 volte la larghezza, interessata da vegetazione arborea associata o meno a vegetazione arbustiva, non ordinata in filare, che eserciti una copertura superiore al 40%	1,33
2. boschetto: area di estensione inferiore ai 5000 mq, ma superiore a 500 mq, separata da boschi o boschetti per una distanza maggiore di 20 metri.	1
3. bosco accorpato: Rientrano in questa categoria le formazioni vegetali di origine naturale o artificiale che possiedano contemporaneamente i seguenti caratteri: superficie o estensione minima ½ ha (5000 mq); grado di copertura minimo, esercitato dalle arboree, superiore al 10% della superficie di riferimento; altezza media superiore a 5 m; larghezza minima 20 m.	0,66

Tabella A1.5: Conversione dei valori dal metodo Braun Blanquet a Van der Maarel

Percentuale di abbondanza-dominanza di specie	Valore di Braun Blanquet	Scala di Van der Maarel
80-100%	5	9
60-80%	4	8
40-60%	3	7
20-40%	2	5
1-20%	1	3
<1%	(+)	2
Specie molto rare, rappresentate solo da pochi individui isolatissimi, con copertura trascurabile	r	1

APPENDICE 2

Scheda rilevamento biodiversità degli appezzamenti con il metodo dei lanci di Raunkiaer

Data di campionamento Operatore.....

Denominazione azienda Numero appezzamento

Specie	Numero di individui per lancio									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10

APPENDICE 3

Scheda rilevamento biodiversità degli appezzamenti con il metodo dell'analisi lineare

Data di campionamento Operatore.....

Denominazione azienda Numero appezzamento Numero rilievo

Specie	20	40	60	80	100	120	140	160	180	200	220	240	260	280	300	320	340	360	380	400	420	440	460	480	500	520	540	560	580	600	620								

APPENDICE 4

Scheda rilevamento biodiversità delle infrastrutture ecologiche con il metodo di Braun-Blanquet

Data di campionamento Operatore.....

Denominazione azienda Numero infrastruttura..... Numero rilievo

Specie	% di copertura	Valore di Braun-Blanquet	Scala di conversione di Van der Maarel

APPENDICE 5

Scheda rilevamento specie target con il metodo delle trappole per caduta

Data di campionamento Operatore.....

Denominazione azienda

Denominazione Appezamento /infrastrutture ecologiche	Numero trappole	Trappole parzialmente inattive	Trappole inattive

CAPITOLO 4. ANALISI A LIVELLO DI SUOLO

Anna Benedetti e Stefano Mocali

4.1 La biodiversità del suolo

Nello studio della diversità biologica (biodiversità) le teorie ecologiche sono sempre state sviluppate essenzialmente per gli ecosistemi presenti sulla superficie del suolo, trascurando per lungo tempo tutte quelle forme di vita che sono presenti all'interno di esso, in particolare i microrganismi, e che rappresentano una enorme quantità di "vita invisibile" di fondamentale importanza per l'intera vita sulla terra (Wardle and Giller, 1996). Infatti la microflora rappresenta la parte più rilevante della biomassa del suolo, ed è quella che maggiormente influisce sulle sue proprietà biologiche, regolando tutti i processi biochimici che ne determinano le proprietà nutrizionali (Bloem et al., 2003). Le diverse specie di microrganismi presenti nel suolo hanno, infatti, ruoli prioritari nelle trasformazioni dell'energia e nei processi biogeochimici, intervenendo nella decomposizione del materiale organico attraverso processi biodegradativi e nel riciclo di elementi essenziali quali carbonio, fosforo, azoto ed altri; in tal modo portano a termine specifiche reazioni di ossido-riduzione che permettono agli elementi di rendersi così disponibili in forme utilizzabili soprattutto dalle piante (Alexander, 1977).

Il numero dei microrganismi presenti nel suolo e le relative biomasse variano enormemente sia all'interno di suoli differenti che in relazione alle specie vegetali e agli altri organismi presenti. La diversità dei microrganismi all'interno di un ecosistema è quindi un elemento chiave anche per il mantenimento in uno stato qualitativamente salutare del suolo agrario (Borneman, 1996).

Perché è così difficile definire e soprattutto "misurare" la diversità microbica del suolo? Perché, nonostante le comunità microbiche del suolo siano il punto focale di molte funzioni, in passato - prima della diffusione delle moderne biotecnologie - è stato difficile definire il concetto di "diversità" per i microrganismi e attribuire alle diverse popolazioni microbiche la corrispondente funzione? I motivi sono molteplici, basti pensare alla definizione classica di diversità biologica e la sua suddivisione in diversità "ecosistemica, di specie e genetica" attribuita ad animali e piante; essa può essere estesa anche ai microrganismi del suolo, ad eccezione però della definizione di diversità di *specie* in quanto non applicabile ad organismi che si riproducono per via asessuata come batteri e virus. La diversità microbica è quindi comunemente definita in termini di *richness*, ovvero il numero degli individui appartenenti a diversi "gruppi" detti *taxa*, e di *evenness* cioè alla loro distribuzione all'interno dei *taxa* stessi (Atlas e Bartha, 1998).

Inoltre lo studio dei microrganismi richiede necessariamente strumenti e metodologie differenti rispetto a quelli utilizzati per lo studio degli organismi superiori. E' infatti relativamente semplice contare e catalogare piante ed animali sulla base di parametri facilmente identificabili senza bisogno di utilizzare alcuna strumentazione. Ben più complicato diventa invece osservare e catalogare migliaia di organismi che, nonostante il loro elevatissimo numero, non si vedono a occhio nudo (le dimensioni medie di un batterio sono infatti di circa un milionesimo di metro) e il loro studio richiede l'utilizzo di strumenti e tecnologie sofisticate. Con tali strumenti è stato possibile stimare la presenza di circa un miliardo di batteri per grammo di suolo, suddivisi in svariate migliaia di *taxa* differenti, ma la maggior parte di questi microrganismi rimane ancora sconosciuto. Utilizzando tecniche di microscopia, infatti, è stato dimostrato che solo l'1% del numero totale delle cellule batteriche presenti in campioni di suolo può essere coltivato sui terreni di coltura di laboratorio e suc-

cessivamente caratterizzato (Torsvik et al., 1990), lasciando quindi ancora aperta la grande sfida di mettere in relazione la funzione con l'individuo.

I microrganismi presenti nel suolo si possono comunque suddividere in batteri, archea, funghi, lieviti, microalghe (microflora) e protozoi (microfauna) (Metting, 1993). L'insieme delle cellule di uno stesso tipo, che siano batteriche o meno, che risiedono in un singolo habitat formano una popolazione e insiemi di popolazioni interagiscono per formare una comunità (Boyd, 1992). Le comunità microbiche interagiscono con le comunità di macro-organismi e con l'ambiente definendo un ecosistema. La composizione delle comunità (cioè l'insieme delle specie microbiche presenti in un dato ambiente) può variare nel tempo in conseguenza dei cambiamenti che si verificano nel microambiente o per azione dei microrganismi che ne fanno parte (o di quelli che vi vengono immessi) e/o a causa di variazioni climatiche, topologiche, biochimiche e antropologiche. Inoltre molti microrganismi possono mantenere la medesima composizione all'interno di una comunità, ma modificare alcuni processi metabolici con conseguenze a livello funzionale ed ecologico. Ecco che si deve parlare anche di "diversità funzionale" dei microrganismi del suolo (Figura 4.1). Questa visione comporta anche una correlazione degli individui alla loro funzione, associando lo studio della singola cellula con quelli genomici e proteomici del suolo. Ai microrganismi del suolo vengono perciò applicate anche le più moderne teorie evoluzionistiche che correlano la variabilità e le capacità adattative che consentono al patrimonio genetico delle singole specie di evolversi progressivamente e quindi sopravvivere ai cambiamenti che possono intervenire nell'ambiente (Ohtonen et al., 1997).

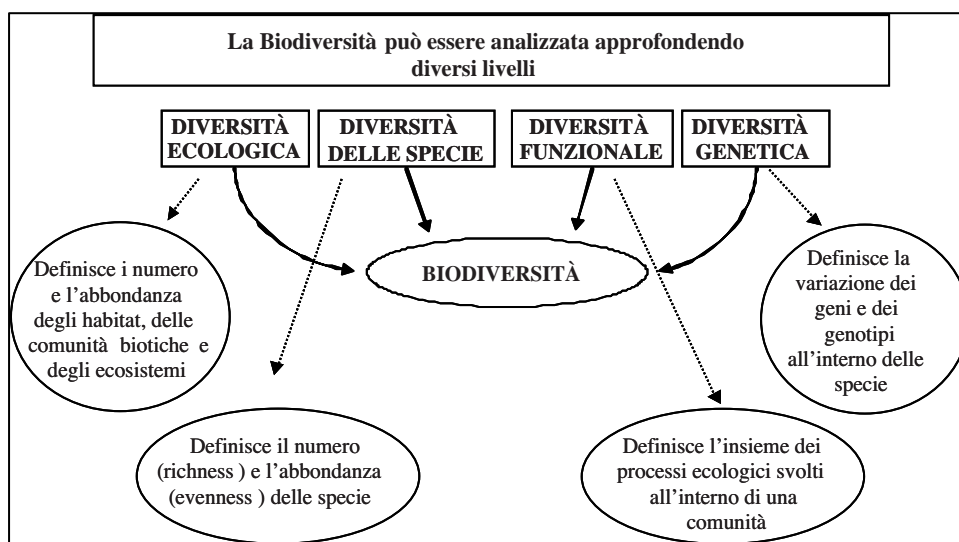


Figura 4.1: *Differenti aspetti della biodiversità*

La biodiversità dei microrganismi del suolo, in virtù della varietà dei processi chimico-metabolici coinvolti, ha perciò un ruolo importante nel mantenere gli ecosistemi naturali in uno stato funzionalmente efficiente. L'equilibrio che si instaura nell'ecosistema microbico del suolo, dovuto alla stabilizzazione delle interrelazioni funzionali tra i vari microrganismi, si riflette positivamente sulle piante e, conseguentemente, sulla comunità animale sovrastante. L'agricoltura intensiva ad esempio, basata sulle monoculture e l'utilizzo di pesticidi ed erbicidi, può influire sulla biodiversità del suolo ed in particolare sulla biodiversità dell'ecosistema rizosferico (intorno alle radici delle piante), alterando gli equilibri strut-

turali della comunità microbica presenti e la composizione delle varie popolazioni che compongono tale comunità (Bolton et al., 1985; Doran, 1980; Ramsay et al., 1986).

La composizione e la struttura delle comunità microbiche nel suolo dipendono, oltre che dalle interazioni tra le singole specie presenti, anche – e soprattutto - dalla natura chimico-fisica del terreno. Infatti, la struttura fisica del suolo, l'umidità, il pH, la temperatura e i nutrienti presenti, influenzano la vita microbica e selezionano gli organismi più adatti (Garbeva et al., 2004). E' stato osservato che le dimensioni delle particelle di suolo hanno un impatto sulla diversità e la struttura delle comunità microbiche più evidente di quanto non facciano pH e sostanza organica (Sessitsch et al., 2001). La composizione del suolo rappresenta quindi uno dei principali fattori che influenzano significativamente la comunità microbica a livello sia interspecifico sia intraspecifico (McCaig et al., 2001; Girvan et al., 2003), agendo sia sulla densità microbica che sulla struttura della comunità microbica rizosferica (Chiarini et al., 1998) ed è responsabile della diversità fenotipica di popolazioni rizobatteriche (Latour et al., 1996). I cambiamenti nella composizione microbica del suolo sono quindi il punto cruciale del mantenimento delle funzioni vitali del suolo. Nannipieri e collaboratori in una recente review hanno ben evidenziato le relazioni esistenti tra diversità microbica e funzioni del suolo (Nannipieri et al., 2003).

A livello di landscape la diversità può essere descritta con differenti gradi di risoluzione. Whittaker (1972) propone di distinguere la diversità delle specie in funzione dei diversi habitat (α -diversità), la distribuzione lungo gradienti di habitat (β -diversità), come gli orizzonti di un profilo di suolo, e la ricchezza di specie in un determinato habitat (γ -diversità). Questo tipo di catalogazione può essere applicato anche alla diversità microbica del suolo (Figura 4.2).

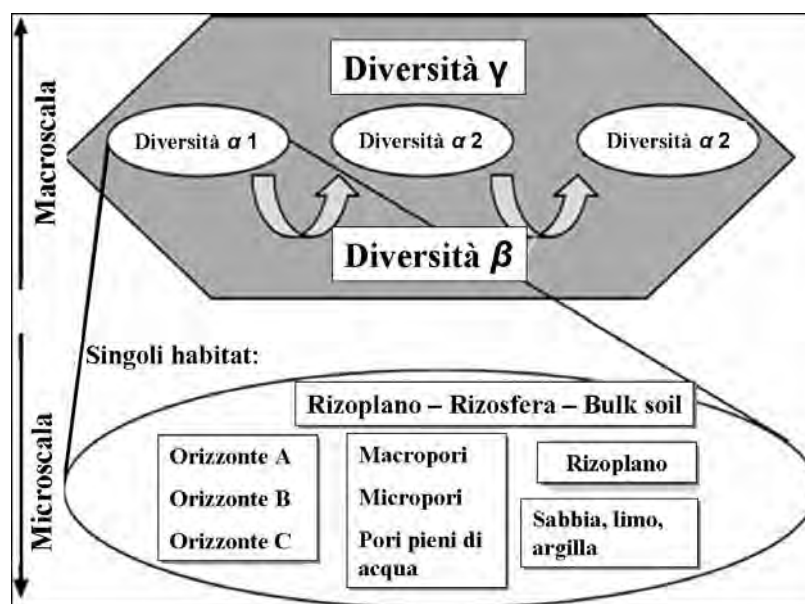


Figura 4.2: Secondo Whittaker (1972) la diversità ecosistemica deve essere vista a differenti livelli di risoluzione: diversità di specie all'interno di una comunità di un habitat (α -diversity), frequenza e consistenza dei cambiamenti delle specie lungo il gradiente di un habitat (β -diversity) e l'abbondanza di specie lungo un gradiente di habitat (γ -diversity). Inoltre nel suolo la variabilità spaziale della biodiversità assume un grande importanza, con differenze tra rizosfera e "bulk soil", macroaggregati e microaggregati, macropori e micropori, differenti orizzonti, ecc.

Comunque il “soil biota”, termine praticamente intraducibile che sta ad indicare l’intera comunità microbica vivente nel suolo e che esprime le funzioni vitali del suolo quasi a rappresentarlo come un unico organismo vivente, è caratterizzato anche da una significativa diversità spaziale con macroscopiche differenze tra suolo rizosferico e non rizosferico, tra macropori e micropori, tra diversi orizzonti lungo il profilo, ecc. Inoltre convivono e si sovrappongono nel suolo una serie di microhabitat come ad esempio la rizosfera, il rizopiano, la residuosfera, ecc. ciascuno dei quali può essere studiato e caratterizzato come una entità a se stante, ma al contempo è parte integrante della diversità microbica globale che caratterizza il “soil biota”.

Numerosi sono i fattori noti che possono interagire con il biota come ad esempio condizioni di eterogeneità spaziale e temporale (trattenuta d’acqua, presenza di nutrienti, aggregazione, composizione granulometrica, ecc.), nonché fattori negativi di stress o positivi che vanno direttamente ad interagire con il potenziamento della stabilità, resilienza e resistenza agli stress ed in ultima analisi con la produttività delle specie vegetali. Tuttavia è stato osservato che la diversità microbica del suolo dipende essenzialmente da fattori diversi rispetto a quelli che influenzano la diversità degli eucarioti superiori. Inoltre da tale studio, condotto su 98 suoli diversi provenienti da tutto il mondo, emerge che il parametro che influenza maggiormente la diversità del suolo è il pH (Fierer e Jackson, 2006).

Nonostante i fattori ambientali e la tipologia di suolo influenzino la diversità microbica del suolo (Girvan et al., 2003), spesso è la tipologia di pratica agricola utilizzata o il tipo di trattamento applicato che possono determinare rilevanti alterazioni della biodiversità (Gomez et al., 2006) con conseguenze che talvolta sono difficili – se non impossibili – da recuperare (Mocali et al., 2008).

4.1.1 Diversità biologica e stabilità ecosistemica

Intorno agli anni ’50 si è sviluppata la teoria secondo la quale i concetti di diversità biologica e stabilità ecosistemica sono direttamente relazionati per cui la fluttuazione delle popolazioni fornisce una misura della stabilità dell’ecosistema. MacArthur ha ipotizzato che la stabilità di una comunità microbica dipende sempre dalle reti trofiche del sistema piuttosto che da fenomeni di autoregolazione da parte di certe specie. Secondo questa ipotesi in un ecosistema dotato di numerose vie metaboliche ed energetiche l’alterazione di una specie determina un effetto minore sulle altre specie presenti di quanto potrebbe causare la medesima alterazione a carico di una specie di un ecosistema dotato di una scarsa rete energetica. Tuttavia ancora oggi, a distanza di cinquant’anni, non si dispone di evidenze sperimentali a riguardo.

Sulla base del modello proposto da MacArthur sono nate numerose teorie ecologiche per spiegare la relazione tra la biodiversità e la stabilità o la produttività di un suolo (Lynch et al., 2004). Una di queste è la “ipotesi dell’eterogeneità delle risorse” (Resource heterogeneity hypothesis – RHH) proposta da Tilman (1982): essa parte dal presupposto che un suolo uniformemente arido avrà una bassa biodiversità. All’aumentare della fertilità del suolo, aumenteranno anche la distribuzione e la diversità delle risorse nutrizionali determinando, di conseguenza, un incremento della biodiversità e della produttività. Ad un certo punto però la tendenza si inverte e ad una elevata fertilità del suolo corrisponde un abbattimento della eterogeneità delle risorse e quindi della biodiversità. Questo fenomeno è dovuto al fatto che, all’aumentare della fertilità, il suolo si avvicina sempre di più ad un plateau di nutrienti che saranno uniformemente distribuiti su tutto il suolo, selezionando così quei microrganismi che meglio si adattano a quelle condizioni.

Alla luce di quanto detto finora, molti autori ritengono quasi più importante la distribuzione della bio-

diversità nel suolo piuttosto che una sua semplice “misura” (Curtis e Sloan, 2005). Ad esempio Gans e collaboratori (2005) ritengono che sia più utile avere una mappa “grezza” della diversità microbica totale del suolo anziché una descrizione dettagliata di una piccola parte di essa, allo stesso modo in cui un esploratore troverebbe più utile una mappa di una regione, anche se semplice ed approssimativa, piuttosto che la descrizione dettagliata di un picco. Hanno perciò applicato dei modelli matematici di distribuzione come, ad esempio, la “Zipf distribution” o la “log-Laplace distribution”, per simulare la distribuzione dell’abbondanza dei taxa e dei batteri che vi fanno parte (Figura 4.3, in alto). Secondo questi modelli la diversità batterica del suolo, ovvero il numero delle specie (taxa) presenti, diminuisce esponenzialmente all’aumentare dell’abbondanza batterica e viceversa. I batteri cioè che riusciamo ad osservare e a misurare sono quelli numericamente più rappresentati nel suolo (“Terra Frequentata”) e suddivisi in pochi taxa mentre gran parte della diversità microbica del suolo è determinata da tutti quei microrganismi quantitativamente meno rappresentati e suddivisi in molti taxa che non riusciamo ad individuare (“Terra Incognita”) (Figura 4.3, in basso).

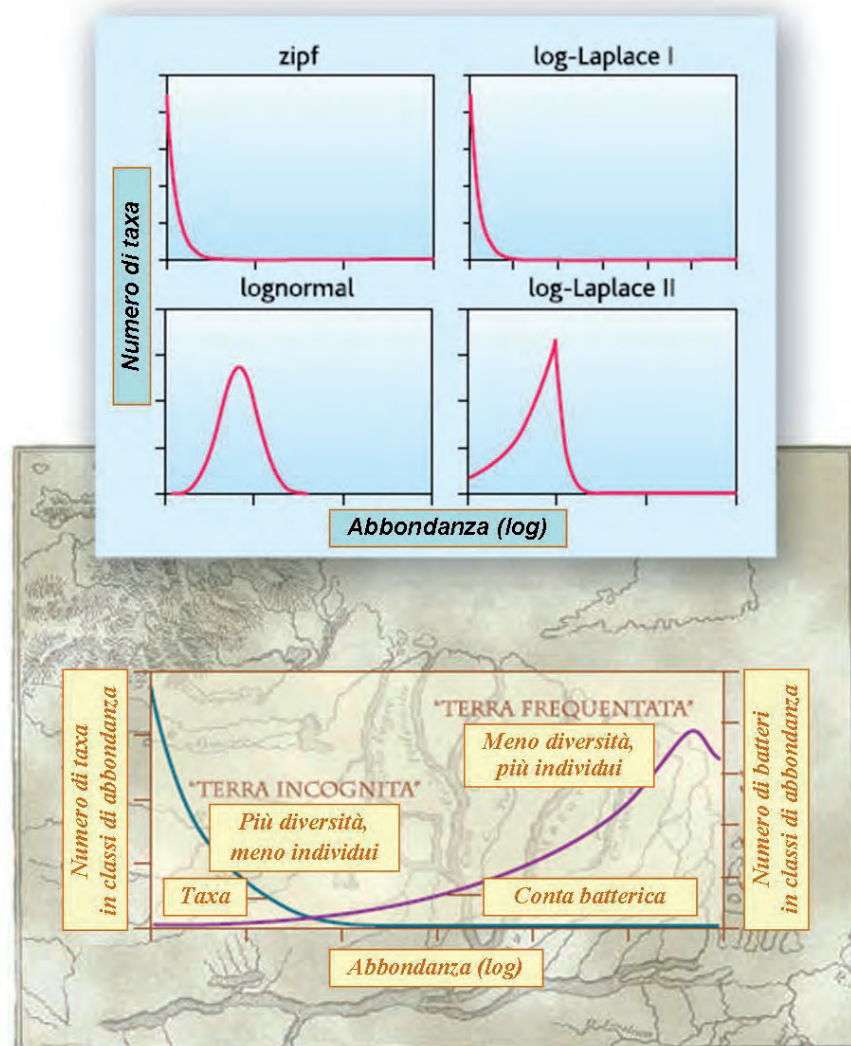


Figura 4.3: Modelli matematici proposti da Gans et al. (2005) per mappare la diversità microbica del suolo. L’abbondanza relativa dei taxa (log abundance) possono essere descritti mediante modelli per la distribuzione dell’abbondanza (in alto). Il numero totale di specie è data dall’area sottesa alla curva dei taxa e la pendenza di tale curva dipende dai parametri selezionati. In ogni caso la maggior parte della biomassa batterica che possiamo facilmente osservare (Terra Frequentata) presenta il minimo di diversità. Molti taxa sono difficili da individuare con un campionamento random (Terra Incognita).

Questo modello è supportato da osservazioni sperimentali. Ad esempio è stato dimostrato come lo studio della diversità microbica a livello di macroscale abbia evidenziato una sostanziale omogeneità della distribuzione delle comunità nel suolo, ma con metodi più accurati che consentono di effettuare analisi a livello di microscale (micropori) sono state osservate significative differenze tra le comunità microbiche (Grame et al., 2003).

Quanto detto deve far riflettere su quali siano le problematiche legate allo studio della diversità microbica del suolo e alla sua distribuzione.

Diversità microbica del suolo e agricoltura: Biodiversità e Agrobiodiversità

Il terreno naturale è un sistema ecologico aperto, che riceve e perde energia. Le modificazioni energetiche a cui va incontro sono determinate dalla nutrizione e dalla respirazione delle popolazioni microbiche, dal trasferimento e circolazione ciclica degli elementi, dalla sintesi e degradazione della sostanza organica.

Si può affermare che l'equilibrio del suolo naturale, cioè non coltivato, è governato da quattro parametri: bioenergetica, trasformazioni cicliche, umificazione e pedogenesi, strettamente connessi l'uno con l'altro in modo da mantenere in equilibrio ecologico il terreno con l'ambiente. Lo sfruttamento agricolo modifica questi rapporti, le pratiche agronomiche ad esempio accelerano le trasformazioni cicliche. Questa maggiore dinamicità fa sì che il terreno agrario abbia rispetto al terreno naturale un minor grado di stabilità. Una delle funzioni più importanti dei microrganismi è appunto quella di presiedere alle trasformazioni a carico degli elementi nutritivi in modo da mantenere un equilibrio di scambio tra suolo e pianta, contribuendo così allo stato di fertilità dei terreni.

I processi del metabolismo del suolo, intesi come trasformazioni di materiali ed energetiche, sono fondamentalmente connessi al turnover microbico sotto l'azione di fattori limitanti sia abiotici che di coazione biologica. Secondo i criteri dell'agricoltura sostenibile infatti lo scopo principale verte nel raggiungere la massima produttività consentita dalle condizioni edafiche, mantenendo elevato non solo il livello della fertilità chimica, ma anche quello della fertilità biologica. La fertilità biologica unitamente alla fertilità chimica ed a quella fisica costituisce la fertilità agronomica o integrale dalla quale dipende la produttività. La fertilità tuttavia non è sinonimo di produttività in quanto la prima dipende dal terreno mentre la seconda sia dal terreno che dalla pianta. Inoltre le basi biologiche della produttività riferite ad un terreno naturale non coincidono con quelle della produttività agronomica in quanto quest'ultima rappresenta un livello produttivo superiore a quello naturale.

Appare di fondamentale importanza nella scelta di una metodologia di analisi per la valutazione della biodiversità del suolo stabilire i confini entro cui ci si deve muovere definire quindi cosa si intende per **biodiversità** e cosa per **agrobiodiversità**.

4.1.2 Reti trofiche del suolo

Studiare la biodiversità del suolo comporta studiare l'intera fase vivente del suolo, che comprende batteri, funghi, alghe, attinomiceti, protozoi, vermi, artropodi, rettili, anfibi e piccoli mammiferi.

In genere il passo fondamentale per capire come funziona il trasferimento di energia e di materia in un ecosistema è la descrizione dei rapporti alimentari che intervengono in una comunità ecologica: chi mangia che cosa. È facile riconoscere nell'ambito di una comunità catene lungo le quali si ha tale trasferimento. Queste vengono chiamate catene alimentari o trofiche, costituite sinteticamente dai seguenti gruppi di organismi: i produttori (piante), i consumatori primari (erbivori) e i consumatori secondari (carnivori). Gli organismi bioriduttori costituiscono la catena alimentare di detrito che chiude il cerchio. In realtà tutte queste catene si inseriscono in sistemi più complicati: le reti trofiche.

Lo studio della struttura delle reti trofiche del suolo ha consentito di caratterizzare in maniera qualitativa e quantitativa le interazioni tra i diversi gruppi tassonomici, e tra questi ed il comparto abiotico, considerando le relazioni trofiche, i flussi di energia e le forze di interazione (Scheu, 2002), come mostrato in Figura 4.4.

L'energia entra nel sistema suolo principalmente tramite la degradazione della materia organica morta, ossia dei residui delle piante e degli animali. La fertilità di un suolo naturale dipende quindi in modo significativo dalla velocità di trasformazione della materia organica, mediata dalla flora batterica. Qualsiasi contaminazione del suolo, che inibisca o elimini i microrganismi in esso presenti o che modifichi la quantità e la qualità della materia organica, può portare un danneggiamento a breve o a lungo termine dell'intero ecosistema vegetazione-suolo (Pitea et al., 1998).

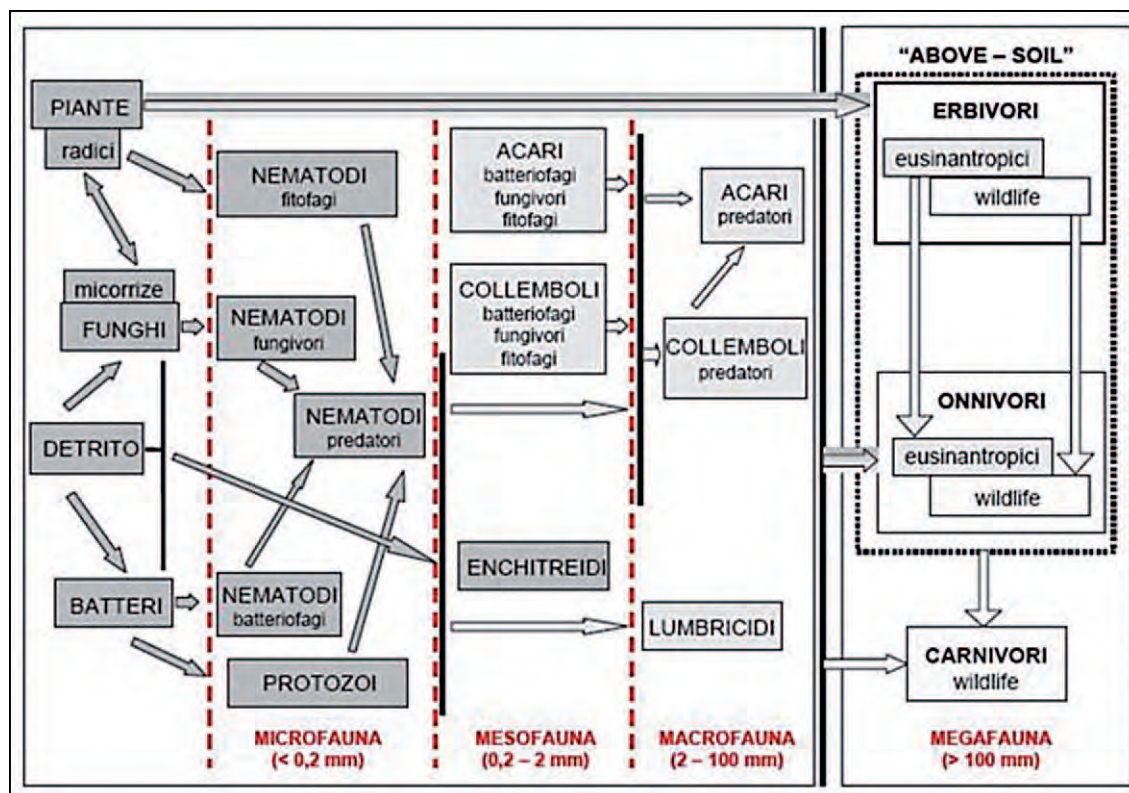


Figura 4.4: Schema sintetico delle reti trofiche del suolo e loro interazioni con quelle al di sopra di esso ("Above-soil")

Nel suolo le cosiddette reti trofiche possono essere suddivise in tre grosse categorie: microreti, mesoreti e le macroreti (Pokarzhevskii, 1996; Lavelle, 1997).

Ciascun organismo in questi tre sistemi è legato agli altri direttamente o indirettamente, ma per lo

più ne è indipendente per quanto riguarda le risorse alimentari. Nel presente lavoro verranno prese in considerazione unicamente le metodologie di analisi utilizzate per le microreti.

a) **Macroreti:** nel senso ampio del termine si intendono tutte le reti trofiche che coinvolgono gli organismi superiori, sia animali che vegetali. Sono innanzitutto coinvolti gli organismi *produttori* (primari), ossia autotrofi, in grado di organizzare i composti chimici nel suolo in modo da produrre autonomamente le riserve alimentari (amidi, zuccheri). Questo processo è reso possibile grazie all'energia solare che viene "catturata" mediante il processo di fotosintesi clorofilliana. Sono quindi coinvolti gli organismi *consumatori*, ovvero organismi eterotrofi incapaci di produrre autonomamente i nutrienti necessari alla sopravvivenza e che, pertanto, si nutrono di altri organismi; sono detti consumatori primari gli erbivori, che si nutrono direttamente di organismi produttori. I consumatori secondari e terziari sono i carnivori che si nutrono rispettivamente di consumatori primari e carnivori.

Se si utilizza il termine macrorete in senso stretto si considerano tutti gli organismi animali di dimensioni maggiori di 2 mm, e che tradizionalmente includono i cosiddetti "ingegneri del suolo", come termiti, formiche e lombrichi, ma in cui vanno inseriti anche molluschi, coleotteri, miriapodi, isopodi, e vertebrati quali le talpe, in grado di spostarsi liberamente nel suolo.

Le macro-reti possono modificare in modo notevole anche ampi tratti di terreno (si pensi ad un termitaio), scavando cavità che permettono una circolazione dell'acqua, consumando e spostando in misura rilevante la sostanza organica in decomposizione e controllando in numero e qualità le sottostanti reti. Il tempo ecologico varia da qualche settimana a mesi, quello di turnover biologico impiega dei mesi, anche degli anni (Pokarzhevskii, 1996).

Si rimanda ad un testo di ecologia per maggiori approfondimenti.

b) **Mesoreti:** le mesoreti comprendono tutti i cosiddetti "trasformatori della lettiera", ossia la mesofauna, costituita da animali compresi tra 2 e 0,2 mm legati ai pori del suolo. Si tratta principalmente di acari, collemboli, larve di ditteri e di coleotteri, enchitreidi, pseudoscorpioni, alcuni miriapodi, ecc.; hanno una funzione di regolazione e disseminazione delle microreti, di apertura e rivestimento dei microcanali di aerazione del suolo, di triturazione e digestione della materia organica in decomposizione (che aumenta la superficie attaccabile dalle micro-reti), e di formazione di complessi organici ed organo-minerali che sequestrano alcune sostanze e ne mobilizzano altre.

Hanno un raggio d'azione che varia da qualche centimetro a pochi metri; il tempo ecologico varia da una settimana a qualche mese, il tempo di turnover biologico da giorni a mesi.

Si rimanda ad un testo di ecologia per maggiori approfondimenti.

c) **Microreti:** le microreti, in cui interagiscono i microrganismi (batteri, alghe, lieviti e funghi) e gli animali più piccoli di 0,2 mm (protozoi, rotiferi, nematodi, tardigradi, ecc.) legati alla pellicola d'acqua contenuta nelle cavità del suolo, alla rizosfera e alla lettiera, svolgono un ruolo fondamentale a livello locale, partecipando alla formazione di associazioni di specie ed esercitando funzioni indispensabili per il suolo, sebbene in un'area d'azione assai ristretta nell'ordine di qualche centimetro cubico. Il tempo di sviluppo di una sequenza successionale (tempo ecologico) è nell'ordine di giorni o mesi e il tempo di turnover biologico (vale a dire quello necessario ai flussi di nutrienti per ricolmare le riserve di nutrienti) varia da un giorno ad una settimana.

A questo gruppo appartengono le specie più sensibili ai cambiamenti ambientali. Per questo mo-

tivo per lo studio della biodiversità del suolo si studiano principalmente questi organismi, in particolare alcuni artropodi (Paoletti, 1999) e soprattutto i microrganismi (Lynch, 2003). In questo capitolo prenderemo in considerazione proprio quest'ultimi, pertanto si rimanda ad altri testi per un approfondimento relativo agli altri organismi.

Nell'ambito della microbiologia del suolo, la classificazione più importante è sicuramente quella per "gruppi fisiologici" proposta per primo da Winogradsky (1856-1953).

I gruppi fisiologici vanno intesi come l'insieme di individui sistematicamente diversi, ma in grado di svolgere la medesima funzione. Così si parla per esempio di microrganismi azotofissatori, amilolitici, pectinolitici, solfossidanti e solforiduttori, focalizzando l'interesse sul processo biochimico più che sulle singole specie. Recentemente la comunità scientifica ha affrontato questo tema parlando spesso di diversità genetica e funzionale delle popolazioni microbiche del suolo riconoscendo validità informativa ad entrambe le dimensioni (Lynch et al, 2004). E' ancora di Winogradsky la suddivisione dei microrganismi in *autoctoni* e *zimogeni*, i primi con una attività scarsamente influenzata dalle variazioni ambientali, i secondi particolarmente sensibili alla presenza di determinati materiali organici ed inorganici.

Anche i microrganismi possono inoltre essere classificati in base alle fonti nutrizionali da essi utilizzati; si distinguono cioè gli eterotrofi, che costituiscono la stragrande maggioranza, dagli autotrofi. Questi ultimi che rappresentano una minima parte vengono suddivisi in chemioautotrofi, se utilizzano sostanze minerali (batteri nitrificanti) e fotolitotrofi se utilizzano la luce (batteri anaerobi fotosintetici rossi e verdi).

La funzionalità della flora microbica dei diversi terreni è comunque influenzata da fattori ambientali, nonché dalle caratteristiche fisico-chimiche del terreno stesso e dal suo grado di fertilità. Si è visto inoltre che la carica microbica diminuisce con la profondità del terreno, soprattutto per il decremento della sostanza organica. Esperienze di laboratorio hanno infatti confermato che l'apporto di sostanza organica al terreno provoca un incremento della popolazione microbica.

Si deve inoltre precisare che la capacità delle diverse specie microbiche nell'utilizzare differenti sostanze nutritive porta ad una ineguale distribuzione nell'ambito dei terreni.

La distribuzione dei microrganismi dipende ancora dalla presenza di specie tra loro competitive e per alcune di esse dalla capacità di sopravvivenza mediante sporificazione ed inoltre dalla presenza di organi di locomozione.

4.2 Metodi, strumenti e fonti di informazione

4.2.1 I microrganismi come indicatori di qualità e sostenibilità del suolo

I microrganismi possono essere utilizzati come indicatori della qualità del suolo perché svolgono delle funzioni chiave nella degradazione e nel riciclo della sostanza organica e dei nutrienti o rispondono prontamente ai cambiamenti dell'ambiente suolo. Inoltre l'attività microbica nel suolo rispecchia la somma di tutti i fattori che regolano la degradazione e la trasformazione dei nutrienti. E' comunque estremamente difficile utilizzare i valori forniti dai parametri microbiologici poiché i microrganismi del suolo reagiscono molto rapidamente anche a variazioni stagionali e si adattano alle diverse necessità ambientali. Perciò diventa problematico distinguere fluttuazioni naturali da alterazioni causate da attività antropiche, specialmente quando il dato viene determinato sprovvisto di controllo. Diversi autori hanno formulato vari suggerimenti. Brookes (1995) ad esempio afferma che nessun parametro può essere utilizzato da solo, ma unitamente ad altri parametri cor-

relati da utilizzare insieme come “controllo interno”, es. C della biomassa e C organico totale del suolo. Quando i suoli presentano marcate variazioni rispetto a ciò che è considerato il valore normale (C biomassa/ C organico totale del suolo) in un particolare sistema di gestione del suolo, clima e tipo di suolo, tale valore diventa un indicatore del deterioramento e del cambiamento nelle funzioni dell’ecosistema suolo. Infatti c’è una relazione quasi lineare tra queste due variabili, anche se ci possono essere rilevanti discrepanze tra suoli con diverse caratteristiche fisiche o suoli gestiti in modo diverso. Molti studi sono stati condotti circa la possibilità di utilizzare i parametri microbiologici e biochimici del suolo per caratterizzare la diversità microbica sia in termini genetici che funzionali definendo innanzi tutto se c’è vita nel suolo oppure no ed il suo ordine di grandezza. Quindi, è di fondamentale importanza capire quanto la popolazione vivente sia attiva e quali funzioni svolga. Infine, sarà importante caratterizzare la struttura della comunità microbica e le relazioni che essa instaura con la pianta.

4.2.2 Fonti di informazione

L’uso di indicatori microbiologici, biochimici e molecolari del suolo per la qualificazione e lo studio della biodiversità del suolo a livello di “Soil System” pone l’operatore di fronte ad una serie di problemi interpretativi che scaturiscono dalla estrema duttilità che ha “l’organismo suolo” di adattarsi e di rispondere a pressioni esterne che ad un osservatore poco esperto possono lasciar trarre delle considerazioni errate specie in condizioni di naturalità e non di sistema sperimentale controllato. Come vedremo, vi sono tutta una serie di indicazioni che sarà utili suggerire all’operatore per evitare simili inconvenienti.

a) **Scheda di campagna:** la prima raccomandazione che si impone di suggerire è quella di raccogliere il maggior numero di informazioni sul sito in esame che spaziano dal pregresso uso del suolo, all’esposizione, ai venti dominanti, alle caratteristiche climatiche, ecc. attraverso la redazione di una scheda di campagna nella quale vengano raccolte ed organizzate in maniera tale da essere leggibili nel tempo e da operatori diversi, come mostrato nella seguente scheda esemplificativa. Ogni scheda è suddivisa nelle seguenti parti:

- Dati generali: costituiscono l’elemento base per la identificazione del campione e dovranno seguire un criterio concordato ed omologato con un protocollo dettagliato e specifico da raccogliere in una piccola guida. In questa parte dovranno essere annotate l’oggetto, il numero e il nome dei campioni, la data del rilievo, il nome del rilevatore e la località con le relative coordinate GPS.
- Descrizione del sito: in questa parte dovranno essere riportate alcune importanti caratteristiche del sito quali l’esposizione ai venti, la pendenza del suolo, la rocciosità e la quota sul livello del mare.
- Descrizione del suolo: è fondamentale per l’interpretazione dei dati raccolti. Elementi come la profondità del prelievo, la presenza di falda, l’umidità e la presenza di radici devono essere riportati.
- Condizioni climatiche: in questa parte vanno indicate la precipitazioni (piovose, nevose, medie, ecc), le temperature (medie) dell’aria e l’esposizione ai venti.
- Uso del suolo: anche questo tipo di informazione risulta di fondamentale importanza al fine di interpretare al meglio i risultati delle analisi. Pertanto occorre specificare la coltura in atto e la gestione colturale abituale. Ad esempio se forestale (specificare la specie o la consociazione), prato pascolo, incolto o altro ((fruizione turistica, riserva naturale, giardino pubblico, ecc).

- Ubicazione: indicare la vicinanza a centri urbani, strade e autostrade, siti industriali, ferrovie, ecc.
- Informazioni storiche: ogni informazione utile a ricostruire l'evoluzione dell'ecosistema. Ad esempio sarebbe interessante conoscere nel caso si osservasse un terreno incolto se e da quanto tempo è incolto oppure se precedentemente hanno insistito coltivazioni, boschi ecc.
- Descrizione del sito al momento del prelievo: colore del suolo, presenza di croste superficiali, affioramento di materiali particolari come metalli, plastiche, laterizi, residui organici di vario genere, ecc..
- Altre informazioni utili: l'operatore dovrà qui annotare ogni altra informazione che riterrà utile segnalare. Ad esempio nel caso di aree destinate al pascolamento dovrà descrivere la consistenza delle deiezioni animali, il compattamento, lo scavo da parte di animali selvatici, ecc.

Dati generali			
Oggetto:		Campione n.	
Rilevatore:		Data del rilievo:	
Località:			
Coordinate GPS della stazione		°N	
		°E	
Descrizione del sito			
Esposizione			
Venti dominanti			
Pendenza (%)		Quota s.l.m.	
Rocciosità	<i>Qualità:</i>		
	<i>Quantità:</i>		
Descrizione del suolo			
Profondità del prelievo (cm)			
Radici	<i>Dimensioni:</i>		
	<i>Quantità:</i>		
Precipitazioni (media mensile)			
Piovose:		Nevose:	
Temperature (media mensile)			
Vicinanza di centri urbani, industriali, autostrade, ecc.			
Tipo di vegetazione e copertura (%)			
Prato	Alto fusto	Colture	Altro
Uso del suolo (agricolo, pascolo, riserva naturale, ecc.)			
Descrizione della superficie del terreno al momento del prelievo (colore, affioramento di plastiche, cemento, laterizi, ecc.)			
Altre NOTE:			

Figura 4.5: Esempio di scheda di campagna per il rilevamento dell'agrobiodiversità a livello di Soil System

b) Carta geologica e litologica: è noto che la popolazione vivente nel suolo ed in modo particolare i microrganismi concorrono alla formazione di suolo. La conoscenza quindi della tipologia di suolo che ci si accinge a descrivere potrebbe notevolmente agevolare la scelta del sito da campionare.

L'operatore prima di procedere a qualsiasi tipo di rilievo in campo sarà necessario che acquisisca a livello di base la cartografia del suolo disponibile per la zona. In Italia ogni Regione è dotata di un servizio pedologico e fatta eccezione per pochi casi è possibile disporre di carte pedologiche in scala 1:250.000. Ove fosse disponibile acquisirlo, un dettaglio maggiore sarebbe estremamente utile. Tutta la cartografia sul suolo, sia in termini di caratterizzazione geologica, che pedologica, che di uso del suolo, sarebbe fondamentale raccoglierla ed esaminarla anticipatamente al rilievo di campo.

Questa analisi sarà fondamentale sia per una analisi a livello di macroscale, che a livello di microscale, come potrebbe essere il "Soil System". Sarà infatti fondamentale capire l'omogeneità del sito e, quindi, successivamente stabilire i criteri base per la scelta della tipologia di schema di raccolta campioni da utilizzare. Se ad esempio il sito fosse omogeneo e ci si trovasse, ad esempio, di fronte ad una pianura con la tipologia inceptisuolo o vertisuolo dominante, si potrà campionare secondo lo schema classico del reticolo a maglie come suggerito dall'U.E. o semplicemente lungo le diagonali a cinque punti o ancora secondo transetti, in funzione della dimensione dell'area di studio. Qualora invece il sito non sarà omogeneo si dovranno intensificare i punti di raccolta campioni individuando di volta in volta il procedimento migliore.

c) Caratteristiche climatiche (temperatura e precipitazioni medie): temperatura ed umidità sono due tra i fattori limitanti più importanti per la vita nel suolo. Ogni studio di caratterizzazione dell'agrobiodiversità del suolo non può prescindere dalla conoscenza delle caratteristiche climatiche dell'area.

Ma dove e come reperire i dati climatici? L'ideale sarebbe poter disporre di centraline climatiche di campo per il rilievo dei parametri principali (umidità, temperatura, precipitazione, intensità della radiazione solare, vento). Esistono dei sistemi di facile posizionamento e gestione che possono essere acquistati al costo di circa 1.000 euro. Diversamente sarà importante, attraverso la rete di rilevamento meteorologico dell'aeronautica, conoscere quale sia la stazione più vicina al sito e fare richiesta dei dati medi degli ultimi dieci anni. Altre informazioni possono essere richieste all'Ufficio Centrale di Ecologia Agraria del CRA (www.ucea.it).

d) Uso del suolo ed evidenziazione di situazioni particolari: questa parte del lavoro dell'osservatore deve essere sviluppata se dalla scheda di campagna vengono rilevate delle osservazioni particolari. Questo comporterà da parte dell'analista un approfondimento di indagine legato proprio alla corretta interpretazione del risultato.

Se nella scheda, ad esempio, risultasse che il sito si trova nelle vicinanze di un sito industriale sarebbe necessario conoscere più approfonditamente l'insediamento industriale per eventualmente focalizzare potenziali inquinanti atmosferici che possano ricadere sul sito oggetto di studio ed in qualche modo provocare una pressione selettiva. A questo punto sarebbe importante conoscere anche i venti dominanti ed andare a campionare secondo transetti che concorrano a mettere in contrapposizione zone più esposte rispetto a zone meno esposte.

e) Presenza di specie vegetali ed animali particolari: sarà cura dell'operatore di campo segnalare la presenza di eventuali specie animali e vegetali particolari che potrebbero essere considerati dei veri e propri indicatori dell'ecosistema, e quindi indirizzare il campionamento del suolo di con-

sequenza. Ad esempio, la presenza di leguminose piuttosto che di altre specie come diverse coperture vegetali, potrebbero richiedere il campionamento in aree interessate o meno dalla vegetazione. Osservazione nel caso di boschi o albereti della struttura della conopia (più o meno fitta e coprente), oppure la distanza tra le file nel caso di frutteti, ecc.

- f) Individuazione di catene trofiche particolari: come abbiamo visto il suolo è un ecosistema ricco di catene trofiche, all'interno delle quali possono esistere organismi "chiave" che possono essere utilizzati come indicatori (ad esempio la presenza di determinate piante può essere correlata al pH del suolo o alla presenza di organismi azoto-fissatori, ecc.).

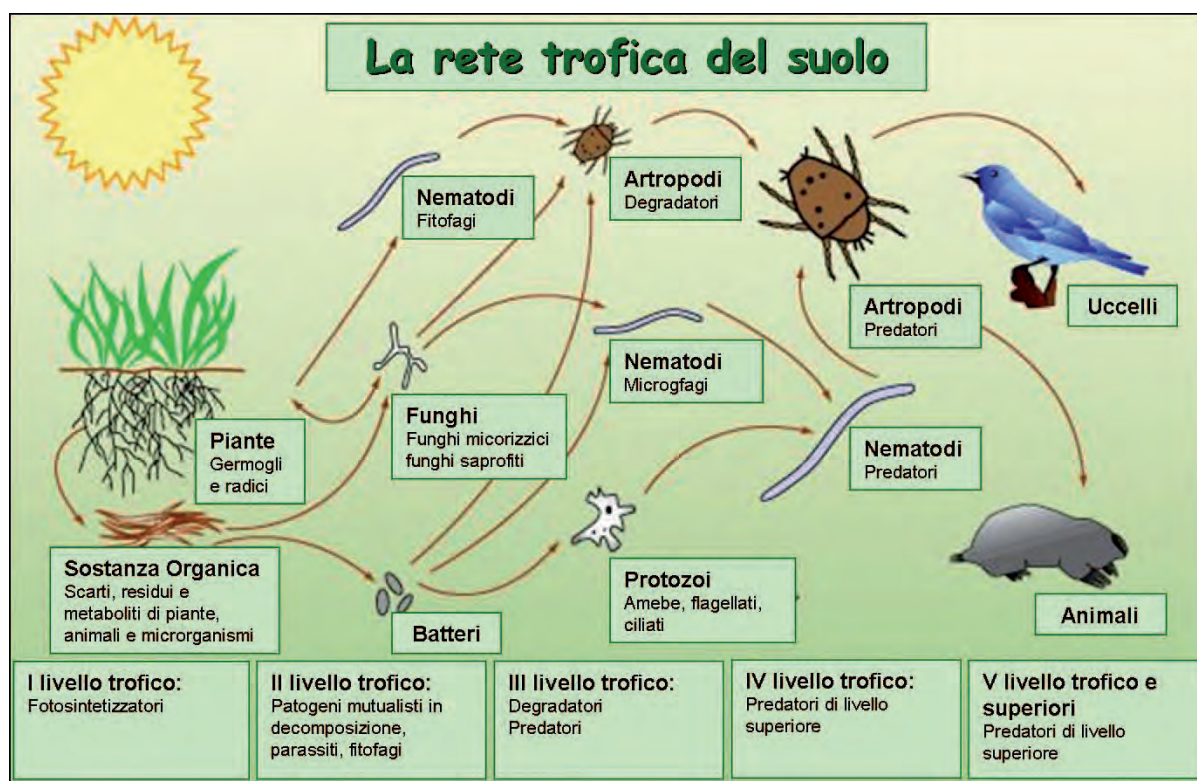


Figura 4.6: La catena alimentare del suolo

4.2.3 Strumenti

- a) Indicatori fisici: le caratteristiche fisiche del suolo sono in gran parte determinate dalle condizioni strutturali. La struttura del terreno, cioè "la risultante della combinazione di differenti tipi di pori con le particelle solide (aggregati)" (Vignozzi e Pagliai, 2006), è una delle più importanti proprietà che determinano lo sviluppo delle colture proprio perché è la struttura stessa che influenza la profondità che le radici possono esplorare, il volume dell'acqua che può essere immagazzinata, i movimenti dell'acqua stessa, dell'aria, degli elementi nutritivi, dei fitofarmaci e della fauna terricola. La qualità dei suoli è strettamente correlata con le condizioni strutturali e molti dei dissesti ambientali in aree coltivate (erosione, desertificazione, ecc.) traggono origine proprio da fenomeni di degradazione della struttura del terreno. Nonostante la sua importanza, la struttura del terreno rimane tuttora una delle meno studiate e più soggettive proprietà del terre-

no. Eppure per valutare, ad esempio, l'impatto delle pratiche agricole sull'ambiente suolo è necessario quantificare le modificazioni della struttura del terreno.

Per questo motivo, per quanto riguarda gli indicatori per la fertilità fisica dei suoli, sono stati scelti i seguenti parametri:

- *Porosità* (sistema dei pori): è determinata mediante la tecnica della micromorfologia, basata sullo studio al microscopio ottico di sezioni sottili di terreno opportunamente preparate e la determinazione qualitativa e quantitativa della porosità per mezzo dell'analisi di immagine.
- *Stabilità degli aggregati* (resistenza all'azione disgregante dell'acqua): viene determinata mediante il metodo a determinazione unica con depurazione dalla sabbia ed oscillazione verticale.

Dalla definizione della struttura del terreno, sopra riportata, si evince che la porosità è l'indicatore principale delle qualità fisiche del suolo. Infatti sono proprio la morfologia, la dimensione, la continuità e l'arrangiamento dei pori nel terreno che determinano il contenuto e i movimenti dell'acqua e dell'aria, la crescita delle radici, ecc. La completa caratterizzazione del sistema dei pori nel suolo consente, quindi, la valutazione delle qualità fisiche del suolo stesso.

L'avvento delle tecniche di analisi di immagine ha consentito la determinazione quantitativa del sistema dei pori su sezioni sottili preparate da campioni indisturbati di terreno attraverso le tecniche della micromorfologia del suolo.

- b) Indicatori chimici: tra i numerosi indicatori chimici del suolo, la sostanza organica, caratterizzata sotto diversi aspetti, è stata scelta come indicatore di qualità. Il suo contenuto nel suolo, infatti, è un potenziale indicatore ambientale in quanto si correla con numerosi aspetti della produttività e sostenibilità degli agroecosistemi e della conservazione ambientale (Smith et al., 2000). In generale, alla presenza di elevate quantità di sostanza organica nel suolo vengono attribuiti molteplici benefici; la sostanza organica esplica infatti la propria azione sulle proprietà nutrizionali del terreno, sia perché costituisce una riserva di elementi nutritivi ed energetici per i microrganismi del suolo e di elementi nutritivi per le piante, sia perché attraverso i meccanismi di scambio, adsorbimento, complessazione e chelazione, modula la disponibilità degli elementi medesimi (Figura 4.7).

La sostanza organica influenza non solo le proprietà chimiche e biologiche del suolo, ma anche quelle fisiche. La sola proprietà fisica non modificabile è la tessitura, mentre la stabilità di struttura, la ritenzione idrica, il colore e la capacità termica sono in relazione con la quantità e qualità della sostanza organica nel suolo. Proprio questa relazione tra stabilità di struttura e sostanza organica sta alla base della scelta di quest'ultima, insieme ad altri parametri correlati, come indicatore di qualità nel presente atlante.

Inoltre alla sostanza organica vengono attribuite attività fisiologiche da parte di alcune molecole organiche, in particolare le sostanze umiche, che modificano direttamente il metabolismo dei microrganismi e delle piante.

Pertanto sono stati considerati i seguenti parametri, il cui elenco non è da considerarsi esaustivo:

- C organico totale
- C delle frazioni umica e fulvica
- Parametri dell'umificazione (grado, tasso ed indice di umificazione)
- Azoto totale e rapporto C/N
- Il comportamento alla focalizzazione isoelettrica e la stabilità all'analisi termica.

Le motivazioni della scelta della sostanza organica come indicatore chimico della qualità del suolo sono molteplici; infatti tra i diversi costituenti del suolo la sostanza organica è di gran lunga la parte più reattiva dal punto di vista chimico. Essa, insieme ai minerali argillosi, contribuisce in maniera sostanziale alla superficie specifica totale. Infatti nel suolo la maggior parte delle reazioni chimiche avvengono all'interfaccia tra la fase solida e la fase liquida, dove i numerosi gruppi funzionali reattivi delle molecole umiche e degli altri costituenti della sostanza organica interagiscono con i soluti presenti nella soluzione del terreno.

La media nazionale del contenuto di sostanza organica dei suoli agrari italiani si aggira intorno al 1,5%; inoltre in ambiente mediterraneo, senza le dovute reintegrazioni, si perde mediamente ogni anno l'1,5% di humus. Un database pedologico sul contenuto di carbonio organico negli orizzonti superficiali (0-30 cm) di suolo nell'Europa meridionale è stato elaborato a cura dell'European Soil Bureau (Montanarella e Jones, 1999). Stime preliminari sono state effettuate assegnando le unità della mappa dei suoli europei a due sole classi di contenuto di carbonio organico: valori $\leq 2\%$ e valori $> 2\%$. Secondo tali stime (Zdruli et al., 2004) l'86,4% della superficie di suolo totale in Italia è caratterizzata da valori di carbonio organico $\leq 2\%$ mentre solo il 12,4% ne contiene più del 2%.

Proprietà	Osservazioni	Effetti nel suolo
Colore	Il tipico colore scuro di molti suoli è determinato dalla sostanza organica	Facilita il riscaldamento
Ritenzione idrica	La sostanza organica può trattenere 20 volte il suo peso in acqua	Aiuta a prevenire l'essiccamento. Migliora il trattamento dell'acqua nei suoli sabbiosi
Combinazione con i minerali argillosi	Cementa le particelle del suolo in unità strutturali chiamate aggregati	Permette lo scambio dei gas. Stabilizza la struttura. Incrementa la permeabilità
Chelazione	Forma complessi stabili con Cu^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} , Fe^{2+} ed altri cationi bivalenti	Accresce la disponibilità dei micronutrienti per le piante superiori
Solubilità in acqua	L'insolubilità della sostanza organica in acqua è dovuta alla sua associazione con le argille; inoltre i cationi bivalenti e trivalenti associati con la sostanza organica ne aumentano l'insolubilità in acqua	La sostanza organica può accumularsi nel suolo (carbon sink) e costituire una riserva di nutrienti
Azione tampone	Presenta azione tampone in range di pH leggermente acidi, basici e neutri	Aiuta a mantenere una reazione uniforme nel suolo
Scambio cationico	L'acidità totale delle frazioni isolate di humus varia da 300 a 1400 cmoli/kg	Incrementa la capacità di scambio cationico del suolo. La sostanza organica provoca l'aumento del 20-70% della CSC di molti suoli
Mineralizzazione	La decomposizione della sostanza organica produce CO_2 , NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} e SO_4^{2-}	Fonte di nutrienti per la crescita delle piante
Si combina con gli xenobiotici	Influenza la biodegradabilità, la persistenza e la bioattività dei pesticidi	Modifica il tasso di applicazione dei pesticidi

Figura 4.7: Proprietà della sostanza organica ed i suoi effetti nel suolo

Il contenuto di sostanza organica nel terreno dipende dai principali fattori di formazione del suolo, la cui importanza relativa diminuisce secondo l'ordine *clima > vegetazione > topografia e materiale d'origine > età*, ed è anche fortemente influenzato dall'uso del suolo e dalle pratiche

agricole. A parità di condizioni climatiche, la presenza di argilla favorisce l'accumulo di sostanza organica nel suolo, probabilmente a causa dell'effetto di protezione chimico-fisica esercitato nei confronti di alcuni costituenti organici, rallentandone la mineralizzazione. Per questo motivo, tessitura del suolo e dotazione di carbonio organico sono correlati tra loro

c) Indicatori biologici e microbiologici: è estremamente difficile applicare i risultati dei valori microbiologici poiché i microrganismi del suolo reagiscono molto rapidamente anche a variazioni stagionali e si adattano alle diverse necessità ambientali. Perciò diventa problematico distinguere fluttuazioni naturali da alterazioni causate da attività antropiche, specialmente quando il dato viene determinato tardi e sprovvisto di controllo.

Diversi autori hanno avanzato varie proposte: per esempio Domsh (1980) e Domsh et al. (1983) hanno stabilito che qualsiasi alterazione provocata sia da agenti naturali che da inquinanti che ritorna a valori microbiologici normali entro 30 giorni è da considerarsi come una fluttuazione normale. Diversamente, alterazioni che durano 60 giorni sono tollerabili, mentre quelle che persistono per più di 90 giorni sono veri e propri agenti di stress.

4.2.4 Metodi

Attualmente disponiamo di metodologie in grado di fornire le indicazioni sopra descritte. Recentemente Bloem J., Hopkins D, Benedetti A. (2006) hanno proposto la seguente classificazione in quattro gruppi di metodi a seconda del tipo di informazione che riescono a dare:

- Biomassa e carica microbica del suolo
- Attività microbica del suolo
- Diversità microbica nel suolo e struttura della comunità
- Relazioni pianta-microrganismi

Tabella 4.1: Gruppi di metodi selezionati come indicatori microbici per la qualità del suolo

I	II	III	IV
Biomassa e carica microbica del suolo	Attività microbica del suolo	Diversità microbica nel suolo e struttura della comunità	Relazioni pianta-microrganismi
<ul style="list-style-type: none"> - Tecniche di fumigazione con cloroformio - Respirazione indotta da substrato - ATP - Conte dirette 	<ul style="list-style-type: none"> - Respirazione del suolo - Mineralizzazione dell'azoto - Nitrificazione - Incorporazione di timidina e leucina - Test ecotossicologici 	<ul style="list-style-type: none"> - Metodi molecolari - Profili di utilizzo di substrati (CLPP) - Phospholipid Fatty Acids (PFLA) - Profilo di attività enzimatica 	<ul style="list-style-type: none"> - Micorrize - Fissazione N₂ - Capacità repressive - Microrganismi associativi

1. Biomassa e titolo microbico nel suolo

Questi includono tutti i metodi capaci di definire il peso ed il numero dei microrganismi del suolo, sia come carica totale che come gruppi fisiologici o nutrizionali, come ad esempio la conta su piastra, la microscopia colorimetrica, metodi biochimici in grado di fornire informazioni sulle popolazioni attive.

I metodi convenzionali per la determinazione delle specie microbiche viventi nel suolo sono basate su procedure di conte vitali o dirette (Alef e Nannipieri, 1995; Alef, 1995a; Dobereiner, 1995; Lorch et al, 1995; Zuberer, 1994). Le procedure di conteggio di cellule vive comprendono i due seguenti approcci: 1) La tecnica di conta su piastra; 2) Il numero più probabile (Most Probable Number-MPN).

Probabilmente alcuni microrganismi non coltivabili del suolo sono potenzialmente coltivabili se in presenza dei nutrienti adeguati per la loro crescita. Tuttavia alcuni dei microrganismi non coltivabili possono rimanere non coltivabili perché rimangono dormienti e richiedono eventi particolari che li risvegliano prima di riacquistare la capacità di crescere; oppure sono non coltivabili ma ancora intatti ed individuabili al microscopio (Madsen, 1996).

Le tecniche di conteggio diretto permettono di contare sia i batteri che i funghi ma non danno alcuna indicazione sulla composizione delle rispettive comunità. Di solito con queste tecniche, viene collocata una sospensione contenente una quantità nota di suolo omogeneizzato su un'area nota del vetrino e i microrganismi vengono marcati con una sonda fluorescente e contati al microscopio (Bloem et al., 1995).

2. Attività microbica nel suolo

Questo gruppo abbraccia tutti i metodi biochimici dando informazioni sui processi metabolici della comunità microbica, sia nella sua totalità che in gruppi funzionali.

Come descritto sopra, tutti i risultati di laboratorio possiedono caratteristiche di potenzialità poiché determinati in condizioni ottimali di uno o più fattori, come la temperatura e l'umidità controllate ed utilizzando spesso substrati specifici.

I metodi biochimici si possono dividere in due sottogruppi: il primo include i metodi che con-

tano le popolazioni attive *nella loro totalità* e, a seconda del risultato e del tipo di informazione che forniscono, rientrano nel primo gruppo di metodi menzionati in precedenza riguardanti peso e numero. Il secondo sottogruppo contiene metodi capaci di definire l'attività attuale e l'attività potenziale di *singoli organismi* o gruppi metabolici, ecc., ad esempio test respirometrici, azoto mineralizzabile, ecc. Inoltre ci sono altre metodologie in grado di stabilire persino l'attività potenziale massima raggiungibile con, ad esempio, substrati specifici. Questo è il caso della nitrificazione o dell'ammonificazione potenziale con gradiente di potenzialità che utilizza caseina lattica ed ammonio-solfato, con il gradiente di potenzialità che aumenta mentre si ottimizzano i diversi fattori limitanti l'attività della biomassa microbica.

3. Diversità microbica del suolo e struttura della comunità

Questo gruppo include tra i più aggiornati metodi di acquisizione di dati ecologici e molecolari. Per tradizione le analisi della comunità microbica del suolo sono state effettuate con tecniche colturali, tuttavia solo una piccola frazione <1% della comunità microbica del suolo è stata caratterizzata con questo approccio. Sono attualmente disponibili diversi metodi per lo studio delle comunità microbiche del suolo. L'uso di tecniche molecolari per lo studio delle comunità microbiche del suolo continua a fornire nuove conoscenze sulla distribuzione e sulla diversità degli organismi negli habitat del suolo. L'uso di sequenze di DNA (o RNA), combinato con sonde oligonucleotidiche fluorescenti rappresenta un approccio potente per lo studio dei microrganismi del suolo che non può essere paragonato alle tecniche di coltura odierne.

Tra questi metodi i più utili sono quelli nei quali piccole subunità di geni per l'rRNA sono amplificate dagli acidi nucleici estratti dal suolo. Con queste tecniche è possibile caratterizzare e studiare i microrganismi del suolo che attualmente non si possono coltivare. I geni ribosomali microbici possono essere individuati direttamente da campioni di suolo e sequenziati. Queste sequenze possono quindi essere confrontate con quelle di altri microrganismi noti. Inoltre si possono costruire sonde oligonucleotidiche, specifiche per taxon o gruppi a partire proprio da queste sequenze, rendendo possibile la visualizzazione dei microrganismi del suolo direttamente nel loro habitat.

Nel tentativo di ottenere maggiori informazioni sulle comunità microbiche del suolo sono state utilizzate i profili PLFA (Phospho-Lipid Fatty Acid) e CLPP (Community Level Physiological Profile). Negli ultimi anni le tecniche di analisi molecolare per le comunità microbiche del suolo hanno portato una nuova comprensione della diversità filogenetica dei microrganismi del suolo (Laczko et al., 1997; Insam et al., 1997).

4. Interazioni pianta-microrganismi

La rizosfera viene riconosciuta come zona di influenza di tutte le radici sui biota e sul suolo circostante. Molti degli studi danno una descrizione ecofisiologica della regione, con particolare enfasi per quanto riguarda l'influenza dei nutrienti sulle piante, comprendente anche quella mediata da simbionti e da microrganismi liberi, e per gli efflussi della fotosintesi come i prodotti della deposizione rizosferica per fornire i substrati per i biota associati. Questi studi qualitativi e quantitativi sono stati molto rivalutati allo scopo di fare stime energetiche per le piante e di produttività dei raccolti.

Questo capitolo racchiude insieme tutti i metodi che descrivono l'attività microbica del suolo con le piante ospiti e perciò originati dalle metodologie descritte in precedenza per mezzo di cui si analizza la porzione di suolo in contatto diretto con le radici.

4.2.5 Protocollo applicativo

Schema di lavoro:

1. Valutazione dell'omogeneità del territorio
2. Campionamento
3. Trattamento campione
4. Analisi
5. Trattamento dei risultati

1) La **valutazione dell'omogeneità** del territorio deve essere condotta sulla base delle seguenti caratteristiche:

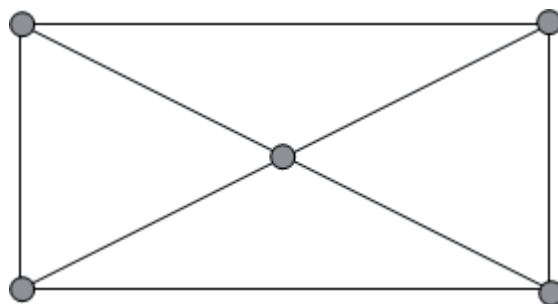
- Geologiche e litologiche
- Uso del suolo

Tali informazioni sono reperibili da carte tematiche o software specifici e permettono di ottenere le informazioni indispensabili per effettuare correttamente il campionamento di terreno. Ogni passaggio è infatti propedeutico per quello successivo. Pertanto sulla base di tali informazioni si potrà adottare lo schema di campionamento più corretto per la raccolta dei dati.

Tali informazioni devono essere allegate alla scheda di campagna (allegata) che dovrà essere debitamente compilata per ogni campionamento.

2) Il **campionamento** del suolo dovrà essere effettuato secondo le informazioni ottenute al punto precedente. Ad esempio, nel caso in cui il sito individuato presenti sia omogeneità geologica e litologica che il medesimo uso del suolo, si potrà procedere con un campionamento standard secondo le procedure indicate nel manuale.

Uno schema standard di campionamento prevede il prelievo in 5 punti, individuati secondo il seguente schema:



Nel caso in cui il sito presenti le medesime caratteristiche geo-litologiche ma un differente uso del suolo (es. vigneto, prato, incolto, arato, ecc.), sarà necessario procedere ad un campionamento specifico per ciascuna situazione, sempre utilizzando le procedure SISS.

Nel caso di un sito che presenti differenti caratteristiche geo-litologiche e di uso del suolo si dovrà procedere per gradi, attraverso una prima fase di pianificazione a tavolino sulla base dell'osservazione e della comparazione delle carte geo-litologiche. Sarà fondamentale che l'operatore proceda con uno snellimento dell'attività focalizzando l'attenzione al "fitness for use" del dato, ovvero allo scopo finale di tale misura.

- 3) **Trattamento del campione:** tutti i campioni di terreno dovranno, a meno che non ci siano differenti indicazioni, essere essiccati all'aria e setacciati a 2 mm. E' opportuno curare la standardizzazione di tutta la procedura, dal campionamento all'analisi finale, per evitare che possibili alterazioni in queste fasi agiscano diversamente sui vari campioni così da simulare una differenza non realmente esistente in campo (es. conservare i campioni nello stesso luogo, randomizzare la successione delle analisi, ecc.).
- 4) Le **analisi** da condurre sono state suddivise in 4 livelli, sulla base del grado di approfondimento dell'informazione cercata. E' fondamentale procedere innanzitutto con analisi di I livello (chimico, fisico e biologiche) a cui dovranno fare seguito, eventualmente, analisi più specifiche sempre più dettagliate di II, III e IV livello, secondo il protocollo descritto nel manuale. In particolare, al I livello si dovranno effettuare possibilmente le seguenti analisi:
- Granulometria del suolo
 - pH
 - C organico totale
 - C delle frazioni umica e fulvica (*opzionale*)
 - Parametri dell'umificazione (grado, tasso ed indice di umificazione) (*opzionale*)
 - Azoto totale e rapporto C/N (*opzionale*)
 - Respirazione microbica
 - Biomassa microbica (calcolo dell'IBF)

Per il II livello si procederà con l'estrazione e analisi fingerprinting del DNA totale dal suolo mediante le procedure descritte nel manuale e, qualora venissero evidenziate popolazioni microbiche interessanti per il sito in esame, si potrà procedere alla fase successiva.

Le analisi del III livello prevedono la caratterizzazione del singolo isolato microbico e la sua identificazione tassonomica.

Le analisi di IV livello prevedono la possibilità di intraprendere o meno un percorso di monitoraggio spazio-temporale della biodiversità del suolo sulla base dell'analisi comparativa dei risultati ottenuti nei livelli precedenti.

- 5) L'ultima fase prevede, mediante fogli di calcolo o eventuali software specifici, al fine di decidere se procedere con le analisi più specialistiche (fino al IV livello).

Ad esempio se un suolo è stato reso arido a causa di prolungati trattamenti con agenti fumiganti, il contenuto in sostanza organica sarà estremamente limitato con conseguenze dirette a livello della biodiversità che, in tal caso, sarà estremamente bassa. Si potrà decidere di approfondire le analisi al fine di individuare e caratterizzare quegli organismi capaci di sopravvivere in quelle condizioni, oppure no.

Esempio: modalità di campionamento per la valutazione dell'impatto dell'uso massivo di fitofarmaci per il controllo delle infestanti in agricoltura sulla biodiversità del suolo

Si riporta di seguito un esempio di campionamento nel caso si voglia determinare la biodiversità del suolo di un'area ad agricoltura intensiva. Si ipotizza che l'area interessi una zona, ad esempio, ad orticoltura con presenza di coltura di zuccino in pieno campo ed in serra.

I campionamenti di suolo dovrebbero garantire una certa variabilità di studio in funzione della copertura vegetale, della specializzazione della coltura e della tipologia di suolo. Inoltre, dovendo individuare potenziali pressioni sull'agrobiodiversità, sarà necessario individuare nella zona un campionamento con caratteristiche di "riferimento" o "controllo". Se, ad esempio, si ipotizza che l'area possa essere stata soggetta ad un inquinamento con elementi indesiderati a causa di una gestione agronomica piuttosto aggressiva sarebbe utile campionare suoli "puliti" dall'inquinamento.

- In serra

Per serre di 500 mq campionare il suolo lungo due diagonali e al centro secondo la seguente figura:

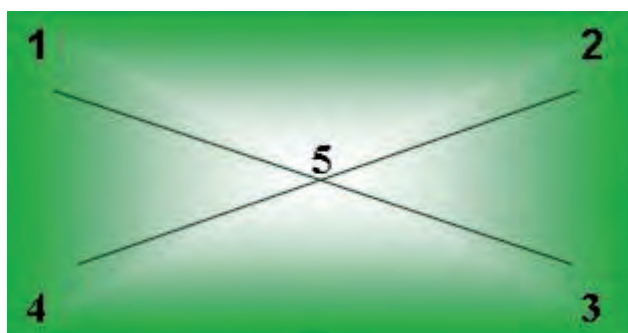


Figura 4.8: Schema di campionamento in serra (<500 mq)

Lasciare i 5 campionamenti separati

Per serre di oltre 500 mq si può campionare sempre lungo le diagonali ma al centro della serra lasciando lungo i lati un bordo costante dalle pareti della serra, come riportato in figura 4.9.

Indipendentemente dalle dimensioni, per ogni serra sarà necessario avere dei campioni medi di suolo come controllo (bianco) prelevati appena fuori dalle serre ed effettuati secondo lo schema riportato di seguito in figura 4.9. In pratica, per ciascun lato esterno della serra si deve procedere a campionare il suolo nei punti indicati (es. i punti 1a per il primo lato, i punti 2a per il secondo, ecc.) e successivamente miscelarli tutti insieme in modo da ottenere alla fine 4 campioni medi, uno per lato (es. campione medio suolo lato 1 = 1a+1a; campione medio suolo lato 2 = 2a+2a+2a, ecc.).

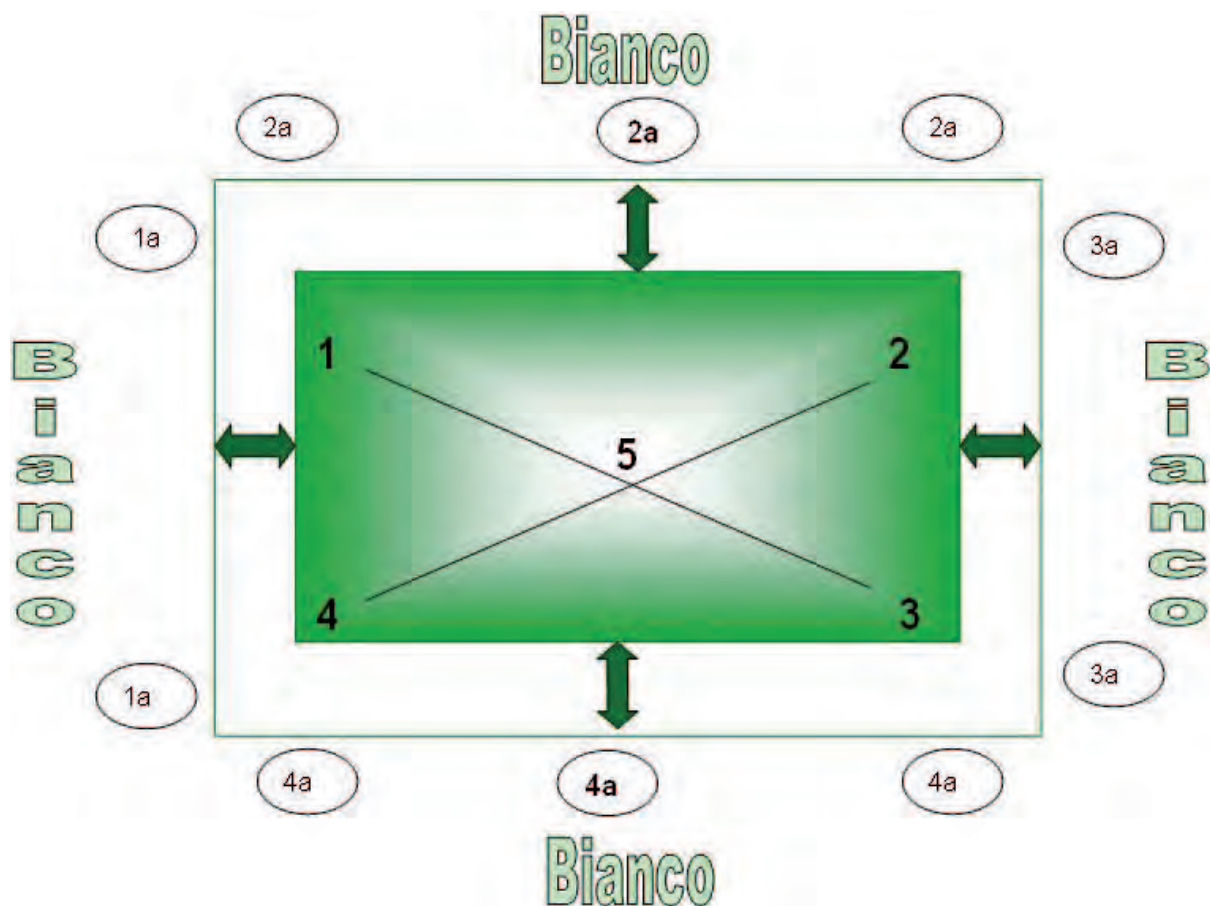


Figura 4.9: Schema di campionamento in serra (>500 mq). Sono indicati anche i punti esterni individuati per il campionamento dei controlli (bianchi) lungo i 4 lati della serra

Nel caso in cui fosse presente un elevato rischio di inquinamento per una serra (es. organoclorurati, idrocarburi, ecc.), si dovrebbe procedere con un campionamento esterno un po' più ampio e prevedere la possibilità di campionare i suoli circostanti, anche se coltivati. Pertanto per tali situazioni ad alto rischio, oltre ai prelievi dentro la serra e i bianchi esterni intorno ad essa, si dovrebbe individuare un suolo fuori serra posto sotto coltura diversa dalla coltura in esame (ad esempio pomodoro) ed occorrerà effettuare dei prelievi in *pieno campo sotto la stessa coltura presente nella serra* (es. zucchini), *pieno campo sotto altra coltura* (es. pomodoro) e *controllo incolto*, secondo la figura indicata. Se ci fosse la presenza di fossi, occorrerebbe campionare anche l'acqua.

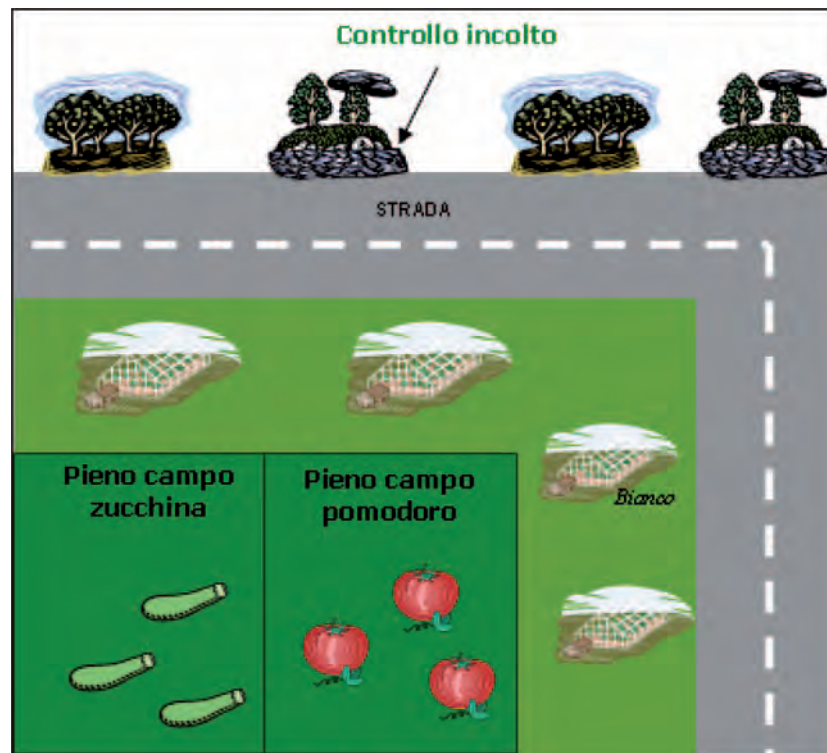


Figura 4.10: Schema di campionamento in suoli limitrofi a serre ad elevato rischio di inquinamento

- In pieno campo
Per appezzamenti di 500 mq o di dimensioni inferiori campionare lungo le diagonali al punto mediano ed al centro.

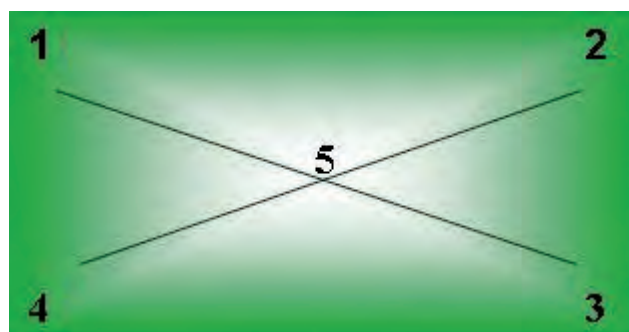


Figura 4.11: Schema di campionamento in pieno campo (<500 mq)

Lasciare i 5 campionamenti separati

Per appezzamenti superiori campionare lungo le diagonali localizzando il campionato al centro dell'appezzamento.

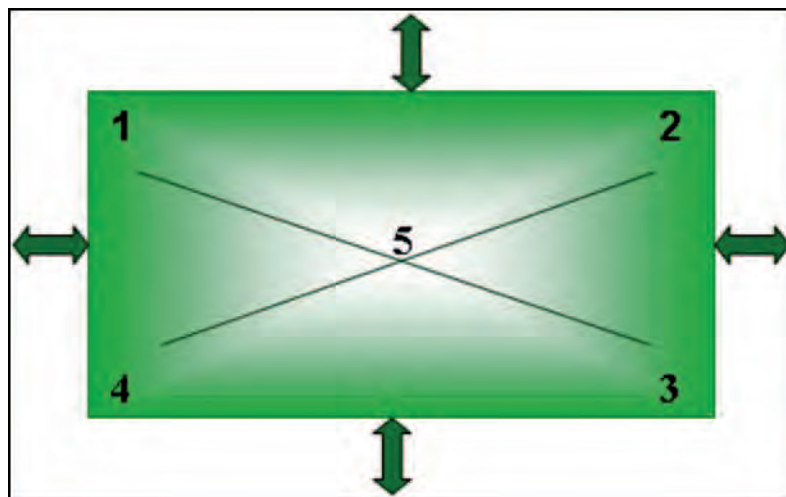


Figura 4.12: Schema di campionamento in serra (>500 mq).

Ogni campione (1,...2,...ecc.) deve essere realizzato come da schema in figura 4.13⁸.

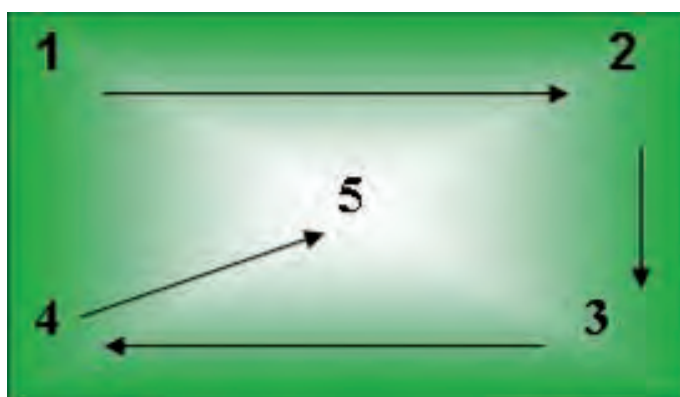


Figura 4.13: Il campionamento deve essere effettuato in senso orario dall'ingresso del campo (1) al punto centrale (5).

Ogni campione deve essere conservato individualmente in buste di plastica pulite (possibilmente sterili) ed identificabile mediante etichettatura. Nella maggior parte dei casi è sufficiente utilizzare un semplice cartellino di cartone in cui riportare le seguenti informazioni:

- Località
- Data
- Matrice
- Profondità
- Ubicazione (es. serra, bianco, esterno serra, ecc.)
- Numero progressivo del campione da 1 a •
- Operatore

⁸ L'identificazione del campione sulle diagonali 1, 2, 3, 4, 5 deve mantenersi costante per tutte le situazioni (ad esempio il punto 5 corrisponderà sempre al centro della serra (o campo) ed 1 sarà rappresentativo dall'ingresso della serra (o campo) al punto in alto a sinistra, con prosecuzione oraria della numerazione).

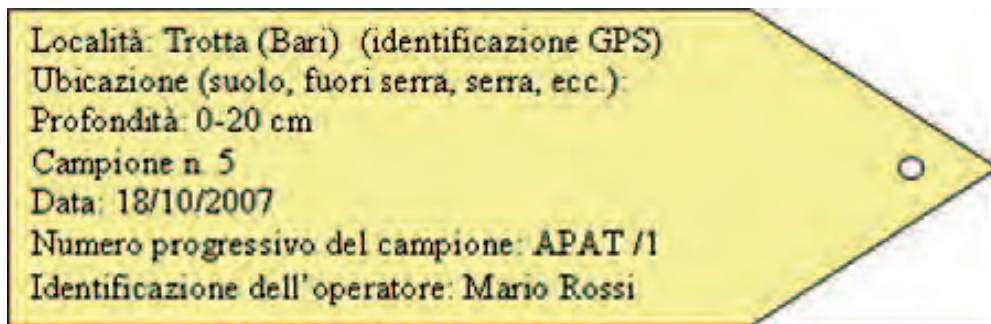


Figura 4.14: Esempio di un cartellino utilizzato per l'etichettatura dei suoli durante un campionamento.

4.2.6 Come definire la biodiversità del suolo: gerarchia di indicatori

Da quanto sino ad ora discusso appare evidente che, sia pure con una certa difficoltà e con un certo margine di approssimazione, è possibile definire la diversità microbica di un suolo e darne una caratterizzazione temporale in termini di fluttuazioni naturali o patologiche, seppur non in maniera diretta ed assoluta. Infatti non esistono veri e propri indici, intesi nel senso comune del termine, ma dei parametri che, se ben integrati, riescono a fornire indicazioni precise sul grado di fertilità biologica del suolo e sulla biodiversità ad essa associata. La caratterizzazione della diversità microbica di un suolo, e della sua biodiversità in genere, va perciò costruita per livelli di approssimazione:

1. Il primo livello di conoscenza dovrà basarsi sulla caratterizzazione di base del suolo in termini fisici, chimici e biologici. In quest'ultimo caso sarà molto utile definire in primo luogo la fertilità biologica del suolo come parametro routinario, veloce e sintetico. Dovranno essere determinati parametri quali la tessitura, il pH, la capacità idrica di campo, il contenuto in N totale, C organico totale e sostanza organica. Sarà, inoltre, indispensabile determinare la respirazione microbica e il suo contenuto in biomassa totale. In questo modo sarà possibile determinare un indice di fertilità biologica, direttamente correlato con il grado di biodiversità e sostenibilità del suolo.
2. Se necessario sarà poi consigliabile procedere, per il secondo livello di approfondimento, alla caratterizzazione della diversità genetica, ma anche in questo caso sarà fondamentale disporre di dati complessivi ottenuti secondo procedure standardizzate da correlare con le caratteristiche ambientali, gestionali ed evolutive del sito in esame. Si procede con l'estrazione degli acidi nucleici (in particolare il DNA) dal suolo e si prosegue con le opportune tecniche molecolari di fingerprinting come, ad esempio, l'ARDRA (Amplified Ribosomal DNA Restriction Analysis) o la DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis).
3. Il terzo livello, da effettuarsi su base comparativa, è questa la fase più delicata e di maggiore difficoltà interpretativa, sarà definire la diversità microbica specifica, che comporterà l'isolamento e l'identificazione di singoli individui e l'attribuzione ad essi della corrispondente funzione (mediante, ad esempio, microarray fenotipici, Biolog, ecc.).
4. Infine nel quarto livello di intervento si passerà dalla definizione di "diversità attuale", che corrisponde all'osservazione analitica del momento, alla definizione di "diversità assoluta", inten-

dendo con questa, la dotazione in termini sia di ricchezza che di abbondanza di specie con le relative funzioni di un determinato sito costante nel tempo. Sarà questa la biodiversità di quel suolo. A tale definizione si giungerà solo nel tempo dopo un lungo periodo di monitoraggio spazio-temporale conseguito con l'applicazione delle procedure sopraelencate.

Appropriati metodi di studio biologici del suolo combinati con proprietà fisico-chimiche potrebbero servire come indicatori dei cambiamenti della qualità del suolo e fornire delle prime indicazioni se vi sia stata una alterazione o modificazione del "soil biota". Tuttavia, Kennedy e Papendiek (1995) evidenziarono che, sebbene gli strumenti per caratterizzare il suolo siano numerosi, mancano le strategie per integrare questi strumenti per determinare la qualità del suolo e la sua biodiversità in maniera univoca e incontrovertibile per tutte le situazioni e che si devono ancora individuare, caso per caso, gli indicatori utili alla caratterizzazione di una data situazione.

E' importante standardizzare ogni aspetto del metodo, dal campionamento, attraverso lo stoccaggio ed il pre-trattamento dei campioni fino all'attuale procedimento analitico, all'interpretazione e alla presentazione dei risultati. A causa della natura molto dinamica dei microrganismi, si deve porre particolare attenzione agli indicatori microbiologici durante lo stoccaggio ed al pre-trattamento dei campioni.

Indicatori di I livello

a. Determinazione del C organico totale (TOC)

La determinazione del carbonio organico totale del terreno rientra tra le analisi di routine più importanti: il contenuto di carbonio, infatti, viene utilizzato sia come elemento diagnostico per la tassonomia dei suoli che come parametro cardine nelle valutazioni agronomiche. Sebbene la determinazione del contenuto di sostanza organica nel suolo sia un'analisi fondamentale, tuttavia non esiste un metodo univoco per la sua determinazione.

Comunemente il contenuto di sostanza organica viene stimato indirettamente moltiplicando la concentrazione del carbonio organico per un coefficiente di conversione: per molti anni è stato utilizzato il coefficiente di conversione Van Bemmelen (1,724), che si basa sull'assunto che la sostanza organica del suolo contenga il 58% di carbonio, ma è noto che il contenuto percentuale dell'elemento nella sostanza organica nel suolo varia in un ampio range ed ogni valore scelto sarebbe comunque un'approssimazione. Inoltre il fattore di conversione può variare non solo da suolo a suolo ma anche tra orizzonti dello stesso suolo e pertanto il fattore più appropriato dovrebbe essere determinato sperimentalmente per ogni terreno. La maggior parte degli autori propone fattori di conversione compresi tra 1,724 e 2,5 per ottenere delle stime approssimative. Tutto questo suggerisce come sia più appropriato esprimere il dato come carbonio, che convertire questo dato nel contenuto in sostanza organica. Il carbonio organico può essere determinato mediante diverse metodologie, tuttavia quella più utilizzata è quella del metodo di Springer e Klee (1954) oltre che per semplicità, rapidità e adattabilità a tutti i tipi di suoli, anche perché è quella che garantisce la mineralizzazione completa del C organico. Questa prevede la riduzione del $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ ad opera della componente organica e successiva determinazione del $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ residuo mediante titolazione ossido-riduttiva con Fe^{2+} o mediante tecniche colorimetriche.

In questo metodo si assume che il carbonio presente nella sostanza organica del suolo abbia

in media stato di ossidazione zero. Poiché tutta la sostanza organica viene ossidata, questa risulta essere una metodica quantitativa. Il dato analitico relativo al carbonio organico viene generalmente espresso su base ponderale (generalmente riferito al campione secco a 105°C); tuttavia, quando il dato analitico deve essere estrapolato alla realtà di campo per ottenere una descrizione spaziale del suolo in esame, sia orizzontale (area) che verticale (profilo), allora è necessario considerare la densità del suolo ed effettuare il campionamento su una profondità tale da includere, idealmente, il contributo di tutta la sostanza organica presente. È evidente che ciò non è sempre realizzabile né significativo per tutti gli scopi prefissati, pertanto nella pratica vengono adottati dei compromessi in funzione della finalità dello studio. Uno di questi consiste nell'esprimere il dato su base volumetrica; un altro corregge le misure volumetriche scegliendo la profondità di campionamento fino ad ottenere masse equivalenti (Smith et al., 2000).

In sintesi, dato che la sostanza organica segue una distribuzione stratificata lungo il profilo del suolo, il metodo di campionamento più aderente alla realtà pedologica è quello secondo gli orizzonti; in questo caso la modalità di espressione del contenuto di sostanza organica del suolo avrà un valore convenzionale, in quanto tutti i dati sensibili per descrivere il pedon (spessore degli orizzonti, volume apparente, ecc.) permetteranno di elaborare i risultati nel modo più opportuno per le finalità dello studio.

b. Azoto totale

Nel suolo l'azoto è presente in varie forme, due delle quali sono assimilabili dalle piante: prontamente quella nitrica, più lentamente quella ammoniacale. La determinazione delle varie forme di azoto è essenziale per una razionalizzazione della concimazione azotata al fine di contenere l'impatto ambientale. I metodi di analisi ufficiali prevedono la determinazione dell'azoto totale e di quello minerale. A queste forme vanno aggiunte poi quelle relative alle riserve azotate del suolo, ossia la frazione potenzialmente mineralizzabile dell'azoto organico e quella potenzialmente assimilabile dell'ammonio fissato ai minerali argillosi nelle posizioni d'interstrato dei reticoli cristallini.

La determinazione dell'azoto totale deve comprendere tutte le forme azotate del suolo, sia organiche che inorganiche, e questo rende l'analisi particolarmente difficile. Due metodi sono generalmente accettati, il più utilizzato dei quali è il metodo Kjeldahl, che si basa su un processo di ossidazione per via umida. Il contenuto di azoto determinato con questo metodo è spesso collegato al contenuto in sostanza organica e oscilla nei suoli agrari tra 0,8 e 2 g/kg; più elevato nei suoli a prato permanente (3,5-5 g/kg) e soprattutto nei suoli forestali di latifoglie (3-12 g/kg).

La sempre più frequente disponibilità di strumenti automatizzati, infine, negli ultimi anni ha reso di uso comune anche le tecniche basate su combustione per via secca (analizzatori elementari secondo il metodo Dumas).

c. La respirazione microbica

La respirazione del suolo è uno dei parametri più antichi e tuttora frequentemente utilizzati per quantificare le attività microbiche nei suoli. Il metodo è basato sul fatto che le cellule metabolicamente attive richiedono un apporto costante di nutrienti ed energia che, per la microflora eterotrofa, deriva dalla trasformazione della sostanza organica. Le reazioni che richiedono energia nelle cellule sono reazioni redox basate sul trasferimento di elettroni da un donatore ad un accettore. Nella respirazione, ovvero l'ossidazione della sostanza organica ad opera di microrganismi aerobici, l'ossigeno è l'accettore finale degli elettroni e i prodotti finali del processo sono acqua

e anidride carbonica. Le attività metaboliche possono essere dunque quantificate misurando la produzione di CO₂ (o il consumo di O₂). La respirazione è un processo universale e come tale non solo ristretto ai microrganismi ma viene effettuata anche da altri organismi che vivono nel terreno e dipende dallo stato fisiologico delle cellule ed è influenzato da diversi fattori.

Il tasso di *respirazione basale* è una misura della respirazione microbica essenziale ed è comunemente considerata come decomposizione complessiva della sostanza organica (Anderson, 1982). La respirazione basale viene misurata senza l'aggiunta di alcun substrato al suolo; La respirazione indotta da substrato (SIR) è infatti la respirazione misurata in presenza di substrati quali glucosio, aminoacidi, ecc. Il tasso di *respirazione* è invece data dalla quantità totale di CO₂ prodotta in un tempo *t* e dipende dai fattori che controllano l'attività microbica: temperatura, apporto di acqua, apporto di nutrienti e aerazione insieme alla disponibilità di materiali e substrati. Con la misura del tasso di respirazione è possibile costruire le *curve di respirazione* basate sia su dati cumulativi che giornalieri. Questi dati mostrano graficamente il tasso di respirazione microbica relativa alla decomposizione della sostanza organica. Infatti, la sostanza organica del suolo è composta da varie frazioni che vengono demolite in modo diverso.

La respirazione può essere determinata sia come evoluzione di CO₂ che come consumo di O₂. Le differenze tra i due riflette lo stato fisiologico della biomassa microbica che risente delle condizioni dell'ambiente suolo. Sembra che la produzione di CO₂ sia la strategia più comunemente utilizzata per la respirazione del suolo, probabilmente a causa sia della numerosa strumentazione disponibile per la stima in continuo della CO₂, sia per la sua relativa facilità di utilizzo (Nordgren, 1988; Heinemeyer et al., 1989). Tuttavia ci sono delle limitazioni: in suoli contenenti carbonati, ad esempio, il rilascio di CO₂ abiotica può dare dei risultati erranei e perciò in certe condizioni il consumo di O₂ viene preferito (Anderson, 1982). Nell'ambito di fattori come l'aratura è importante consentire alle emanazioni di CO₂ di sparire. Per questo occorre circa una settimana a 20°C (Torstensson and Stenström, 1986; Martens, 1995). Questa pre-incubazione e la misura effettiva dovrebbero essere svolte in condizioni standardizzate di umidità e temperatura per ottenere dei risultati riproducibili e confrontabili.

d. La biomassa microbica

La biomassa è l'intera popolazione microbica del suolo trattata come un'unica entità (Powlson, 1994). Un metodo fisiologico per determinare la biomassa microbica fu introdotta da Jenkinson e Powlson (1976): il metodo dell'incubazione-fumigazione con cloroformio (CFI). I metodi più utilizzati oggi sono il CFI, la fumigazione-estrazione col cloroformio (CFE) (Vance et al., 1987) che è uno sviluppo della CFI, e la respirazione indotta da substrato (SIR) (Anderson e Domsch, 1978). La SIR è considerata la tecnica più semplice e rapida, con un basso coefficiente di variabilità, cosa che è auspicabile per misure routinarie (Kaiser et al., 1992). E' misurato anche insieme alla respirazione basale che lo rende persino più economico. La CFE, tuttavia, consente di analizzare tanto l'azoto microbico quanto il carbonio.

La SIR viene analizzata come produzione di CO₂ dal suolo in seguito ad un'aggiunta ottimale di glucosio. L'iniziale tasso di respirazione è considerato proporzionale alla biomassa totale ed è calibrato contro la CFI-C della biomassa (Anderson e Domsch, 1978). Di solito la SIR viene trasformata in C della biomassa attraverso tali calibrazioni. La precisione di queste calibrazioni sono state tuttavia oggetto di discussione. Wardle e Parkinson (1991) suggerirono che diversi fattori di calibrazione sarebbero dovuti essere utilizzati (se usati tutti) per diverse "popolazioni" di suoli. Ci sono anche delle differenze principali nella determinazione della

CO₂. Le calibrazioni effettuate per le analisi in cui il suolo è colto da un flusso d'aria o aria priva di CO₂ non sono direttamente confrontabili con quelle in cui il suolo è in equilibrio con una trappola all'idrossido per CO₂, che è pure comune. Non ci si può aspettare che la ritenzione di CO₂ sia la stessa (Kaiser et al., 1992; Martens, 1995). Tuttavia, con una metodologia standardizzata il tasso di produzione di CO₂ può essere utilizzato come indice della biomassa. Strumenti automatici possono svolgere entrambi i principi per la determinazione della CO₂. Un sistema areato continuamente basato sull'analisi agli infrarossi del gas fu descritto da Heinemeyer et al. (1989). È stato sviluppato anche un sistema statico basato sulle capacità di conduttività in una trappola all'idrossido per la CO₂ (Nordgren, 1988, 1992).

Una critica più basilare contraria all'utilizzo della CFI per la calibrazione delle misure SIR è che le due tecniche misurano diverse componenti della biomassa, nonostante esista una forte correlazione tra le due (Wardle e Parkinson, 1991). Ad esempio è evidente che la risposta al glucosio sia data dalla parte attiva della biomassa (si presume che stiano crescendo, ad esempio gli organismi r) (Van de Werf e Verstraete, 1987). In contraddizione con questo studio Stenström et al. (1998) suggerì l'utilizzo di un'equazione matematica che suddivide la biomassa in una componente che "cresce" e in una che "non cresce". Nella stragrande maggioranza dei suoli analizzati finora, la componente che non cresce supera quella che cresce di circa dieci volte (dati non pubblicati). L'importanza ecologica della relazione tra una popolazione in crescita ed una non in crescita, determinata con questa tecnica, deve essere ancora investigata. Tuttavia, questa relazione si è dimostrata essere un test sensibile per la tossicità dei metalli applicati in condizioni controllate di laboratorio (Johansson et al., 1998).

e. Quoziente metabolico ($q\text{CO}_2$)

Il quoziente metabolico ($q\text{CO}_2$) o il tasso di respirazione specifica non è una misura di per sé ma la respirazione basale in rapporto al C della biomassa. Il parametro ecofisiologico dell'attività specifica fu proposto da Anderson e Domsch (1985) come un adattamento alla microbiologia del suolo della teoria dello sviluppo di ecosistemi bioenergetici (Odum, 1969). Un basso quoziente indica un'utilizzazione economica di energia e si suppone che rispecchi un ecosistema più stabile (Insam and Haseiwandter, 1989; Anderson, 1994). Uno svantaggio è che l'effetto di situazioni di stress e altri disturbi potrebbero essere confusi. Lo stress provocato, ad esempio, da un basso pH o da carenza di nutrienti potrebbe portare un alto $q\text{CO}_2$ accoppiato con una bassa biomassa in confronto ad una situazione simile senza i fattori di stress. Allo stesso modo, il $q\text{CO}_2$ aumenterebbe nel caso di disturbi nell'ecosistema come la coltivazione e la concimazione, ma questo aumento è probabilmente da collegare ad un incremento della biomassa.

f. Quoziente di mineralizzazione (qM)

Il quoziente di mineralizzazione non è altro che il rapporto tra la respirazione microbica basale (dopo 21 giorni) e il contenuto di C organico totale e sta ad indicare l'efficienza con cui la microflora metabolizza la sostanza organica del suolo.

Indicatori di II livello

a. Estrazione del DNA totale del suolo

Le tecniche di estrazione di DNA dal suolo sono numerose ma si possono essenzialmente suddividere in due gruppi: metodi indiretti e metodi diretti. Nell'ambito del presente progetto si

prendono in considerazione solo metodi diretti che prevedono la lisi delle cellule “in situ”, direttamente nel suolo, e successivamente il recupero degli acidi nucleici. Per ottenere la rottura della membrana cellulare si possono utilizzare metodi fisici, chimici o enzimatici, oppure una combinazione di questi. I metodi fisici che si possono utilizzare sono molti, tra cui l’ultrasonificazione, la triturazione in azoto liquido, lo shock termico e altri ancora, ma il metodo più usato è sicuramente quello che in inglese si chiama “bead beating” e cioè il violento sbattimento del suolo, in un tampone di estrazione, in presenza di matrici di lisi composte da sfere di materiale vario (in genere vetro o ceramica) e di diverse dimensioni. Questo metodo è quello che garantisce la resa più alta in termini di DNA recuperato.

Insieme ai metodi fisici sono spesso utilizzati reagenti chimici che facilitano la rottura delle membrane cellulari o rimuovono sostanze che inibiscono l’ estrazione. Tra i reagenti più impiegati ci sono il sodio dodecilsolfato (SDS) e il bromuro di cetiltrimetil-ammonio (CTAB), che facilita la rimozione degli acidi umici.

In molti protocolli di estrazione vengono utilizzati anche metodi enzimatici per migliorare la resa, tra gli enzimi più utilizzati ci sono il lisozima, che facilita la rottura della parete cellulare e l’eliminazione dei composti umici, e la proteinasi K, che elimina i contaminanti di natura proteica. Dopo aver provocato la lisi dei batteri presenti nel suolo, è necessario isolare e purificare gli acidi nucleici rilasciati nella miscela di reazione in seguito alla lisi cellulare. I contaminanti più abbondanti e più difficili da eliminare sono gli acidi umici. Questi composti inibiscono molte delle tecniche che si usano per studiare la microflora del suolo e per eliminarli molte tecniche di estrazione prevedono, dopo la lisi cellulare, una purificazione con solventi organici come il fenolo e il cloroformio, seguita da passaggi di precipitazione degli acidi nucleici con isopropanolo, PEG o NaCl. Per purificare ulteriormente si possono usare la centrifugazione in gradiente di densità di CsCl o la separazione degli acidi nucleici tramite elettroforesi su gel di agarosio. Ci sono poi una serie di prodotti commerciali di diverse ditte che funzionano bene e consentono di purificare un alto numero di campioni in poco tempo, l’inconveniente è che spesso dopo la purificazione si registra una leggera diminuzione degli acidi nucleici rispetto alla quantità che si aveva in partenza.

I vantaggi dell’ estrazione diretta degli acidi nucleici dal suolo sono il recupero di un’ alta percentuale del DNA batterico presente nel suolo (molto superiore alle rese dell’ estrazione indiretta), la sua relativa semplicità e rapidità (consente di processare un alto numero di campioni in breve tempo) e una minore dipendenza della resa finale dalla tipologia del suolo analizzato rispetto all’ estrazione indiretta. Infatti in questo caso si possono usare metodi fisici più efficaci, così anche dai suoli caratterizzati dalla presenza di microaggregati molto resistenti si possono ottenere ottime rese di estrazione che consentono uno studio significativo della comunità batterica del suolo.

Anche queste tecniche presentano però alcuni svantaggi, il più grande è la frammentazione degli acidi nucleici causata dal violento sbattimento del suolo che comporta l’ ottenimento di frammenti che in genere non superano le 20-30 kb. Un altro svantaggio è dato dal fatto che in genere gli acidi nucleici che si ottengono non hanno un elevato grado di purezza, questo però è un fattore che varia molto in base al tipo di purificazione che si effettua al termine dell’ estrazione.

b. Analisi molecolari delle comunità microbiche

Non esiste una regola semplice o assoluta per scegliere le metodologie da utilizzare dato che la scelta deriva dal tipo di problema che si vuole esaminare. Identificare i componenti di una

comunità batterica completamente ignota richiede un approccio diverso dalla classificazione di un singolo ceppo di una specifica specie batterica. Inoltre può spesso rivelarsi opportuno modificare la strategia nel corso dello studio poiché gli esperimenti preliminari possono dare indicazioni sull'utilità o meno delle varie tecniche disponibili e in particolare di quelle metodologie efficaci solo all'interno di certi gruppi tassonomici.

Per progettare una strategia per lo studio delle comunità microbiche naturali bisogna per prima cosa decidere se analizzare tutte le forme di microrganismi presenti nel campione ambientale o limitare l'analisi ai soli microrganismi coltivabili. In ogni caso, per quanto esista una vasta gamma di tecniche disponibili per lo studio della diversità microbica del suolo, ogni metodo ha i suoi limiti e fornisce solamente una visione (molto) parziale di un singolo aspetto della diversità microbica del suolo. Conseguentemente è sempre preferibile studiare le comunità microbiche a diversi livelli (quando possibile) ed utilizzando non un solo metodo, ma una combinazione di tecniche diverse che permettano di valutare la diversità microbica e le variazioni che si verificano in conseguenza delle fluttuazioni dei parametri ambientali (Kirk et al, 2004).

Tuttavia, come già ricordato, il principale ostacolo dello studio della diversità microbica del suolo è l'incapacità di coltivare in vitro oltre l'1% dei batteri ivi presenti. I motivi dell'incapacità di crescita dei batteri nei terreni di coltura sono molteplici, tra i quali la difficoltà di riprodurre in laboratorio le condizioni nelle quali questi microrganismi proliferano nell'ambiente e la presenza di batteri che si trovano in uno stato vitale ma non coltivabile (VBNC), (Xu et al., 1992). I batteri nello stato VBNC rimangono vitali pur non essendo in grado di dividersi in maniera sufficiente da formare colonie visibili su piastre di terreno di coltura non selettivo ed entrano in questo stato quando sono sottoposti a particolari stress ambientali, quali variazioni della temperatura, salinità, etc (McDougald et al., 1998; Oliver, 2005).

L'uso di tecniche di biologia molecolare ed in particolare lo sviluppo della tecnica della PCR ha reso possibile lo studio della diversità delle comunità microbiche senza la necessità di coltivare i batteri, in quanto ha permesso di amplificare geni da DNA genomico estratto direttamente dal suolo secondo i metodi precedentemente descritti. Il marker molecolare che viene comunemente utilizzato per studiare le relazioni filogenetiche nei procarioti è il gene che codifica il 16S rRNA (Woese, 1987; Amann et al., 1995).

Solitamente si può procedere in due modi:

- Se si decide di analizzare solo i microrganismi coltivabili, in particolare i batteri, si procede con l'isolamento su piastra delle colonie batteriche del campione di suolo. Poi si procede con l'estrazione del DNA e l'amplificazione del gene 16S rDNA delle singole colonie. A questo punto si utilizza l'analisi di restrizione dei 16S rDNA (ARDRA) che consente di suddividere le specie isolate in gruppi (aplotipi) ben definiti. Il numero di aplotipi presenti è un indice di diversità microbica.
- In alternativa si può amplificare *via* PCR il 16S rRNA da DNA genomico estratto direttamente dal suolo utilizzando primer universali per i batteri, ottenendo una miscela di frammenti che possono essere analizzati sia mediante la tecnica del clonaggio che mediante tecniche di fingerprinting quali la DGGE (*denaturing gradient gel electrophoresis*). Con la tecnica DGGE si possono separare i frammenti del 16S rRNA mediante elettroforesi su un gel di poliacrilammide a gradiente denaturante lineare poiché ciascun frammento si posiziona

sul gel in base alla sua composizione nucleotidica. Il numero delle bande determinate dai frammenti separati (*richness*) e la loro intensità (*evenness*) consentono di “misurare” e confrontare il grado di diversità genetica presente.

In entrambi i casi il risultato viene espresso mediante una sorta di “codice a barre”. Nel caso dell’analisi ARDRA i campioni di DNA, tagliati dall’enzima di restrizione, si presentano come una serie di bande disposte verticalmente a costituire un profilo caratteristico (*aplotipo*). Questi profili vengono confrontati e raggruppati mediante e rappresentati come dendrogrammi in funzione della loro similarità (fig. 4.15). Profili diversi indicano specie microbiche diverse.

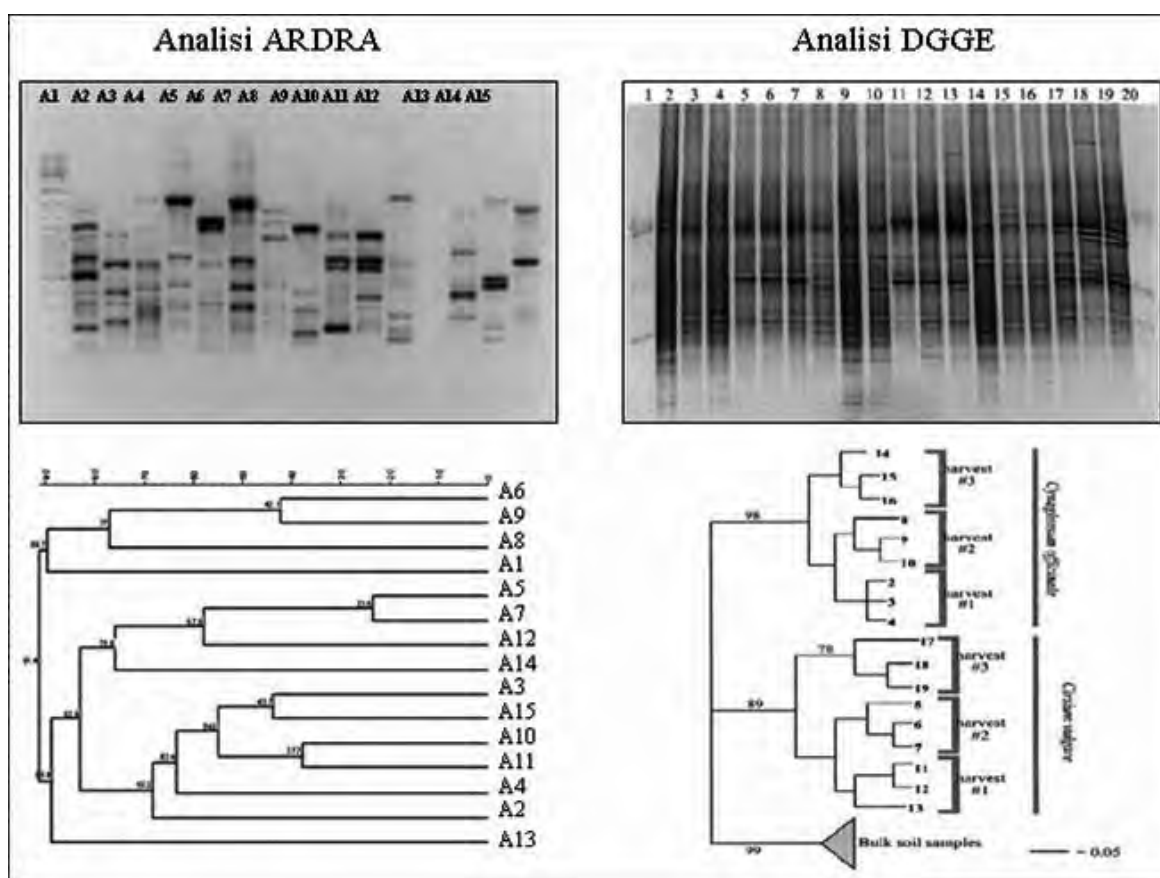


Figura 4.15: Rappresentazione di un tipico profilo ARDRA (a sinistra) e un tipico profilo DGGE (a destra), con i dendrogrammi dei rispettivi profili ottenuti (in basso)

Nel caso dell’analisi DGGE, ogni banda presente in ciascuna colonna rappresenta una determinata specie microbica. Di conseguenza, più bande ci sono e maggiore è il numero di specie presenti e quindi maggiore è la diversità microbica. Non esistono dei valori di riferimento perché estremamente variabili in funzione del tipo di suolo e dei diversi parametri agro-ambientali. Occorre, pertanto, raffrontare tali profili

I frammenti separati sul gel possono inoltre essere recuperati e sequenziati al fine di assegnare una definita posizione tassonomica, oppure possono essere condotti esperimenti di ibridazione del gel con sonde molecolari specifiche per specifici gruppi tassonomici (Muyzer, 1999).

L'utilizzo delle tecniche molecolari basate sull'analisi filogenetica del gene 16S rRNA ha messo in evidenza la presenza nel suolo di nuovi "phyla" sia tra i batteri che tra gli archei, rivelando l'enorme diversità microbica presente in questo ambiente (Liesack e Stackebrandt, 1992; Borneman et al., 1996; Bintrim et al., 1997; Griffiths et al., 1996; Hugenholz et al., 1998; Hugenholz et al., 2001). Di conseguenza, l'interesse dei microbiologi si è rivolto verso la comprensione della fisiologia e del ruolo ecologico di questi microrganismi, la cui presenza viene rilevata solamente utilizzando delle metodiche che sono indipendenti dalla coltivazione.

Indicatori di III livello

La percezione della diversità microbica è stata profondamente modificata in questi ultimi decenni dal sempre più esteso uso delle tecniche del DNA ricombinante e dei metodi di filogenesi molecolare. Molti dei metodi messi a punto per esaminare e studiare la struttura delle comunità microbiche del suolo utilizzano la PCR come metodo di elezione per amplificare il 16S rDNA (o altri marcatori filogenetici) dai batteri. Mediante l'uso di questi indicatori sarà possibile identificare direttamente o indirettamente i microrganismi del suolo. Infatti l'avvento della PCR ha rivoluzionato gli studi di ecologia microbica, poiché grazie ad essa è possibile amplificare il 16S rDNA non soltanto da microrganismi coltivabili in laboratorio, ma anche direttamente da DNA estratto da campioni di suolo. Questo ha rappresentato un enorme passo avanti nello studio della diversità delle comunità microbiche del suolo. La possibilità di ottenere informazioni tassonomiche sui microrganismi non coltivabili si basa sull'amplificazione e il sequenziamento dei geni codificanti il 16S rRNA, attraverso una strategia che prevede l'estrazione del DNA direttamente da campioni di suolo. In tal modo vengono amplificate le molecole del 16S rDNA sia dei batteri coltivabili che di quelli non coltivabili; il prodotto di amplificazione è quindi una miscela eterogenea di molecole di 16S rDNA di diversa provenienza. La loro separazione viene effettuata mediante il loro clonaggio in appositi vettori plasmidici che, generalmente, portano un gene che conferisce alla cellule ospiti la resistenza ad un antibiotico (tipicamente all'ampicillina) ed un secondo marcatore (*lacZ*) che permette la visualizzazione immediata dei cloni ricombinanti dai non ricombinanti (screening bianco-blu); i plasmidi (ricombinanti o non) vengono quindi inseriti per trasformazione in cellule competenti di *Escherichia coli*. La fase successiva prevede l'amplificazione del 16S rDNA contenuto nel plasmide ricombinante utilizzando due primer esterni, complementari cioè a due sequenze del vettore plasmidico localizzate ai lati del sito in cui è stato inserito il 16S rDNA. Il prodotto di amplificazione può, a questo punto, essere processato secondo due strategie alternative:

- a) La prima strategia prevede l'immediato sequenziamento del 16S rDNA. Questo approccio ha il seguente svantaggio: durante il clonaggio diverse molecole di vettore possono fondersi a copie identiche dello stesso 16S rDNA, cioè derivanti dall'amplificazione della stessa molecola presente nel DNA estratto. Di conseguenza, esiste una probabilità piuttosto alta di sequenziare cloni "gemelli", specialmente quando è necessario analizzare un numero elevato di 16S rDNA clonati, per esempio, per studiare la dinamica di queste comunità nello spazio e/o nel tempo. Questo problema può essere aggirato applicando la strategia alternativa seguente.
- b) La seconda strategia, sfrutta l'analisi di restrizione dei 16S rDNA (ARDRA), utilizzando uno o più enzimi. Come già accennato in precedenza, utilizzando questo metodo, originariamente messo a punto su batteri coltivabili, è possibile riunire i 16S rDNA in gruppi sulla base del profilo di restrizione ottenuto. Successivamente, viene determinata la sequenza nucleotidica

di almeno un 16S rDNA rappresentativo di ogni gruppo. In questo modo viene minimizzato il numero di reazioni di sequenza da effettuare.

Indipendentemente da quale dei due percorsi abbia seguito lo sperimentatore, una volta ottenute la sequenza del 16S rDNA, essa viene ricontrollata utilizzando appositi programmi informatici e, quindi, utilizzata per recuperare dalle banche dati le sequenze ad essa più simili e con le quali viene poi allineata. L'allineamento viene infine utilizzato per costruire un albero filogenetico all'interno del quale verrà posizionata la sequenza del 16S rDNA clonata. Il sequenziamento del frammento del 16S rRNA di ciascun clone selezionato è uno "step" fondamentale perché la comparazione della sequenza ottenuta con quelle presenti in banca dati permette di assegnare a ciascun clone una definita posizione tassonomica (Hugenholtz et al., 1998).

In linea di principio, ma solamente in linea di principio, questa strategia dovrebbe permettere di ottenere una "fotografia" dei 16S rDNA che dovrebbe rispecchiare la situazione reale, ovvero la biodiversità genetica presente.

I metodi di analisi delle comunità microbiche basate sulla PCR sono ampiamente utilizzati per via della facilità con la quale è possibile analizzare numerosi campioni e la possibilità di rilevare la presenza di particolari organismi o taxa attraverso l'uso di primer universali o gruppo-specifici. Negli ultimi anni queste metodologie sono state applicate all'analisi di comunità microbiche complesse provenienti dai più disparati ambienti naturali. La mole di dati ottenuti conferma che la nostra visione del mondo microbico era estremamente limitata e che esiste una enorme "biodiversità invisibile" ancora da esplorare.

Indicatori di IV livello

Le analisi di IV livello prevedono la possibilità di intraprendere o meno un percorso di monitoraggio spazio-temporale della biodiversità del suolo sulla base dell'analisi comparativa dei risultati ottenuti nei livelli precedenti.

E' bene specificare che questo livello di approfondimento può essere correlato indipendentemente sia alle analisi di I, che di II che di III livello, in funzione della "*fitness for use*", ovvero il livello di approfondimento sulla conoscenza della biodiversità del suolo: fertilità biologica e abbondanza del biota (I livello), richness e evenness (II livello), identificazione degli individui (III livello).

Qualora, ad esempio, dalle analisi di livello inferiore venisse evidenziata una situazione di grave erosione di biodiversità del suolo (sia di richness che di evenness) e venisse osservato un ridotto numero di specie microbiche, tali organismi andrebbero caratterizzati in quanto resistenti e adattati a condizioni sfavorevoli di vita per la maggior parte dei microrganismi del suolo. Questo sito potrebbe essere destinato ad un monitoraggio temporale per valutare l'evoluzione nel tempo della diversità attuale. Nelle figure seguenti sono rappresentati schematicamente i livelli di approfondimento di indagine e le informazioni complessive ricavabili per la definizione di biodiversità attuale ed assoluta.

Nel caso in cui la caratterizzazione tassonomica evidenziasse una popolazione microbica specifica per quelle determinate condizioni, sarebbe interessante procedere ad un monitoraggio spaziale in aree limitrofe al fine di verificare la sua eventuale diffusione. L'individuazione di organismi caratteristici del sito e non rilevati nelle zone limitrofe, consiglia la messa in collezione degli organismi stessi.

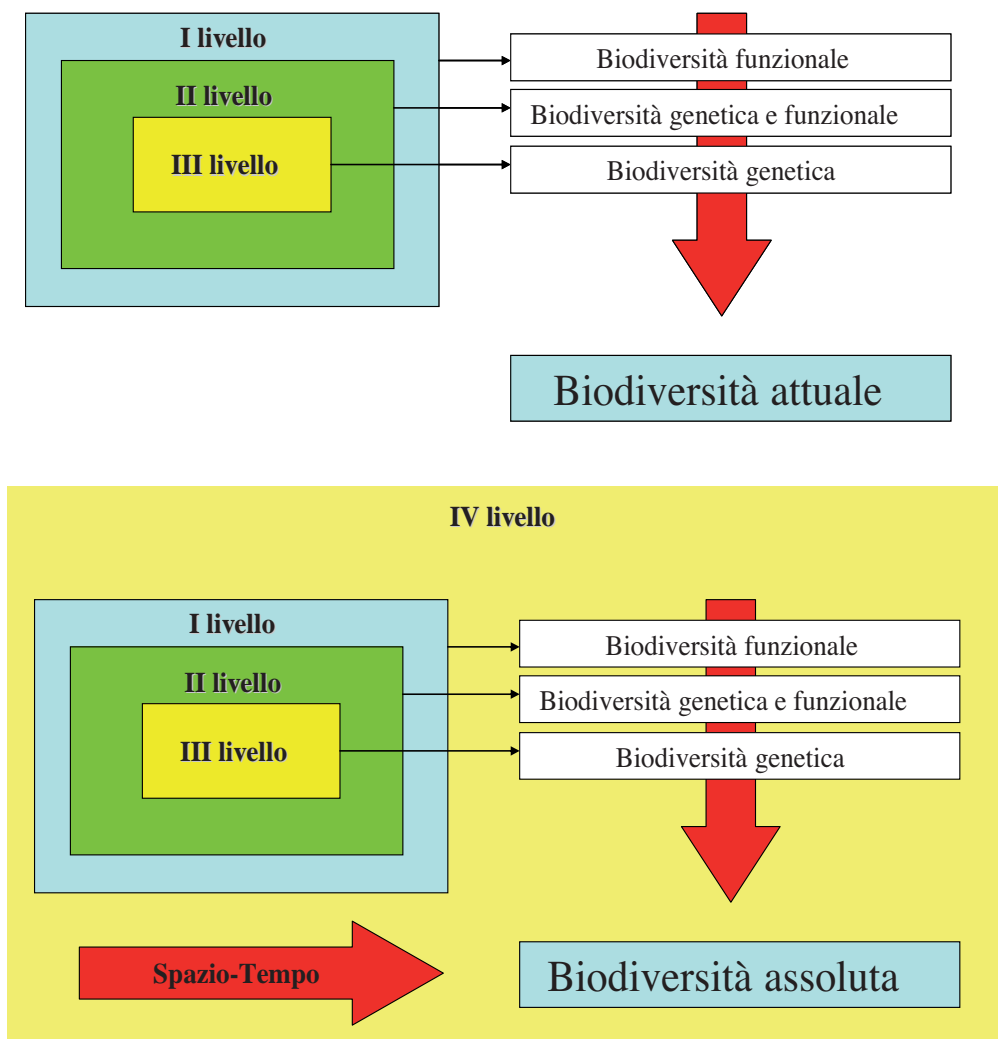


Figura 4.16: Schema di rappresentazione della biodiversità attuale ed assoluta

4.3 Formule di calcolo degli indicatori di I livello e indici con esempi applicativi di alcuni casi studio

Viene di seguito riportata una lista dei principali indicatori di I livello⁹ utilizzati per la determinazione dell'indice di fertilità biologica, per ognuno dei quali vengono riportate le formule di calcolo, l'unità di misura e il valore di riferimento. Verrà poi illustrata una procedura interpretativa che combina parametri di tipo chimico e biochimico per la stima della classe di fertilità biologica di un suolo sulla base di intervalli di valori dedotti dalla letteratura, che può costituire la prima base valutativa della fertilità biologica del suolo e quindi il primo passaggio della definizione della diversità microbica genetica e funzionale (Benedetti et al., 2006).

⁹ Si ricorda che per ciascun indicatore, in realtà, non esistono valori ottimali validi per TUTTI i suoli ma possono variare molto in funzione delle caratteristiche chimico-fisiche naturali del suolo, delle condizioni pedo-climatiche del sito, dalla gestione colturale dell'azienda, ecc. Per questo è fondamentale utilizzare la scheda di campagna e contestualizzare caso per caso i dati ottenuti.

Numero progressivo	1
Nome	Carbonio organico totale
Caratteristica misurata	Contenuto medio del C organico del suolo
Simbolo	TOC
Unità di misura	%
Dati input	Determinazioni TOC dei singoli punti
Valore ottimale	
Formula di calcolo	<p>Il contenuto in carbonio organico viene calcolato secondo la seguente formula:</p> $TOC = \frac{\sum_{i=1}^n \text{valori } TOC_i}{n}$ <p>dove n è il numero dei singoli punti.</p> <p><i>Metodo ufficiale n° VII.2 – Supplemento Ordinario G.U. n° s48 del 21.10.99</i></p>

Numero progressivo	2
Nome	Sostanza organica
Caratteristica misurata	Contenuto in sostanza organica del suolo
Simbolo	S.O.
Unità di misura	%
Dati input	Valori di TOC
Valore ottimale	$1,5 < X < 2$
Formula di calcolo	<p>Il contenuto in sostanza organica viene calcolato secondo la seguente formula:</p> $S.O. = TOC \times 1,724$ <p>Dove 1,724 è il coefficiente di Bemmelen</p> <p><i>Metodo ufficiale n° VII.2 – Supplemento Ordinario G.U. n° s48 del 21.10.99</i></p>

Numero progressivo	3
Nome	Respirazione basale
Caratteristica misurata	L'emissione di CO ₂ dal terreno in assenza di un substrato organico a fine incubazione
Simbolo	C _{bas}
Unità di misura	mg C-CO ₂ /kg suolo
Dati input	Valori di CO ₂ emessa durante l'incubazione da ciascun campione (replica)
Valore ottimale	$10 < X < 15$
Formula di calcolo	Il valore della C _{bas} corrisponde al valore dell'ultimo giorno di respirazione

	$C_{bas} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{valori } C_{bas_i}}{n}$ <p>dove n è il numero dei singoli campioni.</p>
--	--

Numero progressivo	4
Nome	Respirazione cumulativa
Caratteristica misurata	L'emissione di CO ₂ prodotta dal terreno in assenza di un substrato organico nell'arco dell'incubazione
Simbolo	C ₀ (o C _{cum})
Unità di misura	mg C-CO ₂ /kg suolo
Dati input	Valori di CO ₂ emessa durante l'incubazione
Valore ottimale	250 < X < 400
Formula di calcolo	<p>Il valore della C₀ viene calcolato con la seguente formula:</p> $C_t = C_0(1 - e^{-kt})$ <p>dove t è il tempo di incubazione e C_t è la CO₂ totale emessa nel tempo t e k è la costante cinetica della respirazione</p>

Numero progressivo	5
Nome	Biomassa microbica
Caratteristica misurata	Quantità di carbonio microbico presente nel terreno
Simbolo	C _{mic}
Unità di misura	mg C/kg suolo
Dati input	Valori di C _{mic} di ciascun campione (replica)
Valore ottimale	200 < X < 300
Formula di calcolo	<p>Il contenuto in biomassa microbica viene calcolata secondo la seguente formula:</p> $C_{mic} = \frac{\sum_{i=1}^n C_{mic_i}}{n}$ <p>dove n è il numero dei singoli campioni.</p>

Numero progressivo	6
Nome	Quoziente metabolico
Caratteristica misurata	Livello di attività dei microrganismi del terreno
Simbolo	qCO ₂
Unità di misura	(10 ⁻²) h ⁻¹
Dati input	Valori di C _{bas} e C _{mic}
Valore ottimale	0,2 < X < 0,3

Formula di calcolo	<p>Il valore del quoziente metabolico viene calcolato secondo la seguente formula:</p> $qCO_2 = \frac{C_{bas}}{24 \cdot C_{mic}} \times 100$ <p>dove 24 sono le ore di un giorno</p>
---------------------------	--

Numero progressivo	7
Nome	Quoziente di mineralizzazione
Caratteristica misurata	Indica l'efficienza con cui la microflora metabolizza la sostanza organica del suolo
Simbolo	qM
Unità di misura	%
Dati input	Valori di C _{bas} e TOC
Valore ottimale	2 < X < 3
Formula di calcolo	<p>Il valore del quoziente di mineralizzazione viene calcolato secondo la seguente formula:</p> $qM = \frac{C_{cum}}{TOC \times 100}$

Per ciascuno dei parametri descritti sono stati stabiliti 5 intervalli di valori a ciascuno dei quali viene assegnato il punteggio dell'intervallo a cui appartiene.

Tabella 4.2: punteggi assegnati a differenti intervalli di valori dei parametri

Parametri utilizzati	Punteggio				
	1	2	3	4	5
Sostanza organica	<1	1 – 1,5	1,5 – 2	2 – 3	>3
Respirazione basale	<5	5 – 10	10 – 15	15 – 20	>20
Respirazione cumulativa	<100	100 – 250	250 – 400	400 – 600	>600
Carbonio microbico	<100	100 – 200	200 – 300	300 – 400	>400
Quoziente metabolico	>0,4	0,3 – 0,4	0,2 – 0,3	0,1 – 0,2	<0,1
Quoziente di mineralizzazione	<1	1 – 2	2 – 3	3 – 4	>4

La somma algebrica dei punteggi per ciascun parametro da origine ad una scala di fertilità biologica riportata nella tabella sottostante.

Tabella 4.3: scala di classi in funzione dell'indice di fertilità biologica (IBF)

Classe di Fertilità	I	II	III	IV	V
	stanchezza allarme	stress preallarme	media	buona	alta
Punteggio IBF	0-6	6-12	12-18	18-24	24-30

Esempio¹⁰:

Ammettiamo che un suolo presenti dei risultati come di seguito riportati.

S.O.	C_{bas}	C_{cum}	C_{mic}	q(CO₂)	qM
1,32	7,68	205,5	111,8	0,286	2,691

Possiamo associare a ciascun parametro i seguenti punteggi.

Tabella 4.4: punteggi assegnati ai parametri utilizzati

Parametri analizzati	Punteggi assegnati
Sostanza organica	2
Respirazione basale	2
Respirazione cumulativa	2
Carbonio microbico	2
Quoziente metabolico	3
Quoziente di mineralizzazione	3
IBF	14

Il risultato ottenuto permette di assegnare a questo terreno una classe di fertilità III, ovvero MEDIA.

4.4 Caso studio: applicazione degli indicatori di biodiversità del suolo

Viene illustrato un caso applicativo in cui è stata riscontrata una grave perdita di fertilità biologica e di biodiversità di un suolo individuato presso un'azienda convenzionale produttrice di carote nella zona di Maccarese, a cui si è cercato di porre rimedio mediante differenti trattamenti (Mocali et al., 2007). Il campo dell'azienda è stato trattato con agenti fumiganti (1,3-dicloropropene) per oltre 20 anni per combattere i nematodi che danneggiavano la coltura. Tuttavia i fumiganti hanno provocato anche gravi problemi di biodiversità e sostenibilità a livello di suolo. Sono stati quindi applicati alcuni indicatori per valutare il grado di fertilità biologica del suolo e, soprattutto, della sua diversità microbica.

Innanzitutto è stata valutata l'omogeneità geo-litologica del suolo e l'uso agronomico che lo caratterizzava: sulla base delle informazioni ottenute dall'agricoltore ed effettuando direttamente l'osservazione in pieno campo (compilando la scheda di campagna), si è deciso di effettuare un classico campionamento standard a 5 punti.



¹⁰ È consigliabile utilizzare l'indice proposto per suoli a tessitura franco-argillosa e valori di pH compresi tra 6,5 e 7,5. Inoltre è da tenere in considerazione che gli intervalli di valori proposti per i singoli parametri biochimici sono specifici per ambienti dell'area mediterranea. Infine gli stessi sono stati tarati per un tipo di analisi di laboratorio che prevede essiccazione del terreno e ricondizionamento a temperatura ed umidità ottimali per l'attività microbica.

E' stato quindi effettuato un carotaggio alla profondità di 0-20 cm al fine di raccogliere 1-2 kg di terreno e conservarli in sacchetti sterili.

I terreni sono stati quindi essiccati all'aria e setacciati (2 mm) prima di essere sottoposti alle analisi di laboratorio.

La caratterizzazione chimica-fisica di base del suolo non ha evidenziato differenze significative nella tessitura (sabbiosa-franca) nel campo: un elevato contenuto in sabbia (92%), un pH pari a 8,3 e un basso contenuto in azoto totale (0,4 g/kg).

Si è quindi proceduto con la determinazione analitica dei seguenti indicatori di I livello:

Campione	TOC	C _{bas}	C _{cum}	C _{mic}
	g/kg	mg C-CO ₂ /kg suolo	mg C-CO ₂ /kg suolo	mg C/kg suolo
Suolo non trattato	0,52 (0,06)	3,9 (0,3)	109,3 (7,1)	52,8 (11,5)

Da questi sono stati calcolati gli altri indici (applicando le formule riportate nel testo):

Campione	S.O.	qCO ₂	qM
	g/kg	mg C-CO ₂ /kg suolo	mg C-CO ₂ /kg suolo
Suolo non trattato	0,90 (0,09)	0,150 (0,047)	2,10 (0,24)

A questo punto si assegna un punteggio secondo la seguente tabella al fine di determinare l'indice di fertilità biologica (IBF) del suolo:

Tabella 4.5: punteggi assegnati a differenti intervalli di valori dei parametri

Parametri utilizzati	Punteggio				
	1	2	3	4	5
Sostanza organica	<1	1 – 1,5	1,5 – 2	2 – 3	>3
Respirazione basale	<5	5 – 10	10 – 15	15 – 20	>20
Respirazione cumulativa	<100	100 – 250	250 – 400	400 – 600	>600
Carbonio microbico	<100	100 – 200	200 – 300	300 – 400	>400
Quoziente metabolico	>0,4	0,3 – 0,4	0,2 – 0,3	0,1 – 0,2	<0,1
Quoziente di mineralizzazione	<1	1 – 2	2 – 3	3 – 4	>4

E si calcolano i valori dell'IBF:

Tabella 4.6: punteggi assegnati ai parametri utilizzati

Parametri analizzati	Punteggi assegnati
Sostanza organica	1
Respirazione basale	1
Respirazione cumulativa	2
Carbonio microbico	1
Quoziente metabolico	2
Quoziente di mineralizzazione	3
IBF	10

La somma algebrica dei punteggi assegnati a ciascun parametro indica un suolo di classe di fertilità biologica II, ovvero in condizioni di stress.

La scarsa fertilità biologica e il basso contenuto di sostanza organica sono indici di bassa biodiversità.

Allo scopo di “misurare” il grado di diversità microbica, è stata deciso di analizzare inizialmente la componente coltivabile dei microrganismi del suolo. Pertanto, dopo aver effettuato l'estrazione delle cellule dal suolo, sono state fatte crescere su piastra Petri in un terreno di coltura massimo. E' stata osservata la crescita di poche colonie batteriche molto simili tra loro.

A questo punto è stato estratto il DNA totale da ciascuna colonia e amplificato il 16S rDNA. Mediante analisi di restrizione del DNA amplificato è stato possibile ottenere il profilo ARDRA (aplotipi) di ciascun campione.

Ad aplotipi uguali corrispondono specie batteriche uguali, perciò sono stati individuati e raggruppati tutti i batteri isolati sulla base del loro profilo ARDRA.



Sono stati rilevati solo 3 aplotipi diversi, un segnale di bassa diversità microbica.

Sono quindi stati testati quattro differenti trattamenti allo scopo di individuare quello che potesse recuperare meglio la fertilità biologica e la diversità microbica ad essa associata.

Sono stati utilizzati i seguenti trattamenti:

- Fertirrigazione NPK, (F)
- Fertirrigazione + Compost, 10t/ha (F+C)
- Compost x 2, 20 t/ha (C2)
- Compost x 4, 40 t/ha (C4)

Dopo 2 mesi sono stati nuovamente effettuati i campionamenti al fine di valutare l'effetto dei trattamenti. Sono perciò stati applicati gli indicatori di I livello.

Campione	TOC	C _{bas}	C _{cum}	C _{mic}
	g/kg	mg C-CO ₂ /kg suolo	mg C-CO ₂ /kg suolo	mg C/kg suolo
Suolo non trattato (T)	0,29 (0,04)	4,9 (0,3)	97,2 (38,7)	81,8 (16,5)
F	0,35 (0,01)	4,9 (1,3)	199,5 (62,1)	93,8 (14,1)
F+C	0,46 (0,03)	5,2 (1,3)	213,2 (44,2)	94,4 (17,3)
C2	0,54 (0,04)	5,4 (1,5)	253,7 (54,8)	184,6 (16,9)
C4	0,62 (0,03)	6,5 (0,6)	315,9 (48,9)	353,4 (41,3)

Si procede con il calcolo dei rimanenti parametri, come in precedenza:

Campione	S.O.	qCO ₂	qM
	g/kg	mg C-CO ₂ /kg suolo	mg C-CO ₂ /kg suolo
Suolo non trattato (T)	0,50 (0,09)	0,249 (0,110)	3,35 (0,24)
F	0,60 (0,01)	0,217 (0,037)	5,70 (0,31)
F+C	0,79 (0,08)	0,229 (0,068)	4,63 (0,42)
C2	0,95 (0,06)	0,121 (0,044)	4,70 (0,28)
C4	1,07 (0,09)	0,077 (0,012)	5,09 (0,19)

Calcolando i punteggi per ciascuna tesi, si otterranno i seguenti risultati:

Tabella 4.7: punteggi assegnati ai parametri utilizzati

Parametri analizzati	Punteggi assegnati				
	T	F	F+C	C2	C4
Sostanza organica	1	1	1	1	2
Respirazione basale	1	1	1	1	2
Respirazione cumulativa	1	2	2	3	3
Carbonio microbico	1	1	1	2	4
Quoziente metabolico	3	3	3	4	5
Quoziente di mineralizzazione	4	5	5	5	5
IBF	11	13	13	16	21

Come si può osservare dalla tabella, i punteggi di IBF classificano il suolo non trattato (T) ancora

una volta nella categoria II dei suoli “stressati”. I suoli F, F+C e C2 invece sembrano aver incrementato il loro grado di fertilità biologica, rientrando nella classe III (media).

L’ammendamento di 40 t/ha di compost ha invece incrementato la fertilità biologica del suolo fino a portarlo nella classe IV (buona).

A questo punto si è deciso di approfondire l’analisi e utilizzare gli indicatori di II livello per capire quali batteri fossero resistenti alla prolungata fumigazione del suolo e, soprattutto, quali fossero coinvolti nei processi di recupero della fertilità biologica. E’ stata effettuata l’analisi ARDRA delle comunità microbiche coltivabili ed ha permesso di individuare un diverso numero di aplotipi per ciascun campione:

Tabella 4.8: numero di aplotipi individuati per ciascuna tesi

Campione	N° aplotipi
T	3
F	8
F+C	7
C2	9
C4	10

Come si può osservare, il numero di aplotipi è aumentato nei suoli trattati rispetto al controllo, indicando un aumento della biodiversità. Alcuni di questi aplotipi sono più rappresentati di altri, e non tutti sono condivisi tra le diverse tesi, pertanto si è provveduto ad applicare gli indicatori di III livello ed individuare quelli più rappresentativi per costruire il relativo albero filogenetico mediante il sequenziamento del 16S rDNA (Figura 4.17):

Tabella 4.9: specie batteriche identificate

Aplotipo	Specie	% del totale
C2L8	<i>Bacillus firmus</i>	26
FL13	<i>Bacillus firmus</i>	12,7
C2M7	<i>Bacillus simplex</i>	11,7
FL3	<i>Bacillus licheniformis</i>	8,4
F+CM7	<i>Arthrobacter sp.</i>	5,8

I 5 aplotipi più frequenti corrispondono a specie batteriche che rappresentano oltre il 64% del totale.

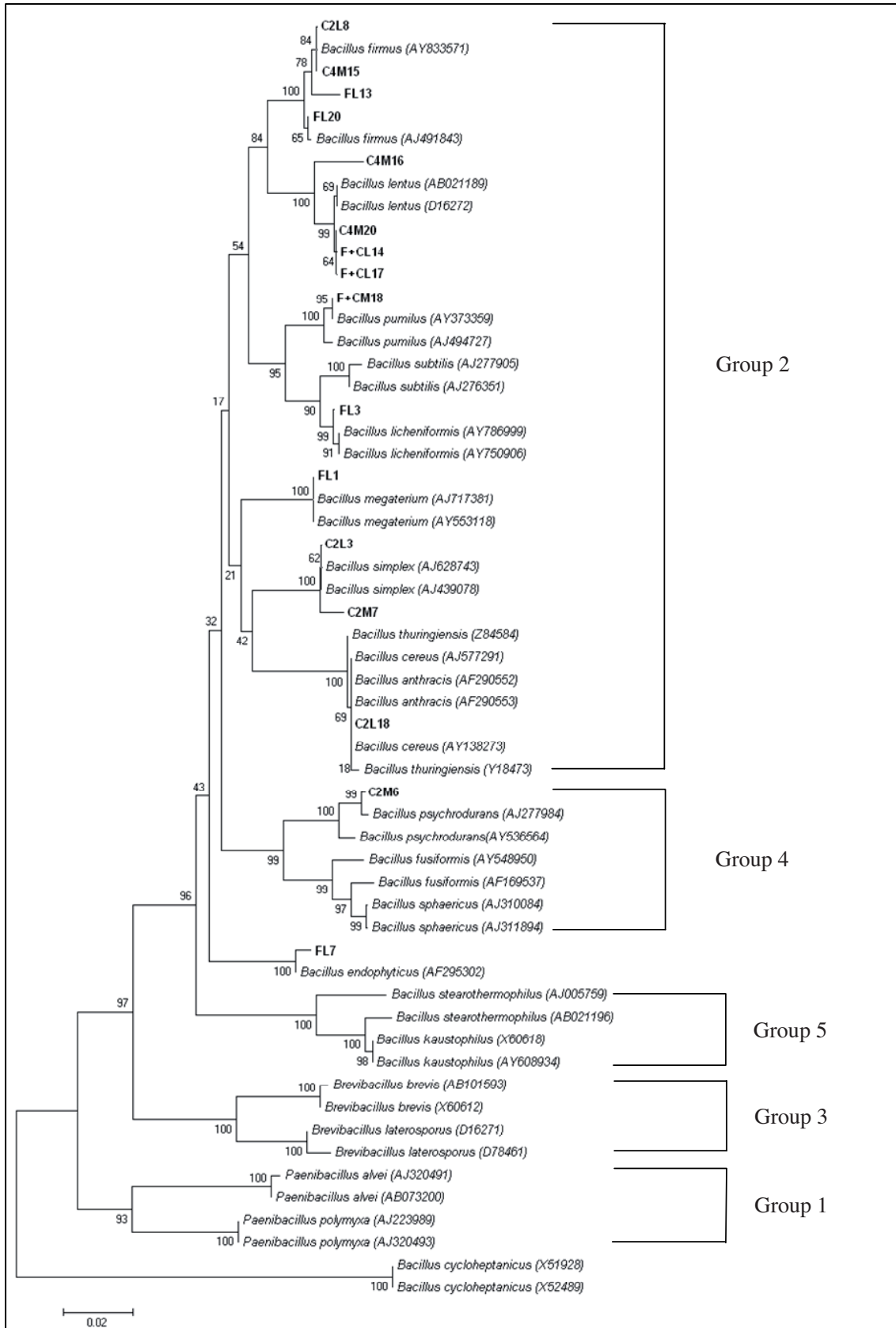


Figura 4.17: Albero filogenetico costruito sulla base delle sequenze del 16S rDNA dei principali aptotipi rilevati

In conclusione si può affermare che i 20 anni di fumigazione del suolo aveva portato ad un impoverimento della sua fertilità e della biodiversità. Erano sopravvissute solo 3 specie batteriche, tutte appartenenti al genere *Bacillus*: *B. firmus* (C2L8), *B. firmus* (FL13) e *B. licheniformis* (FL3), tutti gram-positivi sporigeni in grado di sopravvivere anche in situazioni di grave stress ambientale. I diversi trattamenti applicati hanno incrementato la fertilità biologica del suolo e del numero di specie (aplotipi) presenti, fino a 24 diversi.

Questi risultati riflettono il livello di “Biodiversità attuale” del suolo oggetto dello studio e confermano la stretta correlazione esistente tra fertilità, diversità microbica e sostenibilità del suolo. Pertanto si può concludere che, mentre i valori di IBF del suolo T indicano un livello basso di fertilità biologica e quindi di biodiversità, nei suoli ammendati si rilevano valori di IBF di gran lunga maggiori, in particolare nel C4. Questo significa che l’ammendamento con compost ha incrementato il livello di fertilità biologica del suolo, recuperandolo dalla condizione di stress a cui era arrivato. Al recupero della fertilità biologica corrisponde anche un aumento di diversità microbica, come l’utilizzo di indicatori di II e III livello ci ha permesso di confermare sperimentalmente.

BIBLIOGRAFIA

- Alef K., Nannipieri P., 1995. *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, New York.
- Alef K., 1995. Nutrient sterilization, aerobic and anaerobic culture technique. In: *Methods in applied soil microbiology and biochemistry* (K. Alef and Nannipieri P., eds), pp. 123-133, Academic Press, New York.
- Alexander M., 1977. *Introduction to Soil Microbiology*. Wiley, NY.
- Amann R.I., Ludwig W., Schleiffer K.H., 1995. Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. *Microbiol Rev* 59:143-169.
- Anderson T.H., 1994. Physiological analysis of microbial communities in soil: applications and limitations. In: Ritz, K. Dighton, J & Giller, K.E. (eds) *Beyond the Biomass*. John Wiley & Sons. Chichester, pp. 67-76.
- Anderson T.H., Domsh K.H., 1985. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. *Biol. Fertil. Soil* 1. 81-89.
- Anderson J.P.E., 1982. Soil respiration. In : Page, A.L. (ed.) *methods of soil analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. Vol. 9, 2nd edn. ASA-SSSA. Madison, WI, pp. 831-871.
- Anderson J.P.E., Domsh K.H., 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 10: 215-221.
- Atlas R.M., Bartha R., 1998. *Microbial ecology. Fundamentals and applications*, 4th edn. Addison-Wesley, Reading.
- Benedetti A., Dell'Abate M.T., Mocali S., Pompili L., 2006. Indicatori microbiologici e biochimici della qualità del suolo. In: *ATLAS - Atlante di Indicatori della Qualità del Suolo*. Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, Osservatorio Nazionale Podologico. Edizioni Delta Grafica, Città di Castello (Perugia).
- Bintrim S.B., Donohue T.J., Handelsman J., Roberts G.P., Goodman R.M., 1997. Molecular phylogeny of Archaea from soil. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 94: 277-282.
- Bloem J., Bolhuis P.R., Veninga M.R., Wieringa J. 1995. Microscopic methods for counting bacteria and fungi in soil. In: *Methods in applied soil microbiology and biochemistry* (K. Alef and P. Nannipieri, eds.) pp. 162-173, Academic press, new York.
- Bloem J., Schouten T., Didden W., Akkerius G.J., Keidel H., Rutgers M., Breure T., 2003. Measuring soil biodiversity: experiences, impediments and research needs. In: *Agricultural Impacts on soil erosion and soil biodiversity: developing indicators for policy analysis*. Proceedings from OECD Expert Meeting, Rome, Italy, March 2003. Ed. Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, p.109.
- Bloem J., Benedetti A., Hopkins D., Eds. 2006. *Microbial methods assessing soil quality*. CABI Publishing.
- Bolton Jr H., Elliott L.F., Papendick R.I., Bezdicsek D.F., 1985. Soil microbial biomass and selected soil enzyme activities: effects of fertilization and cropping practices. *Soil Biol Biochem*, 17: 297-302.

-
- Borneman J., Skroch P.W., O'Sullivan K.M., Palus J.A., Rumjanek N.G., Jansen J.L., Nienhuis J., Triplett E.W., 1996. Molecular microbial diversity of an agricultural soil in Wisconsin. *Appl Environ Microbiol*, 62:1935–1943.
- Brookes P.C., 1995. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biology and Fertility of Soil*, 19: 269-279.
- Chiarini L., Bevivino A., Dalmastri C., Nacamulli C., Tabacchioni S., 1998. Influence of plant development, cultivar and soil type on microbial colonization of maize roots. *Appl. Soil Ecol.*, 8: 11-18.
- Curtis T.P., Sloan W.T., 2005. Exploring microbial diversity- A vast below. *Science*, 309: 1331-1333.
- Dobereiner J., 1995. Isolation and identification of nitrogen fixing bacteria from soil and plants. In: *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. (K. Alef and P. Nannipieri, eds.), pp. 134-135. Academic Press, New York.
- Doran J.W., 1980. Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: 765-771.
- Felske A., Akkermans A.D.L., 1998. Spatial homogeneity of abundant bacterial 16S rRNA molecules in grassland soil. *Microb. Ecol.*, 36:31–36.
- Fierer N., Jackson R.B., 2006. The diversity and biogeography of soil bacterial communities. *PNAS*, 103(3): 626-631.
- Gans J., Wolinsky M., Dunbar J., 2005. Computational improvements reveal great bacterial diversity and high metal toxicity in soil. *Science*, 309: 1387-1390.
- Garbeva P., van Veen J.A., van Elsas J.D., 2004. Microbial diversity in soil: selection of microbial populations by plant and soil type and implications for disease suppressiveness. *Annu. Rev. Phytopathol.*, 42: 243–70.
- Girvan M.S., Bullimore J., Pretty J.N., Osborn A.M., Ball A.S., 2003. Soil Type Is the Primary Determinant of the Composition of the Total and Active Bacterial Communities in Arable Soils. *Appl. Environ. Microbiol.* 69 (3): 1800-1809.
- Gomez E., Ferreras L., Toresani S., 2006. Soil bacterial functional diversity as influenced by organic amendment application. *Bioresour. Technol.*, 97(13): 1484-1489.
- Griffiths B.S., Ritz K., Glover L.A., 1996. Broad-scale approaches to the determination of soil microbial community structure: application of the community DNA hybridization technique. *Microb Ecol.*, 31:269–280.
- Heinemeyer O., Insam H., Kaiser E.A., Walenzik G., 1989. Soil microbial biomass and respiration measurements: an automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant and soil* 116, 191-195.
- Hugenholtz P., Goebel B.M., Pace N.R., 1998. Impact of culture independent studies on the emerging phylogenetic view of bacterial diversity. *J Bacteriol*, 180: 4765–4774.
- Hugenholtz P., Tyson G.W., Webb R.I., Wagner A.M., Blackall L.L., 2001. Investigation of candidate division TM7, a recently recognized major lineage of the domain Bacteria with no known pure-culture representatives. *Appl Environ Microbiol*, 67: 411–419.
- Insam H., 2001. Development in soil microbiology since mid 1960s. *Geoderma*, 100: 389–402

-
- Insam H., Amor K., Renner M., Crepaz C., 1997. Changes in functional abilities of the microbial community during composting of manure. *Microb. Ecol* 31, 77-87.
- Insam H., Haselwandter K., 1989. Metabolic quotient of the soil microflora in relation to plant succession. *Oecologia*, 79: 174-178.
- Jenkinson D.S., Powlson D.S., 1976. The effects of biocidal treatments on meyhabolism in soil. V.A. method for measuring soil biomass. *Soil Biol. Biochem.*, 8: 209-213.
- Johansson M., Pell M., Stenström J., 1998. Kinetics of substrate induced respiration (SIR) and denitrification: applications to a soil amended with silver. *Ambio*, 27: 40-44.
- Kaiser E.A., Mueller T., Joergensen R.G., Insam H., Heinemeyer O., 1992. Evaluation of methods to estimate the soil microbial biomass and the relationship with soil texture and organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 24: 675-683.
- Kennedy A.C., Papendick R.I., 1995. Microbial characteristics of soil quality. *J. Soil Water Conserv.*, 50: 243-248.
- Kirk J.L., Beaudette L.A., Hart M., Moutoglis P., Klironomos J.N., Lee H., Trevors J.T., 2004. Methods of studying soil microbial diversity. *J Microbiol Methods*, 58: 169-188.
- Latour X., Corberand T., Laguerre G., Allard F., Lemanceau P., 1996. The composition of fluorescent pseudomonad populations associated with roots is influenced by plant and soil type. *Appl. Environ. Microbiol.*, 62: 2449-2456.
- Lavelle P., 1997. Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. *Advances in Ecological Research*, 27: 93-132.
- Liesack, W., Stackebrandt E., 1992. Occurrence of novel groups of the domain Bacteria as revealed by analysis of genetic material isolated from an Australian terrestrial environment. *J Bacteriol*, 174: 5072-5078.
- Loczko E., Rudaz A., Aragno M.: Diversity of anthropogenically influenced or disturbed soil microbial communities. In: *Microbial communities Functional Versus Structural Approaches* (H. Insam and A. Rangger, eds.), pp. 57-67, Springer-Verlag, Berlin (1997).
- Lorch H.J., Benckieser G., Ottow J.C.G., 1995. Basic methods for counting microorganisms in soil and water. In: *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. (K. Alef and P. Nannipieri, eds), pp. 136-161. Academic press, New York.
- Lynch J.M., 2003. Agricultural practices and biodiversity. In: *Agricultural Impacts on soil erosion and soil biodiversity: developing indicators for policy analysis*. Proceedings from OECD Expert Meeting, Rome, Italy, March 2003. Ed. Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, p. 101.
- Lynch J.M., Benedetti A., Insam H., Nuti M., Smalla K., Torsvik V., Nannipieri P., 2004. Microbial diversity in soil: ecological theories, the contribution of molecular techniques and the impact of transgenic plants and transgenic microorganisms". *Biol Fertil Soils*, 40: 363-385.
- MacArthur R.H., 1955. Fluctuations of animal populations, and a measure of stability. *Ecology*, 36:533-536.
- McCaig A.E., Grayston S.J., Prosser J.I., Glover L.A., 2001. Impact of cultivation on characterisation of species composition of soil bacterial communities. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 35: 37-48.

-
- McDougald D., Rice S.A., Wiechart D., Kjelleberg S., 1998. Nonculturability: adaptation or debilitation? *FEMS Microbiol Ecol*, 25:1-9.
- Madsen E.L., 1996. A critical analysis of methods for determining the composition and biogeochemical activities of soil microbial communities in situ. In: *Soil Biochemistry* vol. 9 (G. Stotzky and J.M. Bollag, eds.), pp. 287-370.
- Martens R., 1995. Current methods for measuring microbial biomass C in soil: potentials and limitations. *Biol. Fertil. Soils*, 19: 87-99.
- Mocali S., Paffetti D., Emiliani G., Benedetti A., Fani R., 2008. Diversity of heterotrophic aerobic cultivable microbial communities of soils treated with fumigants and dynamics of metabolic, microbial, and mineralization quotients. *Biol. Fertil. Soils*, 44: 557-569.
- Montanarella L., Jones R.S.A., 1999. The European Soil Bureau. In: *Soil Resources of Europe*, P.Bullock, RJA Jones, L.Montanarella (Eds). European Soil Bureau Research Report N° 6, EUR 18991 EN, pp.3-14. Office for official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Muyzer G., 1999. DGGE/TGGE a method for identifying genes from natural ecosystems. *Curr Opin Microbiol*, 2: 317-322.
- Nannipieri P., Ascher J., Ceccherini M.T., Landi L., Pietramellara G., Renella G., 2003. Microbial diversity and soil functions. *Eur J Soil Sci*, 54: 655–670.
- Nordgren A., 1992. A method for determining microbial available N and P in an organic soil. *Biol. Fertil. Soils*, 13: 195-199.
- Nordgren A., 1988. Apparatus for the continuous long-term monitoring of soil respiration rate in large number of samples. *Soil Biol. Biochem.*, 20: 955-957.
- Odum E.P., 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*, 164: 262-270.
- Ohtonen R., Aikio S., Vare H., 1997. Ecological theories in soil biology. *Soil Biol Biochem*, 29: 1613–1619.
- Oliver J.D., 2005. The viable but non-culturable state in bacteria. *J Microbiol*, 43:93-100.
- Paoletti M.G., 1999. Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes. Elsevier, p. 447.
- Pokarzhevskii A.D., 1996. The problem of scale in bioindication of soil contamination. In: N.M. van Straalen & D.A. Krivolutsky (Eds.), *Bioindicator Systems for Soil Pollution*, Kluwer Academic Publishers, NL. Pp. 111-121.
- Powlson D.S., 1994. The soil microbial biomass: Before, beyond and back. In: Ritz K., Dighton J. & Giller K.E. (Eds.) *Beyond the biomass*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 3-20.
- Ramsay A.J., Standard R.E., Churchman O.J., 1986. Effect of conversion from ryegrass pasture to wheat cropping on aggregation and bacterial population in a silt loam soil in New Zealand. *Australian J. Soil. Res.*, 24: 253-264.
- Sessitsch A., Weilharter A., Gerzabek M.H., Kirchmann H., Kandeler E., 2001. Microbial population structures in soil particle size fractions of a long-term fertilizer field experiment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 67:4215– 4224.
- Scheu S., 2002. The soil food web: structure and perspectives. *European journal of soil biology*, 38: 11-20.

-
- Smith O.H., Petersen G.W., Needelman B.A., 2000. Environmental indicators of agroecosystems. *Advances in Agronomy*, 69: 75-97.
- Tilman D., 1982. Resource competition and community structure. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Torsensson L., Stenström J., 1986. "Basic" respiration rate as a tool for prediction of pesticide persistence in soil. *Toxicity Assess*, 1: 57-72.
- Torsvik V., Goksøyr J., Daae F.L. (1990). High diversity in DNA of soil bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 56:782-787.
- Van de Werf H., Verstraete W., 1987. Estimation of activity soil microbial biomass by mathematics analysis of respiration curves: calibration and test procedure. *Soil Biol. Biochem*, 19: 261-265.
- Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.*, 19: 703-707.
- Vignozzi N., Pagliai M., 2006. Indicatori fisici per la qualità del suolo. In: *ATLAS - Atlante di Indicatori della Qualità del Suolo*. Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, Osservatorio Nazionale Podologico. Edizioni Delta Grafica, Città di Castello (Perugia).
- Wardle D.A., Giller K.E., 1996. The quest for a contemporary ecological dimension to soil biology. *Soil Biol Biochem*, 28: 1549-1554.
- Wardle D.A., Parkinson D., 1991. A Statistical evaluation of equations for predicting total microbial biomass carbon using physiological and biochemical methods. *Agric Ecosyst. Environ.*, 34: 75-86.
- Whittaker R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213-251
- Woese C.R., 1987. Bacterial evolution. *Microbiol Rev*, 51: 221-271.
- Xu H.-S., Roberts N., Singleton F.S., Attwell R.W., Grimes D.J., Colwell R.R., 1992. Survival and viability of nonculturable *Escherichia coli* and *Vibrio cholerae* in the estuarine and marine environment. *Microb Ecol*, 8: 313-323.
- Zdruli P., Jones R.J.A., Montanarella L., 2004. Organic Matter in the soils of Southern Europe. European Soil Bureau Research Report, EUR 21083 EN, pp.16. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg.
- Zuberer D.A., 1994. Recovery and enumeration of viable bacteria. In: *Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties* (R. W. Weaver, S. Angle, P. Bottomley, D. Bezdicsek, S. Smith, A. Tabatabai and A. Wollum, eds), pp. 119-144. American Society of Agronomy, Madison.

CAPITOLO 5. LA BIODIVERSITÀ: APPLICAZIONE DELLE PROCEDURE D'ANALISI

Jenny Calabrese

5.1 L'area di studio

Il caso studio applicativo ha interessato il comune di *Gravina in Puglia*, cittadina situata sull'altopiano della Murgia, nella parte ovest della Provincia di Bari e il cui territorio delimita, in parte, il confine con la Basilicata (Figura 5.1).



Figura 5.1: Il comune di Gravina in Puglia

È un territorio estensivo di 38076,4 ha, con un'altitudine media di 338 m ed una massima di 672 m (s.l.m.), le cui coordinate di riferimento sono 40°49'14"52 N e 16°25'24"96 E.

Il clima è mediterraneo con temperature medie di 14.6°C, piovosità medie annuali di 600 mm, che cadono prevalentemente in tardo autunno, ed è caratterizzato da inverni piovosi ed estati calde e asciutte. Tali condizioni determinano l'alternanza di due stagioni vegetative ben distinte. La vocazione dell'area è tipica della vite, dell'olivo e del grano duro, una delle colture più importanti della zona, che caratterizza fortemente il paesaggio agrario locale. Il suolo è prevalentemente argilloso, giallo e calcarenitico, con pietrosità calcarea tipica della regione.

Il territorio della Murgia è un altopiano carsico, con prevalenza di rocce affioranti, e punteggiato di gravine, cioè di spaccature del suolo profonde centinaia di metri scavate dall'acqua nel corso dei millenni, che presentano una loro specifica connotazione dal punto di vista ecologico. Il territorio presenta anche frequenti cambi d'altitudine con interruzioni anche brusche della continuità del paesaggio. Zone simili a quelle descritte, tipicamente carsiche, hanno un equilibrio idrogeologico grandemente complesso ma fragile, testimonianza dello strettissimo rapporto tra il clima, con la tipica piovosità stagionale, la falda sotterranea e la sua ricarica e la conformazione del suolo con i suoi diversi *profili*. Nel corso dei secoli questo territorio è stato fortemente modificato dall'impatto antropico. Originariamente tutto l'altopiano era coperto di vegetazione probabilmente identificabile

con la gariga e con la macchia mediterranea. L'agricoltura ha disboscato larghe aree per la messa a coltura di gran parte del territorio extraurbano. Ciò ha modificato il fragile equilibrio acqua-suolo della zona carsica. In tempi recenti, purtroppo, sono stati anche attuati interventi di spietramento, con conseguenze ancora peggiori, che derivano dall'aver non solo snaturato un territorio o un paesaggio della sua tipicità e identità, ma soprattutto dall'aggravio del danno all'equilibrio idrogeologico dell'intera zona e della regione tutta.

La tipicità del territorio in questione, e la sua spiccata fragilità interessano non solo la gente locale, ma tutto il comprensorio regionale. Ne deriva la necessità di un monitoraggio del territorio continuo ed effettivo per giungere ad una gestione dello stesso nella direzione di uno sviluppo più sostenibile. Anche la determinazione del grado di diversità vegetale dell'area è una parte importante della futura pianificazione. L'equilibrio idrogeologico di una regione è strettamente connesso al grado di copertura vegetale ed alla qualità della stessa. Il problema è riconducibile a quello della ricerca di un equilibrio tra la capacità produttiva del sistema territoriale e la sua protezione, che ne garantisce e ne tutela la produttività sul lungo termine.

Il territorio di Gravina in Puglia è parte di tre aree protette riportate dalla Carta della Natura: il Parco dell'Alta Murgia (IT9122007), il Bosco Difesa grande (IT912008) e la cosiddetta Area della Gravina. L'istituzione dell'area naturalistica protetta Difesa Grande è stata chiesta dall'amministrazione comunale di Gravina e immediatamente recepita dalla Regione Puglia in quanto La Gravina di Gravina in Puglia, situata ai piedi della Murgia, dal punto di vista geo-morfologico è proprio il profondo solco erosivo che poi ha preso il nome di "gravina". Il Bosco Difesa Grande è la più grande riserva verde della provincia di Bari ed è al confine con il territorio lucano, cosa che potrebbe portare, in un futuro non troppo lontano, alla realizzazione di un grande parco interregionale che, partendo dalla Murgia e dall'origine della "gravina", attraversi il territorio materano e si allarghi fino all'arco jonico-tarantino.

Una procedura per il monitoraggio e la determinazione del livello di eterogeneità territoriale è un utile strumento conoscitivo rivolto ai gestori e ai pianificatori del territorio stesso, che facilita di fatto una più effettiva ed efficace applicazione dei principi connessi alla ecologia del paesaggio ed alla gestione del territorio.

Tale procedura è utile non solo ai fini pianificatori, ma anche per coloro che sono semplici fruitori di biodiversità, perché consente di raggiungere un nuovo livello di percezione e coscienza del sistema paesaggio e dell'importanza della sua integrità, e in futuro di adoperarsi per essa.

La possibilità di monitorare un territorio con l'uso integrato di ortofoto, e di cartografie di diverso tipo, ma comunque connesse al suo uso, permette di quantificare la variabilità connessa ai sistemi territoriali e di integrare tale variabilità in un quadro complessivo di riferimento che ne consenta la gestione organica e armonica nella direzione di una maggiore sostenibilità.

Analisi e monitoraggi di questo tipo e portata dovrebbero cioè integrarsi in un sistema di monitoraggio e gestione unico, che permetta anche valutazioni di tipo comparativo. Ciò consentirebbe di avere una maggior facilità di gestione, un minor costo d'aggiornamento dei dati e dei sistemi, ed una validazione dei dati sistematica, e quindi una miglior analisi ed interpretazione dei dati stessi.

5.1.1 Strumenti e materiali

Il caso applicativo/dimostrativo per l'applicazione delle procedure d'analisi della diversità a livello territoriale e aziendale è stato svolto con il ricorso ad una strumentazione semplice. Tutta l'analisi in parola è stata pensata in modo da essere possibile e attuabile con strumenti che non richie-

dano forti investimenti perché svolgere un monitoraggio che consenta di avere dei primi elementi di lettura e di indagine, utili ad un'effettiva pianificazione del territorio, è ormai infatti imprescindibile.

Il software utilizzato è stato un ArcGis 9 dell'ESRI.

L'informazione cartografica di base, fornita dall'AGEA, ed è costituita da ortofoto digitali georeferenziate in formato TIF- TFW scala 1:10.000 B/N.

Le informazioni cartografiche e fotografiche hanno consentito di visualizzare, interpretare, tracciare, interrogare e quantificare i caratteri territoriali in relazione al numero, all'estensione e al perimetro delle classi di copertura indicate nei precedenti capitoli del manuale stesso.

Per l'elaborazione dei dati si è fatto riferimento ad ARCGIS stesso e talvolta all'esportazione dei dati in un semplice foglio di calcolo.

5.2 Analisi interpretativa dell'eterogeneità del paesaggio: caso studio applicativo della procedura d'analisi dell'eterogeneità del paesaggio agrario

5.2.1 Il metodo “nearby observing”

L'area oggetto del nostro caso studio, è parte integrante di una regione più ampia che comprende tutta la provincia di Bari, e il cui contesto occorre considerare al fine di meglio inquadrare interpretare i risultati riportati in seguito e relativi all'analisi dell'area di riferimento. A tal fine è utile fare una breve analisi territoriale ricorrendo al cosiddetto metodo di analisi “nearby observing”.

La metodologia “nearby observing” fa riferimento a dati aggregati, rilevati da fonti istituzionali di informazione come ad esempio i dati dei censimenti dell'agricoltura pubblicati dall'ISTAT, o altri dati rilevati a livello nazionale, regionale o locale. Questo tipo di approccio fornisce una visione integrata del territorio alla luce di dati ufficiali, rilevati con la stessa metodologia su tutto il territorio nazionale e/o che hanno una certa continuità temporale di per sé. Ciò consente di comparare tra loro situazioni diverse ma “fotografate” allo stesso momento, oppure la stessa situazione territoriale rispetto a tempi diversi, anche senza la necessità di condividere in modo preventivo una metodologia di indagine.

Per quanto riguarda la provincia di Bari, gli indicatori applicati sono stati quelli descritti nella parte di descrizione procedurale e numerati progressivamente dal numero 27 al 33. I risultati sono riportati nella tabella 5.1.

Tabella 5.1: Valori degli indicatori di “nearby observing” per la Provincia di Bari

Numero progressivo indicatori =>	27	28	29	30	31	32	33
Comune	SAU/Totale	Boschi/Totale	Prati e Pascoli/Totale	Seminativi/SAU	Consociazioni/SAU	Poliennali/Annuali	Medica/Seminativi
Acquaviva delle Fonti	93,6	3,4	0,9	30,5	24,0	1,2	0,8
Adelfia	96,0	0,3	0,0	16,2	0,2	0,0	0,0
Alberobello	86,2	11,0	3,9	41,8	23,5	0,4	0,2
Altamura	91,8	4,7	13,6	80,8	1,4	0,7	0,2
Andria	93,1	2,7	8,3	14,1	3,0	3,1	2,5
Bari	94,1	0,1	2,8	16,5	13,2	0,0	0,0
Barletta	94,6	0,1	0,1	8,9	0,6	0,0	0,0
Binetto	99,4	0,0	0,1	2,6	13,6	5,7	5,4
Bisceglie	98,4	0,0	0,0	1,6	3,5	0,0	0,0
Bitetto	97,4	0,0	0,2	0,6	50,9	0,0	0,0
Bitonto	97,1	1,2	7,9	5,2	10,7	3,0	0,0
Bitritto	98,2	0,0	0,1	2,8	76,7	0,0	0,0
Canosa di Puglia	96,9	0,0	2,1	19,1	0,2	0,0	0,0
Capurso	96,5	0,0	0,4	16,0	9,1	0,0	0,0
Casamassima	94,4	1,4	4,4	17,4	20,3	75,6	19,1
Cassano delle Murge	74,5	23,1	5,2	28,7	19,6	5,7	0,7
Castellana Grotte	92,8	4,0	1,0	19,1	73,3	2,0	0,0
Cellamare	95,6	0,0	0,0	8,3	1,8	0,0	0,0
Conversano	97,0	0,3	0,4	12,2	71,9	16,6	4,7
Corato	91,6	2,1	9,6	33,0	6,5	1,7	0,0
Gioia del Colle	88,9	8,4	3,6	72,4	23,2	4,1	0,6
Giovinazzo	99,5	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0
Gravina in Puglia	87,7	10,6	8,8	84,1	0,3	0,9	0,4
Grumo Appula	98,3	1,0	0,8	2,9	78,1	0,0	0,0
Locorotondo	90,4	5,3	2,9	38,0	2,5	7,7	0,2
Minervino Murge	91,8	6,4	14,0	64,9	2,1	1,6	0,8
Modugno	93,7	0,9	0,1	1,8	70,7	0,0	0,0
Mola di Bari	97,9	0,6	0,2	43,6	0,0	0,0	0,0
Molfetta	96,7	0,0	0,1	6,7	1,1	0,0	0,0
Monopoli	91,4	2,7	2,2	24,2	53,8	6,8	0,8
Noci	77,6	19,5	4,1	85,4	13,8	5,6	0,0
Noicattaro	98,6	0,3	0,0	24,1	2,1	0,0	0,0
Palo del Colle	97,7	0,0	0,1	1,4	41,6	0,0	0,0
Poggiorsini	98,3	0,2	2,9	94,5	0,1	1,6	0,5
Polignano a Mare	94,1	0,1	0,9	61,0	43,8	1,9	0,0
Putignano	84,3	11,6	1,2	61,9	24,6	17,6	4,1
Rutigliano	95,4	0,0	0,0	9,9	0,3	0,0	0,0
Ruvo di Puglia	95,4	2,1	9,7	31,5	5,3	9,7	1,7
Sammichele di Bari	96,0	2,5	1,1	17,0	30,2	13,3	0,0
Sannicandro di Bari	96,9	0,0	0,0	1,8	39,7	9,8	0,0
Santeramo in Colle	91,4	5,3	11,3	65,1	9,8	0,3	0,0
Spinazzola	90,3	7,5	7,5	89,5	0,7	1,8	0,0
Terlizzi	99,2	0,0	0,1	5,3	3,6	0,1	0,0
Toritto	93,0	5,5	13,8	5,0	43,9	7,5	0,0
Trani	93,5	0,7	1,6	5,2	3,5	1,1	0,8
Triggiano	90,2	0,0	0,1	6,7	4,7	0,0	0,0
Turi	95,8	0,9	1,0	17,5	47,5	5,8	1,6
Valenzano	93,4	0,0	0,0	4,0	26,5	0,0	0,0
Totale Provincia di Bari	92,0	5,0	6,1	42,3	15,0	2,8	0,6

I dati reperiti dalle tabelle riassuntive degli elaborati ISTAT del censimento dell'Agricoltura (2000) riportano le voci SAU, boschi, prati e pascoli, seminativi, consociazioni e medica. Intento dell'indicatore n°32 è valutare l'impatto di colture estensive come le poliennali foraggere che, qualora presenti in una rotazione, apportano un contributo agroecologico importante; pertanto per il calcolo delle superfici dedicate alle colture erbacee poliennali si è fatto riferimento alla somma dei dati ISTAT relativi ai prati, prati pascoli e seminativi poliennali, escludendo dal calcolo eventuali superfici occupate da altre colture poliennali quali i carciofeti. L'ISTAT distingue nella Provincia di Bari comuni di pianura e di collina e il comune di Gravina in Puglia fa capo a questi ultimi. Gli indicatori su riportati possono essere utilizzati per descrivere situazioni relative a zone di collina o di pianura, e i dati di un determinato comune possono essere utilmente analizzati anche in funzione dei valori medi assunti dagli indicatori relativi alle rispettive fasce altimetriche come riportato nella tabella 5.2

Nella provincia di Bari, la gran parte delle superfici boschive si trova in aree collinari che interessano prevalentemente le zone della Murgia barese.

La cittadina di Gravina in Puglia ha una buona percentuale di aree boschive, così pure di prati e pascoli, ma sicuramente ciò che più la caratterizza è la presenza di seminativi che raggiungono l'84,1% della SAU, a fronte di un totale provinciale del 42,29 % e di una media per i comuni di collina del 48,64 % (tabella 5.2).

Per quanto riguarda la qualità agroecologica degli appezzamenti a coltura, la presenza di consociazioni è piuttosto bassa; l'indicatore a livello comunale dà un risultato di 0,26 a fronte di un valore che per i comuni di collina è pari a 14,22, già basso rispetto al 18,1 delle aree di pianura, dove più spesso le consociazioni riguardano piante erbacee e piante arboree come succede in particolare con gli oliveti secolari, dove i sestri d'impianto sono ampi.

Risulta basso anche il valore dell'indicatore che esprime il rapporto tra colture erbacee poliennali e annuali, che a livello collinare (sempre sulla provincia di Bari) è pari a 2,85, mentre per Gravina risulta essere allo 0,86, a confermare la progressiva scomparsa delle aziende ad indirizzo zootecnico e/o miste, che invece persistono in altri comuni, posizionati alle pendici dell'altopiano delle Murge. In accordo con questo dato, e a conferma di esso, molto bassa in Puglia in genere ed in provincia di Bari risulta la presenza di medica, che per garantire una buona produttività richiedono suoli diversi e valori di precipitazioni più alti e meglio distribuiti nell'arco dell'anno.

Tabella 5.2: Valori medi assunti dagli indicatori riferiti ai comuni di collina e di pianura per la provincia di Bari.

Numero progressivo indicatori =>	27	28	29	30	31	32	33
	SAU/Totale	Boschi/Totale	Prati e Pascoli/Totale	Seminativi/SAU	Consociazioni/SAU	Poliennali/Annuali	Medica/Seminativi
Totale Prov.	91,97	4,96	6,08	42,29	14,95	2,81	0,63
Comuni di collina	91,25	5,93	7,28	48,64	14,22	2,85	0,65
Comuni di pianura	95,18	0,62	0,71	15,05	18,10	2,17	0,24
Gravina di Puglia	87,74	10,64	8,79	84,14	0,26	0,86	0,38

I dati fin qui riportati collocano il comune di Gravina in Puglia all'interno di quello che è lo scenario paesaggistico tipico della parte più collinare della provincia di Bari, evidenziando la spiccata attitudine seminativo-cerealicola delle sue campagne e una buona presenza di aree boschive sul territorio comunale (>10% della superficie totale).

5.2.2 L'analisi "remote sensing"

L'analisi riportata come esempio applicativo del metodo di analisi remote sensing comprende le fasi seguenti:

- fotointerpretazione;
- esportazione dei dati in un data base;
- calcolo di indici.

A completamento dell'analisi è prevista anche una fase di validazione dei dati derivanti da fotointerpretazione da attuarsi tramite controlli e verifiche in pieno campo.

Nel nostro caso specifico la fase di validazione in campo è stata eseguita con rilevazioni sul territorio ed è riportata nelle pagine a seguire in quanto parte integrante dell'applicazione della procedura di rilevamento della biodiversità strutturale e floristica a livello aziendale.

Il primo passo del lavoro di fotointerpretazione è quello della definizione dell'ecoregione di riferimento. Normalmente un'ecoregione è un'unità territoriale geograficamente o ecologicamente distinta o corrisponde a qualche delimitazione di tipo gestionale, o socio-economica. Nel nostro caso l'intento è stato semplicemente analizzare una parte di territorio in modo integrato per verificare l'applicabilità di un metodo di analisi della sua eterogeneità paesaggistica e della diversità floristica giungendo ad una quantificazione mirata della diversità complessiva, pertanto il nostro caso studio ha riguardato un'area di circa 19 km².

L'agro-ecomosaico dell'area è stato ricostruito prendendo in considerazione sei diverse classi di copertura (categorie), più l'elemento reticolare relativo alla lunghezza delle strade, secondo quanto indicato nel capitolo 2 relativo alla eterogeneità del paesaggio.

La tabella 5.3 sottostante mostra in sintesi le classi di ecotopi considerate.

Tabella 5.3: Elenco e brevi descrizioni delle Classi di ecotopi prese in considerazione.

Mosaico dell'Ecoregione			
Classe di copertura		Definizione	Limiti spaziali
Coltivazioni erbacee	CE	Superfici interessate alla coltivazione di seminativi semplici e arborati di colture annuali e poliennali, intensivi ed estensivi, in aree irrigue e non irrigue.	I limiti spaziali delle patches delle coltivazioni erbacee coincidono con quelli dei campi coltivati e includono le superfici accessorie quali le capezzagne, piccole strade accessorie temporanee, strutture secondarie di sistemazione idraulica dei terreni (scoline, fossi, ecc.) e altre superfici accluse che, pur appartenenti ad altre classi di copertura del suolo hanno una estensione inferiore a quella minima valutabile.
Coltivazioni arboree	CA	Superfici interessate alla coltivazione di colture permanenti in regime di agricoltura intensiva ed estensiva.	I limiti spaziali delle patches delle coltivazioni arboree coincidono con quelli dei campi coltivati e includono le superfici accessorie quali le capezzagne, piccole strade accessorie temporanee, strutture secondarie di sistemazione idraulica dei terreni (scoline, fossi, ecc.) e altre superfici accluse che, pur appartenenti ad altre classi di copertura del suolo, hanno una estensione inferiore a quella minima valutabile.
Boschi	B	Aree boscate, nelle quali l'assenza del soprassuolo arboreo o una sua copertura inferiore al venti per cento abbiano carattere temporaneo e siano ascrivibili ad interventi selvicolturali o d'utilizzazione oppure a danni per eventi naturali, accidentali o per incendio.	Estensione non inferiore a 2000 metri quadrati e di larghezza maggiore di 20 metri, misurata al piede delle piante di confine, coperta da vegetazione arborea forestale spontanea o d'origine artificiale, in qualsiasi stadio di sviluppo
Siepi	S	Superfici interessate da vegetazione arborea e/o arbustiva non coltivate non rientranti nelle precedenti classi di copertura elencate.	Nello specifico alla classe di copertura siepe hanno superficie inferiore a 2000 m ² .
Erbacee naturali	EN	Superfici interessate dalle essenze spontanee, pascoli, le dune, ecc..	Qualsiasi superficie ascrivibile a questa tipologia che sia possibile identificare in base a fotointerpretazione. Nella caratterizzazione di questa classe di copertura si è prestata particolare attenzione all'esclusione della rete viaria, delle siepi, delle strutture principali di sistemazione idraulica del territorio e delle fasce ecotonali che separano la classe di copertura in questione da quelle limitrofe.
Erbaceo-arbustive naturali	EA	Superfici in genere marginali al momento interessate da essenze spontanee, ma un tempo superfici ad uso produttivo	Qualsiasi superficie ascrivibile a questa tipologia che sia possibile identificare in base a fotointerpretazione

5.2.2.1 Fotointerpretazione

Il procedimento di fotointerpretazione ha consentito di individuare gli elementi di territorio appartenenti alle classi di copertura, di delimitare le Zone Omogenee di Copertura dette anche “patch”, o “ecotopi” e di registrare le relative aree e i perimetri o ecotoni.

Oltre alle classi di ecotopi riportate, è stato anche rilevato il reticolo stradale.

La delineazione dei tratti stradali è stata attuata in funzione del limite di rilevabilità in base ad una scala di visualizzazione massima di 1:4000.

Per questa componente lineare del territorio si riporta, nel caso studio in questione, soltanto la lunghezza, senza ricondurre gli elementi costitutivi del reticolo stradale alle diverse classi di rilevanza. Nella costruzione dell’agroecosistema non si è tenuto conto delle altre classi di copertura ed uso del suolo, in quanto la finalità del lavoro è la “registrazione” degli elementi del paesaggio che possano fornire indicazioni dirette in termini di biodiversità. Questo vale in modo particolare per elementi del paesaggio, come i fabbricati ed i manufatti che, in altri contesti specifici, sono di grande importanza; infatti, anche se presenti con superfici limitate dal punto di vista della copertura, la loro presenza è direttamente connessa al grado di antropizzazione del territorio, e a quanto ne consegue in termini di naturalità. Un territorio intensamente abitato è sicuramente un territorio in cui il livello d’antropizzazione è elevato, e quindi sarà probabilmente elevato anche l’impatto negativo sull’ecosistema di cui fa parte e che da esso deriva. D’altro canto, un certo grado di antropizzazione del territorio extraurbano garantisce (almeno entro certi limiti) la sua gestione e manutenzione, contribuendo ad evitare situazioni anche gravi di degrado che derivino da incuria ed abbandono. Ogni tipologia territoriale “richiederebbe” livelli d’antropizzazione diversi per intensità, ma soprattutto per qualità (tipologia dei fabbricati, destinazione d’uso degli stessi, grado di “servizi” territoriali), che garantiscano un certo livello di presidio, una certa fruibilità del territorio stesso e pertanto, ipoteticamente, anche un certo grado di gestione e protezione degli ambienti naturali, come risulta ad esempio evidente anche dall’analisi a livello aziendale per la parte di biodiversità del sistema agricolo relativa alla cosiddetta biodiversità pianificata, o gestita.

La ricostruzione del MOSAICO territoriale

La delineazione del reticolo stradale è stato il primo passo per la costruzione del agro-mosaico.

Come già specificato, sono state rilevati solo i tratti stradali che sull’ortofoto (Figura 5.2) risultano visibili ad una scala 1:4000. Tutte le strade sono state delineate e sono indicate da una linea continua azzurra, senza nessun riferimento all’ampiezza del tratto stradale, o alla sua importanza in termini di viabilità. Conseguenza di ciò è che talvolta le strade rilevate, perché i tracciati erano chiaramente identificabili e ben visibili in una scala 1:4000, terminano o attraversano appezzamenti a coltura. In tali casi il lavoro d’interpretazione ha consentito di volta in volta di considerare o no l’elemento lineare come parte integrante (per esempio nel caso delle strade poderali) della patch o come elemento di divisione tra zone a copertura omogenea.

Nel caso quindi che il tratto stradale venga considerato parte dell’appezzamento, l’area dell’appezzamento non risulta divisa, nel caso in cui invece l’elemento lineare venga considerato elemento divisorio delle unità ecologiche, le aree degli appezzamenti non comprendono l’area stradale (anche in termini numerici) e ne risultano anzi divise. Conseguenza ne è il fatto che l’area analizzata ha un’estensione di 18,89 km² e che, ovviamente, risulta diversa dalla somma che si ottiene sommando solo le superfici relative alle classi di ecotopi che risulta pari a 18,71 km² (1871,60 ha), quin-

di minore, perché non comprende la superficie delle strade.
Così calcolata, la lunghezza del reticolo stradale risulta di km 95,393 in relazione ad una area totale rilevata di circa 18,88 km² (Figura 5.3).

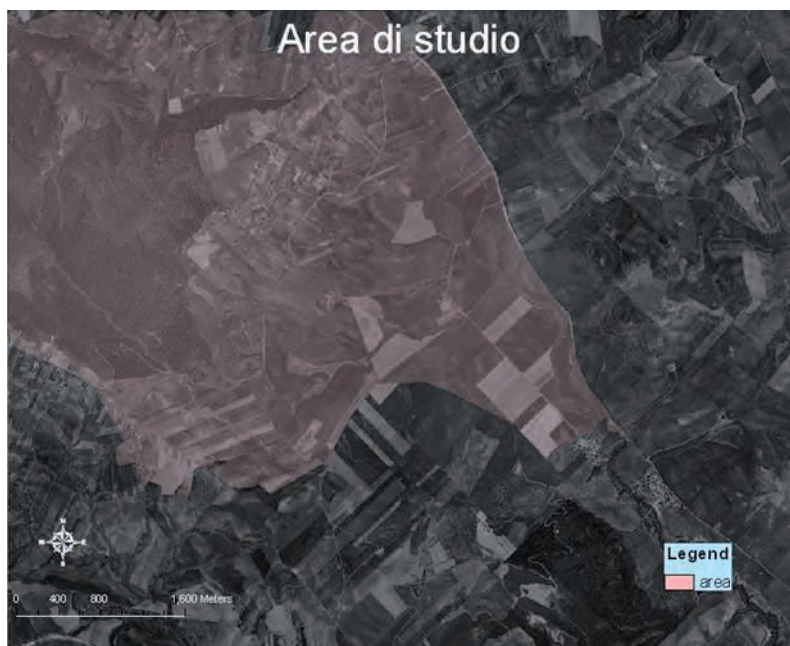


Figura 5.2: L'Area oggetto dello studio.

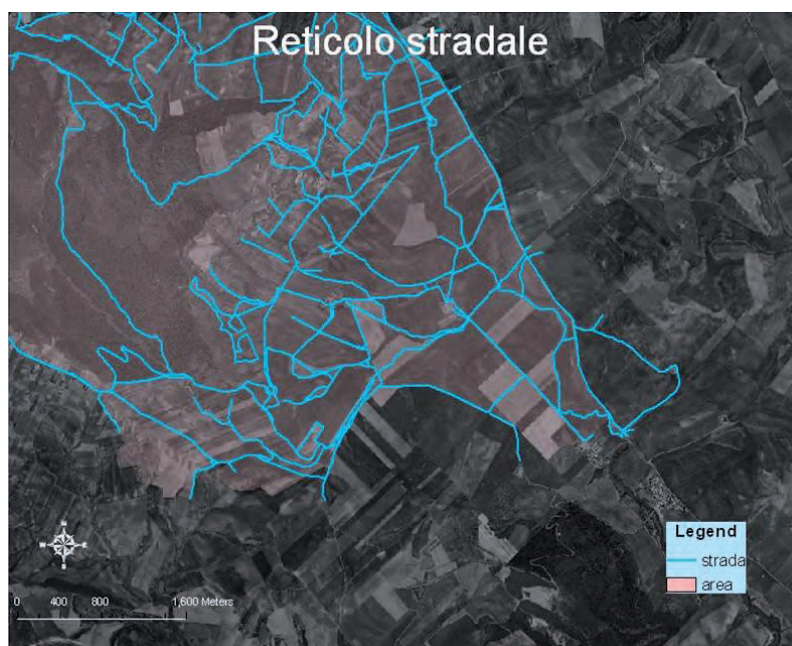


Figura 5.3: Il Reticolo stradale.

Il passo successivo è stato la delimitazione degli ecotopi in base alla fotointerpretazione dell'ecoregione.

Lavorando ad una scala variabile da 1:4000 a 1:1000, sono stati individuati gli ecotopi riconducibili alle categorie indicate nel capitolo relativo all'Analisi a Livello Territoriale di Paesaggio (Figura 5.4).

Come già detto i dati relativi ai singoli ecotopi ed alle categorie sono stati registrati nel data base del programma ARCGIS 9 e da essi sono stati calcolati gli indicatori secondo quanto indicato nel capitolo succitato.

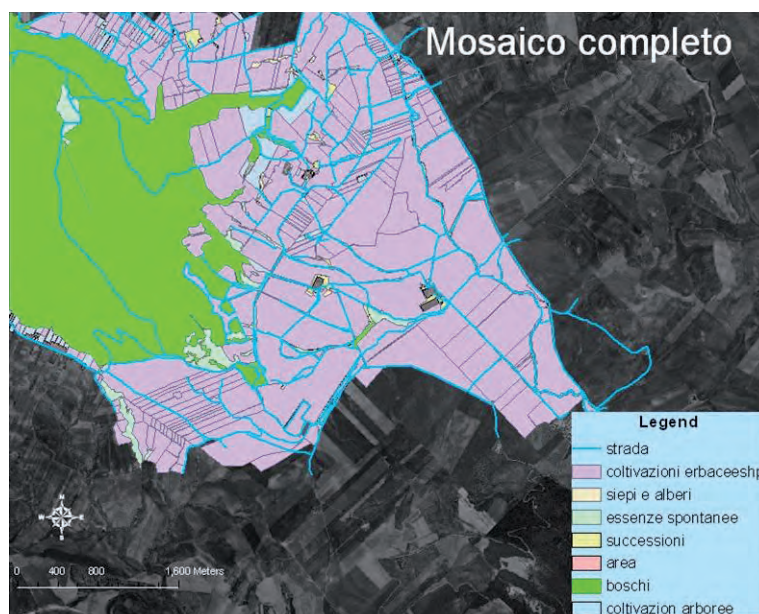


Figura 5.4: Mosaico territoriale dell'area oggetto dello studio.

5.2.2.2 Esportazione dei dati in un data base: fase finale di categorizzazione

I risultati dall'analisi a livello GIS, descrivono l'ecoregione di riferimento, secondo la tabella seguente (tabella 5.6), dando ragione per ogni categoria strutturale del paesaggio di estensione, lunghezza degli ecotoni e disposizione nello spazio dei diversi ecotopi che la compongono:

Tabella 5.4: Dati di sintesi per l'area oggetto dello studio

Area di riferimento		1888,493123	22456,137
Classe di copertura	Numero	Superficie(ha)	Lunghezza ecotonale (km)
Coltivazioni Erbacee	347	1138,08	267,910
Coltivazioni Arboree	76	48,28	25,422
Boschi	8	594,08	38,345
Siepi	91	16,04	24,301
Erbacee Naturali	27	43,54	25,902
Erbaceo-Arbustive Naturali	83	31,58	45,075
Totale	632	1871,60	426,960

5.2.2.3. Calcolo degli indicatori e indici di sostenibilità dell'agroecosistema

Sulla base di tali cifre è stato eseguito il calcolo dei diversi indicatori e indici di diversità come da esempi riportati:

Indicatori di composizione

Frequenza degli ecotopi (numero) (Fn)

Numero progressivo: 1

Nome ed acronimo inglese: Relative richness number (RR)

(Turner et al., 2001)

$$F_n = \frac{n_j}{\sum_{j=1}^s n_j} \times 100$$

n= numero degli appezzamenti.

j= classi di copertura

La frequenza degli ecotopi misura l'incidenza percentuale delle classi di copertura in termini di numero di ecotopi appartenenti ad una stessa categoria rispetto al totale di ecotopi presenti a livello dell'ecoregione (Tab.5.5).

Esempio di calcolo:

$$Fn_{ce} = \frac{n_{ce}}{\sum_{j=1}^s n_j} \times 100 = \frac{347}{632} \times 100 = 54,91$$

n= numero degli appezzamenti

s=numero classi di ecotopi

j= classi di copertura

Tabella 5.5: Dati di riferimento e risultati per l'area in analisi

N.:S	Classe di copertura	Numero	Superficie (ha)	Ecotono (km)	Frequenza degli ecotopi (Fn)
CE	Coltivazioni Erbacee	347	1138,08	267,91	54,91
CA	Coltivazioni Arboree	76	48,28	25,42	12,03
B	Boschi	8	594,08	38,34	1,27
S	Siepi	91	16,04	24,30	14,40
EN	Erbacee Naturali	27	43,54	25,90	4,27
EA	Erbaceo-Arbustive Naturali	83	31,58	45,08	13,13
6	Totale	632	1871,60	426,96	

Frequenza degli ecotopi (superficie)(Fs)

Numero progressivo: 2

Nome ed acronimo inglese: Relative richness area (RA)

(Turner et al., 2001)

$$Fs = \frac{a_j}{\sum_{j=1}^s a_j} \times 100$$

a = superficie degli ecotopi

s =numero classi di ecotopi

j = classi di copertura

La frequenza delle classi di copertura misura la diversità ecotopica attraverso la misura dell'incidenza percentuale delle classi d'uso in termini di superficie di ecotopi presenti rispetto alla superficie totale dell'ecoregione (Tab.5.6).

Esempio di calcolo:

$$Fs_{ce} = \frac{a_{ce}}{\sum_{j=1}^s a_j} \times 100 = \frac{1138,08}{1871,60} \times 100 = 60,81$$

Tabella 5.6: Dati di riferimento e risultati per l'area in analisi.

N.:S	Classe di copertura	Numero	Superficie (ha)	Perimetro (km)	Frequenza delle classi di copertura in base alla superficie (Fs)
CE	Coltivazioni Erbacee	347	1138,08	267,91	60,81
CA	Coltivazioni Arboree	76	48,28	25,42	2,58
B	Boschi	8	594,08	38,34	31,74
S	Siepi	91	16,04	24,30	0,86
EN	Erbacee Naturali	27	43,54	25,90	2,33
EA	Erbaceo-Arbustive Naturali	83	31,58	45,08	1,69
6	Totale	632	1871,60	426,96	

Sostenibilità d'Uso del Suolo (SUS)

Numero progressivo:3

Nome ed acronimo inglese: Land Use Sustainability (LUS)

$$SUS = \frac{Ela}{Efa} \times 100$$

Efa = area di ecosistemi a maggior grado di antropizzazione o nel nostro caso superfici vegetate con suolo gestito;

Ela = area di ecosistemi a minor grado di antropizzazione o nel nostro caso superfici vegetate con suolo non gestito.

Oppure:

$$SUS = \frac{Ela}{Efa} \times 100 = \frac{SNC}{SC} \times 100 = \frac{S_b + S_s + S_{en} + S_{ea}}{S_{ce} + S_{ca}} \times 100 = 57,76$$

SNC= superfici vegetate con suolo non coltivato

SC= superfici vegetate con suolo coltivato

$$F_n = \frac{n_j}{\sum_{j=1}^s n_j} \times 100$$

$$SUS = 57,76\%$$

Nella tabella 5.7 sono presentati i dati di riferimento utilizzati per l'analisi.

Tabella 5.7: Dati di riferimento per l'area in analisi

N.:S	Classe di copertura	Numero	Superficie (ha)	Perimetro (Km)	Ela	Efa
CE	Coltivazioni Erbacee	347	1138,08	267,91		1138,08
CA	Coltivazioni Arboree	76	48,28	25,42		48,28
B	Boschi	8	594,08	38,34	594,08	
S	Siepi	91	16,04	24,30	16,04	
EN	Erbacee Naturali	27	43,54	25,90	43,54	
EA	Erbaceo-Arbustive Naturali	83	31,58	45,08	31,58	
6	Totale	632	1871,60	426,96	685,24	1186,35
					SUS	57,76%

La sostenibilità d'uso del suolo esprime il rapporto tra l'area degli ecosistemi a minor grado di antropizzazione e l'area di ecosistemi antropizzati, comprendente sia gli agroecosistemi che la classe di copertura relativa ai manufatti.

Nel nostro caso studio nel corso della fotointerpretazione non sono stati presi in considerazione i manufatti, pertanto, volendo evitare "l'errore" della non inclusione dei fabbricati, è possibile calcolare l'indicatore a partire dalla superficie totale rilevata, che comprende di fatto anche la classe di copertura Manufatti.

In tal modo l'indicatore ha un valore diverso, che varia appunto in funzione dell'importanza della classe manufatti in termini di copertura.

Si riporta l'esempio di calcolo per l'area di riferimento (Tab.5.7).

$$SUS = \frac{Ela}{Efa} \times 100$$

$$Ela = SAU_{TOT} - (SAU_{CE} + SAU_{CA});$$

$$Efa = Area\ ecoregione - SAU_{TOT} + SAU_{CE} + SAU_{CA};$$

Calcolo:

$$SUS = \frac{Ela}{Efa} \times 100 = \frac{SAU_{TOT} - (SAU_{ce} + SAU_{ca})}{A - SAU_{TOT} + SAU_{ce} + SAU_{ca}} \times 100 = \frac{1871,60 - (1138,077 + 48,276)}{1888,4931 - 1871,60 + (1138,077 + 48,2476)} \times 100 = 56,95$$

In tal caso il SUS espresso come percentuale risulta il seguente:

$$SUS = 56,95\%$$

Composizione ecotopica agraria (CEpA)

Numero progressivo: 4

Nome e acronimo inglese: Crop ecotope composition (AED)

$$CEpA = \frac{SA}{SE} = 0,0424$$

SA=Superficie di ecotopi con specie agrarie arboree

SE= Superficie di ecotopi con specie agrarie erbacee

Descrive il rapporto tra le superfici di ecotopi da colture arboree ed ecotopi da colture erbacee (Tab.5.8).

Come si può notare anche dall'immagine (Fig. 5.5), il rapporto descritto dall'indicatore risulta molto basso in accordo alla forte presenza di superfici investite a seminativi.

Tabella 5.8: Dati di riferimento per l'area in analisi

N.:S	Classe di copertura	Numero	Superficie (ha)	Ecotono (km)	SA Superficie delle classi di copert. arborea	SE Superficie delle classi di copert. erbacea
CE	Coltivazioni Erbacee	347	1138,08	267,91		1138,08
CA	Coltivazioni Arboree	76	48,28	25,42	48,28	
B	Boschi	8	594,08	38,34		
S	Siepi	91	16,04	24,30		
EN	Erbacee Naturali	27	43,54	25,90		
EA	Erbaceo-Arbustive Naturali	83	31,58	45,08		
6	Totale	632	1871,60	426,96	48	1138
					CEpA=	0,0424

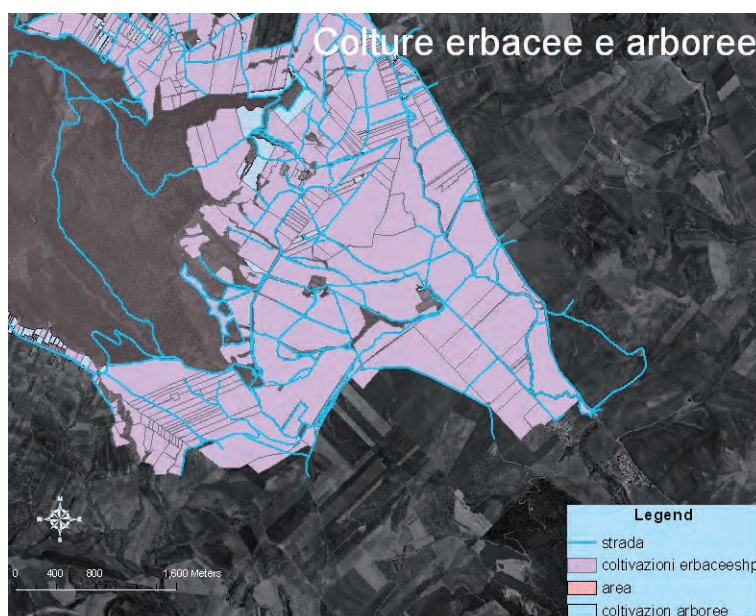


Figura 5.5: Colture erbacee ed arboree

Indici di composizione

Logaritmo seriale α (α)

Numero progressivo: 5

Nome e acronimo in inglese: Log series α (α).

(Fischer et al. 1943; Pielou, 1975; Taylor, 1978; Magurran, 1988)

$$\alpha = \frac{\left[\left(\sum_{j=1}^s a_j \right) \cdot (1-x) \right]}{x}$$

a= area degli ecotopi (ha);

x= variabile;

s=numero classi di copertura del suolo;

j=j-esima classe di copertura del suolo.

Il Logaritmo seriale α misura la diversità della copertura del suolo in termini di ricchezza degli ecotopi vegetali; rapporta la varietà degli ecotopi alle loro frequenze; è poco influenzato dalla dimensione del campione; possiede buona abilità discriminante; considera bene le classi di copertura con minori frequenze.

Calcolo:

Il primo passo per il calcolo di questo indicatore di diversità è la determinazione della variabile x (> di 0,99 quando).

Posto che S=6 e che la superficie totale della copertura vegetata sia pari a 1871,60 ha, si ha, dalla seguente relazione, che:

$$x (> \text{di } 0,99 \text{ quando } \frac{\text{area} - \text{ecoregione}}{S} > 20).$$

Pertanto per la determinazione di x si procede per approssimazioni successive partendo dal valore minimo di 0,99 di riferimento:

Tabella 5.9: calcolo del valore di x per approssimazioni successive

Valori di x	$\frac{S}{\left(\sum_{j=1}^s a_j \right)}$
0,995	0,026625
0,999	0,006915
0,9999	0,000921
0,9998	0,001704
0,9997	0,002434
0,9996	0,003131
0,99959	0,003199
0,99958	0,003267
0,999585	0,003233
0,999589	0,003206

Il corretto valore di x risulta essere 0,999589, e quindi α sarà uguale a:

$$\alpha = \frac{\left[\left(\sum_{j=1}^s a_j \right) \cdot (1-x) \right]}{x} = \frac{[1871,60 \cdot (1-0,999589)]}{0,999589} = 0,7695$$

Indice di Margalef (D_{Mg})

Numero progressivo: 6

Nome e acronimo inglese: Margalef's index (D_{Mg})

(Pielou, 1975; Clifford e Stephenson, 1975; Legendre e Legendre, 1983; Magurran, 1988)

$$D_{Mg} = \frac{(S-1)}{\ln \left(\sum_{j=1}^s a_j \right)}$$

a= area degli appezzamenti (ha);

s=numero classi di ecotopi;

j=j-esima classe di ecotopo.

L'indice di Margalef valuta la prevalenza delle tipologie ecotopiche.

Misura la diversità in termini di ricchezza della copertura vegetata.

E' molto influenzato dalla dimensione del campione.

Possiede buona abilità discriminante.

Calcolo:

Nel nostro caso S= 6 e l'area osservata ha una superficie totale di ha 1871,60.

$$D_{Mg} = \frac{(S-1)}{\ln \left(\sum_{j=1}^s a_j \right)} = \frac{6-1}{\ln 1871,60} = 0,6636$$

Indice complementare di Berger Parker (d')

Numero progressivo: 7

Nome e acronimo inglese: Beger Parker index (d')

(Berger e Parker, 1970; Magurran, 1988; Turner et al., 1989,2001)

$$d' = 1 - \left(p_{\max} \left(\forall : p_{\max} \geq p_j \right) \right)$$

p_{\max} =frequenza della classe con la maggior superficie di copertura.

L'Indice complementare di Berger Paker misura la diversità in termini di dominanza; è' poco influenzato dalla dimensione del campione; ha una bassa abilità discriminante.

Nel nostro caso, come è evidente dalla tabella 5.10, la classe con p_{\max} è la classe di copertura relativa alle coltivazioni erbacee.

Tabella 5.10: Dati di riferimento per l'area in analisi

N.:S	Classe di copertura	Numero	Superficie (ha)	Ecotoni (km)
CE	Coltivazioni Erbacee	347	1138,08	267,91
CA	Coltivazioni Arboree	76	48,28	25,42
B	Boschi	8	594,08	38,34
S	Siepi	91	16,04	24,30
EN	Erbacee Naturali	27	43,54	25,90
EA	Erbaceo-Arbustive Naturali	83	31,58	45,08
6	Totale	632	1871,60	426,96

Pertanto calcolo che:

$$p_{\max} = \frac{a_{\max}}{\left(\sum_{j=1}^s a_j \right)} = \frac{1138,07}{1871,60} = 0,6081$$

$$d' = 1 - p_{\max} = 1 - 0,681 = 0,39$$

Indice di diversità di Shannon (H')

Numero progressivo: 8

Nome e acronimo inglese: Shannon diversity index (H').

(Shannon e Weaver, 1949; Pielou, 1975; Magurran, 1988; McCarigal and Marks 1995; Crimella et. al., 2001; Turner et. Al. 1989,2001)

$$H' = -C \cdot \sum_{j=1}^s p_j \cdot \ln p_j$$

C=1;

p=incidenza percentuale della superficie di appezzamenti della classe j rispetto al totale;

s=numero classi di copertura del suolo;

j=j-esima classe di copertura del suolo.

L'indice di diversità di Shannon misura diversità in termini di ricchezza; presenta una moderata abilità discriminante; il suo valore dipende dalle dimensioni del campione.

Calcolo (tab.5.11):

Tabella 5.11: Dati di riferimento e risultato per l'area in analisi

N.: S	Classe di copertura	Numero	Superfici e degli ecotopi (ha)	Lunghezza degli ecotoni (km)	Frequenza delle classi di copertura (p)	ln(p)	p.ln(p)
CE	Coltivazioni Erbacee	347	1138,08	267,91	0,5491	-0,5996	-0,3292
CA	Coltivazioni Arboree	76	48,28	25,42	0,1203	-2,1182	-0,2547
B	Boschi	8	594,08	38,34	0,0127	-4,3694	-0,0553
S	Siepi	91	16,04	24,30	0,1440	-1,9380	-0,2791
EN	Erbacee Naturali	27	43,54	25,90	0,0427	-3,1531	-0,1347
EA	Erbaceo-Arbustive Naturali	83	31,58	45,08	0,1313	-2,0300	-0,2666
6	Totale	632	1871,60	426,96			-1,3196
						C=	1
						Shannon	1,3196

Indice di uguaglianza di Shannon (E)

Numero progressivo: 9

Nome e acronimo inglese: Shannon evenness index (E)

(Pielou, 1975; Magurran, 1988; McCarigal e Marks, 1995)

$$E = \frac{H'}{\ln S}$$

H'=indice di diversità di Shannon

S=numero di classi ecotopiche presenti

L'indice di uguaglianza di Shannon misura di diversità in termini di uguaglianza; è moderatamente influenzato dalla dimensione del campione; ha bassa abilità discriminante .

$$E = \frac{H'}{\ln S} = \frac{1,3196}{\ln 6} = 0,73645$$

Indice di diversità di Simpson(D')

Numero progressivo: 10

Nome e acronimo inglese: Simpson's diversity index (D')

(Simpson, 1949; Pielou 1975; Magurran, 1988; Crimella et al. 2001)

$$D' = 1 - \left(\sum_{j=1}^s p_j^2 \right);$$

p = incidenza percentuale della superficie di appezzamenti di classe j rispetto al totale.

L'indice di diversità di Simpson misura la diversità in termini di dominanza; è poco influenzato dalla dimensione del campione; ha moderata abilità discriminante.

Calcolo(tab. 5.12):

Tabella 5.12: Dati di riferimento e risultato per l'area in analisi

N.: S	Classe di copertura	Numero	Superficie (ha)	Ecotoni (km)	Frequenza delle classi di copertura (p)	(p) ²	Indice di diversità di Simpson (D')
CE	Coltivazioni Erbacee	347	1138,08	267,91	0,5491	0,3015	0,6441
CA	Coltivazioni Arboree	76	48,28	25,42	0,1203	0,0145	
B	Boschi	8	594,08	38,34	0,0127	0,0002	
S	Siepi	91	16,04	24,30	0,1440	0,0207	
EN	Erbacee Naturali	27	43,54	25,90	0,0427	0,0018	
EA	Erbaceo-Arbustive Naturali	83	31,58	45,08	0,1313	0,0172	
6	Totale	632	1871,60	426,96		0,3559	

Indice di uguaglianza di Simpson (S)

Numero progressivo: 11

Nome e acronimo inglese: Simpson's evenness index (S)

(McCarigal e Marks, 1995)

$$S = \frac{1 - \left(\sum_{j=1}^s p_j^2 \right)}{1 - \left(\frac{1}{s} \right)}$$

P_j = incidenza percentuale della superficie di appezzamenti di classe j rispetto al totale

s=numero classi di ecotopi

j=j-esima classe di copertura del suolo.

L'indice di uguaglianza di Simpson misura la diversità in termini di ricchezza; è poco influenzato dalla dimensione del campione. I dati di riferimento per l'analisi sono riportati nella tabella 5.13.

Tabella 5.13: Dati di riferimento per l'area in analisi

N.: S	Classe di copertura	Numero	Superficie degli ecotopi (ha)	Lunghezza degli ecotoni (km)	Frequenza delle classi di copertura (p)	(p) ²	Indice di uguaglia nza di Simpson (S):
CE	Coltivazio ni erbacee	347	1138,08	267,91	0,5491	0,30	0,7729
C A	Coltivazio ni arboree	76	48,28	25,42	0,1203	0,01	
B	Boschi	8	594,08	38,34	0,0127	0,00	
S	Siepi	91	16,04	24,30	0,1440	0,02	
EN	Erbacee naturali	27	43,54	25,90	0,0427	0,00	
EA	Erbaceo- arbustive naturali	83	31,58	45,08	0,1313	0,02	
6	Totale	632	1871,60	426,96		0,3559	

Indice di ricchezza degli ecotopi(IRE)

Numero progressivo: 12

Nome e acronimo inglese: Patch richness density (PRD)
(McCarigal e Marks 1995)

$$IRE = \frac{S}{\sum_{j=1}^s a_j} \cdot 10^3$$

S = numero di classi di copertura

a = area degli ecotopi (ha)

j=j-esima classe di copertura del suolo

L'indice di ricchezza degli ecotopi consente di attuare velocemente un confronto fra analisi condotte in aree differenti sulla base della dimensione delle aree prese in esame.

Calcolo:

$$IRE = \frac{S}{\sum_{j=1}^s a_j} \cdot 10^3 = \frac{6}{1871,60} \cdot 10^3 = 3,2058$$

Per rendere più agevole un'analisi dei risultati degli indici ed indicatori di composizione se ne riporta di seguito una sintesi nella tabella 5.14 seguita anche da un breve commento.

Tabella 5.14: Sintesi dei valori degli indicatori e indici di composizione per l'area oggetto del caso di studio.

Numero	Indicatore/indice e simbolo	Valore di riferimento	Unità di misura	Valori per l'area di riferimento
1	Frequenza degli ecotopi (numero) (Fn)		%	Fn _{ce} = 54,91 Fn _{ca} = 12,03 Fn _b = 1,27 Fn _s = 14,40 Fn _{en} = 4,27 Fn _{ea} = 13,13
2	Frequenza degli ecotopi (superficie) (Fs)		%	Fs _{ce} = 60,81 Fs _{ca} = 2,58 Fs _b = 31,74 Fs _s = 0,86 Fs _{en} = 2,33 Fs _{ea} = 1,69
3	Sostenibilità d'uso del suolo (SUS)	0 - ...	%	56,95
4	Composizione ecotopica agraria (CEpA)	0 - ...		0,5630
5	Logaritmo seriale α (α)	0 - ...		0,7695
6	Indice di Margalef (D _{Mg})	0 - ...		0,6636
7	Indice di Berger Parker (d')	0 - 1		0,39
8	Indice di diversità di Shannon (H')	0 - ...		1,3196
9	Indice di uguaglianza di Shannon (E)	Da 0 a 1		0,7364
10	Indice di diversità di Simpson (D')	Da 0 a <1		0,6441
11	Indice di uguaglianza di Simpson (S)	Da 0 a 1		0,7729
12	Indice di ricchezza degli Ecotopi (IRE)	>0		3,2058

L'approccio metodologico usato per svolgere il caso studio impone che per commentare i risultati dal punto di vista numerico l'attenzione sia rivolta in prima battuta all'indicatore di sostenibilità d'uso del suolo (SUS). Per i territori collinari il valore del SUS dovrebbe essere maggiore o uguale a 1, cioè il 50% della superficie dovrebbe essere occupata da ecosistemi lievemente antropizzati. Nel caso della nostra area tale valore è pari al 56,95%, un valore intermedio tra quelli considerati ottimali per i territori di collina e pianura. Secondo questo indicatore la condizione di sostenibilità d'uso del territorio in questione non è soddisfatta. Una spiegazione di questo mancato soddisfacimento risiede probabilmente nel fatto che la Murgia, benché classificata come zona collinare, è in realtà un altopiano, caratterizzato da pendenze meno repentine delle zone collinari appenniniche, e il cui uso del suolo è naturalmente più intenso di quello di una corrispondente zona collinare dell'Appennino.

I valori relativi alle frequenze ecotopiche rivelano una forte incidenza della classe di copertura a seminativi, tale valore è anche confermato dall'indice di complementarietà Berger-Parker. Alla classe di copertura delle colture erbacee fanno da contrappunto, in termini di frequenza numerica, le siepi e le erbaceo-arbustive naturali e, in termini di superficie, le aree a copertura boschiva.

Per quanto riguarda invece i valori degli indici di diversità, essi danno ragione di un discreto livello di eterogeneità del paesaggio (valori di D_{Mg} , H e D'), e di una buona distribuzione ecotopica con valori di $E=0,7364$ e $S=0,7729$.

Tutta l'area di riferimento per lo svolgimento del caso studio è situata in zona collinare, il che non consente di valutare un eventuale gradiente di disturbo antropico in relazione alle diverse fasce altimetriche.

Indicatori di Frammentazione

Superficie media degli ecotopi (per l'intera ecoregione)(SEp)

Numero progressivo: 13

Nome e acronimo inglese: Patch average area (PAA)

(Elkie et al., 1999; Saura e Martinez-Millan, 2001; McCarigal et al., 2002; Caporali et al.; 2003; Rutledge, 2003)

$$SEp = \frac{\sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n a_i}{\sum_{j=1}^s n_j}$$

a=area;

n=numero

j=j-esima classe di copertura del suolo

s=numero classi di ecotopi

L'indicatore Superficie media degli ecotopi per l'intera regione rappresenta la grandezza media degli ecotopi per l'area e per le diverse tipologie di copertura.

Tabella 5.15: Dati di riferimento e calcolo dell'indicatore per l'area in analisi

Classe di copertura	Superficie (ha)	n_j
Coltivazioni Erbacee	1138,08	347
Coltivazioni Arboree	48,28	76
Boschi	594,08	8
Siepi	16,04	91
Erbacee Naturali	43,54	27
Erbaceo-Arbustive Naturali	31,58	83
totale(sommatoria)	1871,60	632
	SEp	2,9614

Calcolo:

$$SEp = \frac{\sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n a_i}{\sum_{j=1}^s n_j} = \frac{1871,60}{632} = 2,9614$$

Superficie media degli ecotopi (per le singole classi)(SEp_j)

$$SEp_j = \frac{\sum_{i=1}^n a_i}{n_j}$$

L'indicatore superficie media degli ecotopi per le singole classi esprime la composizione granulometrica del paesaggio.

I valori dell'indicatore per singole classi sono riportati in tabella 5.16 in corrispondenza delle classi ecotopiche.

Tabella 5.16: Dati di riferimento per l'area in analisi

Classe di copertura	Superficie (ha)	n_j	SEp_j
Coltivazioni Erbacee	1138,08	347	3,28
Coltivazioni Arboree	48,28	76	0,64
Boschi	594,08	8	74,26
Siepi	16,04	91	0,18
Erbacee Naturali	43,54	27	1,61
Erbaceo-Arbustive Naturali	31,58	83	0,38

Densità degli ecotopi (per l'intera ecoregione)(DEp)

Numero progressivo: 14

Nome e acronimo inglese: Patch density (PD)

(McCarigal and Marks 1995; Saura e Martinez-Millan, 2001; Caporali et al.; 2003; Rutledge, 2003)

$$DEp = \left(\frac{\sum_{j=1}^s n_j}{\left(\sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n a_i \right)} \right) \cdot 100$$

a=area;

n=numero.

s=numero classi di ecotopi

j=j-esima classe di copertura del suolo

i= ecotopo i-esimo

L'indicatore Densità degli ecotopi esprime bene il grado di frammentazione dell'agroecosistema e consente di confrontare facilmente due o più ecoregioni tra loro.

Fa riferimento a 100 ettari.

Calcolo:

$$DEp = \left(\frac{\sum_{j=1}^s n_j}{\left(\sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n a_i \right)} \right) \cdot 100 = \frac{632}{1871,60} \cdot 100 = 33,768$$

Densità degli ecotopi (per singole classi)(DEp_j)

(McCarigal and Marks 1995; Saura e Martinez-Millan, 2001; Caporali et al.; 2003; Rutledge, 2003)

$$DEp_j = \frac{n_j}{\sum_{i=1}^n a_{ij}} \times 100$$

La Densità degli ecotopi delle singole classi è un pratico indicatore che esprime con estrema chiarezza la composizione granulometrica del paesaggio come si può vedere dalla tabella 5.17.

Tabella 5.17: Dati di riferimento per l'area in analisi

Classe di copertura	Superficie (ha)	ni	DEp _j	DEp _j
Coltivazioni Erbacee	1138,08	347	DEp ce	30,49
Coltivazioni Arboree	48,28	76	DEp ca	157,43
Boschi	594,08	8	DEp b	1,35
Siepi	16,04	91	DEp s	567,26
Erbacee Naturali	43,54	27	DEp en	62,01
Erbaceo-Arbustive Naturali	31,58	83	DEp ea	262,81

Sostenibilità del sistema ecotonale (SEtS).

Numero progressivo:15

Nome ed acronimo inglese: Sustainability of ecotone system (SES)

$$SEtS = \frac{LENC}{LEC} = \frac{\sum_{i=1}^n P_{iLENC}}{\sum_{i=1}^n P_{iLEC}}$$

LEC=classi di copertura con suolo gestito;

LENC=classi di copertura suolo non gestito.

p=cotono

L'indicatore sostenibilità del sistema ecotonale esprime il rapporto tra gli ecotoni delle classi di copertura con un suolo non gestito e gestito; evidenzia l'intensità di utilizzazione della risorsa del suolo evidenziando la "pressione" esercitata dalle lavorazioni sul sistema ecotonale; il valore esprime la quantità di superficie con copertura permanente del suolo per ogni ettaro di suolo lavorato; si considerano gestite le superfici interessate da coltivazioni arboree e/o erbacee. La tabella 5.18 riporta i dati di riferimento per l'area in analisi e il valore assunto dall'indicatore.

Tabella 5.18: Dati di riferimento per l'area in analisi

N.: S	Classe di copertura	Numero	Superficie (ha)	Ecotoni (p) (km)	LENC ecotoni superfici vegetate con suolo non gestito	LEC ecotoni superfici vegetate con suolo gestito
CE	Coltivazioni erbacee	347	1138,08	267,91		267,91
CA	Coltivazioni arboree	76	48,28	25,42		25,42
B	Boschi	8	594,08	38,34	38,34	
S	Siepi	91	16,04	24,30	24,30	
EN	Erbacee naturali	27	43,54	25,90	25,90	
EA	Erbaceo-arbustive naturali	83	31,58	45,08	45,08	
6	Totale	632,00	1871,60	426,96	133,62	293,33
					SEtS	0,4555

Composizione ecotonica agraria (CEtA)

Numero progressivo: 16

Nome e acronimo inglese: Agricultural patch composition (APC)

$$CEtA = \frac{LEA}{LEE} = \frac{\sum_{i=1}^n P_{LEA}}{\sum_{i=1}^n P_{LEE}}$$

LEA = lunghezza degli ecotoni delle classi di colture agrarie arboree

LEE = lunghezza degli ecotoni delle classi di colture agrarie erbacee

p_{LEA} = ecotoni degli ecotopi agrari arborei

p_{LEE} = ecotoni degli ecotopi agrari erbacei

j=j-esima classe di copertura arborea agraria

i=1-esima classe di copertura erbacea agraria

L'indicatore esprime il rapporto tra gli ecotoni degli ecotopi a colture arboree ed ecotopi a colture erbacee.

Tabella 5.19: Dati di riferimento e calcolo per l'area in analisi

Classe di copertura	Numero	Superficie degli Ecotopi (ha)	Lunghezza degli Ecotoni (p) (km)	LEA	LEE	
Coltivazioni Erbacee	347	1138,08	267,91		267,91	
Coltivazioni Arboree	76	48,28	25,42	25,42		
Boschi	8	594,08	38,34			
Siepi	91	16,04	24,30			
Erbacee Naturali	27	43,54	25,90			
Erbaceo-Arbustive Naturali	83	31,58	45,08			
totale	632	1871,60	426,96	25,42	267,91	
					LEA/LEE	0,0949

Calcolo:

$$LEA / LEE = \frac{\sum_{i=1}^n P_{LEA}}{\sum_{i=1}^n P_{LEE}} = \frac{25,42}{267,91} = 0,0949$$

Densità stradale(DSt)

Numero progressivo: 17

Nome e acronimo inglese: Road density (RD)

(B.E.F., 2000)

$$DSt = \frac{St}{A}$$

St=lunghezza strada;

A=area dell'ecoregione.

L'indicatore densità stradale esprime il grado di frammentazione dell'agroecosistema dovuto alla rete stradale.

Tale frammentazione è da ritenersi negativa per la biodiversità.

Per il calcolo dell'indicatore si fa riferimento alla superficie totale dell'area interessata dall'analisi, nel nostro caso 18,88 kmq e alla lunghezza del reticolo stradale espresso in km.

Calcolo:

$$DSt = \frac{St}{A} = \frac{95}{18,88} = 5,05$$

Indici di frammentazione

Indice di complessità(IC)

Numero progressivo: 18

Nome e acronimo inglese: Complexity index (Ci)
 (Turner et. al., 1989; Baker and Cai, 1992; European Commission, 2005)

$$IC = \sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^s \frac{p_{ji}}{a_{ji}}$$

p = lunghezza dell'ecotono o perimetro dell'ecotopo
 a = area dell'ecotopo

L'indice misura la complessità della copertura del suolo considerando il rapporto tra la lunghezza degli ecotoni e la dimensione degli ecotopi come espressione dell'eterogeneità dell'agroecosistema; l'indice varia in funzione delle dimensioni e delle forme degli appezzamenti (granulometria); è poco influenzato dalla dimensione del campione.

Tabella 5.20: Dati di riferimento per l'area in analisi

Area di riferimento	Per ogni classe di copertura
Classe di copertura	$\sum_{i=1}^n \frac{p_{ji}}{a_{ij}}$
Coltivazioni Erbacee	19,76
Coltivazioni Arboree	8,17
Boschi	0,28
Siepi	26,48
Erbacee Naturali	3,25
Erbaceo-Arbustive Naturali	22,13
Σ tot	80,0643

L'indice di Complessità pertanto è dato da:
IC=80,0643

Indice di complessità (per singole classi)

(Turner et. al., 1989; Baker and Cai, 1992; European Commission, 2005)

$$IC = \sum_{i=1}^n \frac{p_{ji}}{a_{ij}}$$

p = lunghezza dell'ecotono o perimetro dell'ecotopo;
 a = area dell'ecotopo.

L'indice Complessità delle singole classi di copertura del suolo quantifica la complessità della copertura considerando la forma degli appezzamenti (complessità delle forme) ed espressione dell'eterogeneità della classe d'uso.

Tabella 5.21: Dati di riferimento e calcoli per l'area in analisi

IC _j	
Classe di copertura	Σ degli n rapporti P/Area per classe
Coltivazioni Erbacee	19,76
Coltivazioni Arboree	8,17
Boschi	0,28
Siepi	26,48
Erbacee Naturali	3,25
Erbaceo-Arbustive Naturali	22,13

Per agevolare l'analisi degli indici ed indicatori di frammentazione del paesaggio si riporta di seguito una loro sintesi nella tabella 5.22 con a seguito un breve commento.

Tabella 5.22: Sintesi degli indicatori ed indici di frammentazione

Numero	Indicatore/indice e simbolo	Valore di riferimento	Unità di misura	Valori per l'Ecoregione di riferimento
13	Superficie media degli ecotopi (per l'intera ecoregione)(SEp)	>0	ha	SEp _{ce} = 3,28 SEp _{ca} = 0,64 SEp _b = 74,26 SEp _s = 0,18 SEp _{en} = 1,61 SEp _{ea} = 0,38 SEp _{tot} = 2,96
14	Densità degli ecotopi (per l'intera ecoregione)(DEp)	Da 0 a ..	n 100 ha ⁻¹	DEp _{ce} = 30,49 DEp _{ca} = 157,43 DEp _b = 1,35 DEp _s = 567,26 DEp _{en} = 62,01 DEp _{ea} = 262,81 DEp _{tot} = 33,77
15	Sostenibilità del sistema ecotonale (SEtS)	Da 0 a ...		0,45
16	Composizione ecotonica agraria (CEtA)	Da 0 a ...		0,0949
17	Densità stradale(DSt)	Da 0 a ...		5,05
18	Indice di complessità(IC)	Da 0 a ...		IC _{ce} = 19,76 IC _{ca} = 8,17 IC _b = 0,28
				IC _s = 26,48 IC _{en} = 3,25 IC _{ea} = 22,13 IC _{tot} = 80,06

Dai risultati numerici degli indicatori ed indici di frammentazione, rileviamo che la grandezza media degli appezzamenti relativi all'area di studio è di 2,96 ha, valore che è da ritenere abbastanza buono in relazione a quanto riportato in letteratura, dove viene segnalato un valore ottimale degli

appezzamenti in sistemi colturali cerealicoli di collina variabile tra 1 e 5 ha (Vereijken, 1997; Vazana e Raso, 1997). Differenze rispetto a tale valore medio sono presenti tra le due classi di copertura agraria, dove gli appezzamenti a colture erbacee risultano mediamente più grandi rispetto a quelli con colture arboree (3,28 ha a fronte di 0,64 ha). Tuttavia, l'analisi delle singole classi di copertura evidenzia come soprattutto i boschi siano concentrati in poche unità di grandi dimensioni. Analoga informazione si ricava dall'analisi dei dati riguardanti la densità degli ecotopi, essendo quelli boschivi presenti in scarso numero per unità di superficie mentre gli ecotopi a siepi sono quelli più rarefatti sul territorio. Il valore della densità delle siepi indica eccessiva dispersione se accostato a quello della dimensione media degli appezzamenti. Considerazioni analoghe valgono per la classe di copertura delle erbaceo-arbustive naturali, il cui valore di densità indica una dispersione sul territorio nel complesso buona, ma con una dimensione tale da compromettere il contributo della classe di copertura in questione alla erogazione di servizi ecologici efficienti.

Analizzando la sostenibilità del sistema ecotonale (SEtS), il rapporto tra le frequenze delle superfici non lavorate e quelle delle superfici lavorate risulta di 0,45. Per quanto invece riguarda l'analisi della qualità degli appezzamenti a coltura, dal valore CEtA risulta una netta prevalenza della dimensione ecotonale della copertura da colture erbacee, che denota un grado di frammentazione più elevato a carico degli appezzamenti a colture arboree. Elevata risulta anche la frammentazione dovuta alla presenza di strade. In particolare questa area di studio appare caratterizzata da un buon grado di complessità derivante dal numero e dalla distribuzione dei differenti ecotopi. La copertura boschiva risulta poco frammentata e concentrata in poche unità, con un sistema ecotonale caratterizzato da elevata continuità. Al contrario, siepi e vegetazione erbacea-arbustiva naturale risultano troppo frammentate nell'ambito delle aree agricole, dominate dai seminativi.

Indicatori di connessione

Densità delle siepi (DS)

Numero progressivo: 19

Nome ed acronimo inglese: Hedge density (HD)

(Caporali et al., 1984)

$$DS = \frac{Ls}{SC_{CE+CA}}$$

Ls= lunghezza delle siepi (m)

SC= superfici vegetate con suolo coltivato

L'indice Densità delle siepi quantifica la presenza delle siepi nel paesaggio rapportandola alla funzione di corridoio ecologico svolta; considera la proprietà dinamica delle siepi piuttosto che quella statica di rifugio.

Calcolo:

$$DS = \frac{Ls}{SC_{CE+CA}} = \frac{Ls}{\sum_{j=1}^s a_j} = \frac{27001,47}{1138,08_{SAUce} + 42,08_{SAUca}} = 22,76$$

a_j = area delle classi di copertura che costituiscono la SAU

Densità dei corpi idrici (DCI)

Numero progressivo: 20

Nome e acronimo inglese: Water body density (WBD)

(U.N.E.P., 2001)

L'indicatore considera la presenza dei corpi fluviali e fossi naturali e/o artificiali in quanto elementi che contribuiscono alla frammentazione territoriale, ma nel contempo svolgono funzioni diverse che favoriscono i processi ecologici.

Questo indicatore nel caso della nostra ecoregione di riferimento è inapplicabile in quanto non sono stati rilevati corpi d'acqua superficiali stabili.

Nel territorio della Murgia, tipicamente carsico, i letti dei fiumi nel corso dei secoli hanno scavato le gravine, divenendo per lo più sotterranei.

Lunghezza media degli ecotoni (LEt)

Numero progressivo: 21

Nome e acronimo inglese: Ecotone length (El)

(Ritters et al., 1995; Corona et al. 2004)

L'indicatore può essere calcolato per l'intera regione e per le singole classi.

Nel caso delle singole classi l'indicatore si calcola secondo la seguente formula applicata nella tabella 5.23:

$$LEt_j = \frac{\left(\sum_{j=1}^s e_{ij} \right)}{n_j}$$

e_j = lunghezza dell'ecotono j;

n = numero di ecotoni;

j = esima classe di copertura del suolo;

i = esimo ecotopo.

Calcolo degli indicatori:

Tabella 5.23: Dati di riferimento e risultati per l'area in analisi

CLASSE DI COPERTURA	NUMERO	SUPERFICIE(ha)	ECOTONI (m)		LEt
Coltivazioni Erbacee	347	1138,08	267910,51	LEtce	772,08
Coltivazioni Arboree	76	48,28	25421,88	LEtca	334,50
Boschi	8	594,08	38344,51	LEtb	4793,06
Siepi	91	16,04	24301,32	LEts	267,05
Erbacee Naturali	27	43,54	25902,30	LEten	959,34
Erbaceo-Arbustive Naturali	83	31,58	45075,28	LEtea	543,08
Totale	632	1871,60	426955,80		675,56

Nel caso dell'intera ecoregione la formula è:

$$LEt = \frac{\left(\sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n e_{ij} \right)}{\sum_{j=1}^s n_j}$$

Calcolo:

$$LEt = \frac{\left(\sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n e_{ij} \right)}{\sum_{j=1}^s n_j} = \frac{426955,80}{632} = 675,56$$

L'indicatore lunghezza media degli ecotoni quantifica la presenza di zone di passaggio che influiscono sul livello di eterogeneità del paesaggio descritto in quanto zone di transizione tra differenti biocenosi.

Intensità degli ecotoni (IEt)

Numero progressivo: 22

Nome e acronimo inglese: Ecotone intensity (EI)

L'indicatore può essere calcolato per l'intera regione e per le singole classi.

Nel caso delle singole classi l'indicatore si calcola secondo la seguente formula applicata nella tabella 5.24:

$$IEt_j = \frac{n_j}{\sum_{i=1}^{n_j} e_{ij}} \times 100$$

e_j = lunghezza dell'ecotono j

n = numero di ecotoni

j = esima classe di copertura del suolo

i = esimo ecotopo

Calcolo degli indicatori (tab 5.24):

Tabella 5.24: Dati di riferimento e calcolo degli indicatori per l'area in analisi

CLASSE DI COPERTURA	NUMERO	Lunghezza degli ecotoni (km)		IEt
Coltivazioni Erbacee	347	267,91	IEt _{ce}	129,52
Coltivazioni Arboree	76	25,42	IEt _{ca}	298,96
Boschi	8	38,34	IEt _b	20,86
Siepi	91	24,30	IEt _s	374,47
Erbacee Naturali	27	25,90	IEt _{en}	104,24
Erbaceo-Arbustive Naturali	83	45,08	IEt _{ea}	184,14
Area di riferimento	632	426,96		

Nel caso dell'intera ecoregione la formula è:

$$IEt = \frac{\sum_{j=1}^s n_j}{\sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n e_{ij}} \times 100$$

Pertanto calcolo:

$$IEt = \frac{\sum_{j=1}^s n_j}{\sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n e_{ij}} \times 100 = \frac{632}{426,96} \times 100 = 148,02$$

L'indicatore intensità degli ecotoni esprime la quantità di zone di passaggio tra differenti biocenosi che si trovano in 100 km di lunghezza complessiva.

Indici di connettività

Indice di connettività(RSi)

Numero progressivo: 23

Nome e acronimo inglese: Connectivity index (CI)
(Turner et al., 1989, 2001)

$$RS_i = \frac{LCI_j}{p_j \cdot A}$$

LCI_j = superficie dell'appezzamento più grande all'interno della classe di copertura j

p_j = incidenza della classe di copertura j sulla superficie totale

A = superficie totale

L'indice di connettività è riferito ad ogni classe ecotopica, e pertanto si riferisce alle singole classi come riportato nella tabella 5.25.

Se gli appezzamenti della stessa classe sono dispersi l'indice tende a zero.

Se la classe è interessata da un solo appezzamento l'indice è pari a 1.

Tabella 5.25: Dati di riferimento e risultati per l'area in analisi

N.:S	Classe di copertura	Numero	Superficie (ha)	Pj	LCIj (ha)	A (ha)	RSIj
CE	Coltivazioni Erbacee	347	1138,08	0,61	34,69	1871,60	0,03
CA	Coltivazioni Arboree	76	48,28	0,03	7,36	1871,60	0,15
B	Boschi	8	594,08	0,32	570,72	1871,60	0,96
S	Siepi	91	16,04	0,01	2,05	1871,60	0,13
EN	Erbacee Naturali	27	43,54	0,02	8,06	1871,60	0,19
EA	Erbaceo-Arbustive Naturali	83	31,58	0,02	3,06	1871,60	0,10
6	Totale	632	1871,60				
Totale	397	1871,60	426,96				

Si riporta nella tabella 5.26 una sintesi degli indicatori ed indici di connessione dell'area presa in considerazione dal caso studio e a seguire un breve commento dei risultati.

Tabella 5.26: Sintesi degli indicatori e indici di connessione per l'area oggetto di studio

Numero	Indicatore/indice e simbolo	Valore di riferimento	Unità di misura	Valori per l'Ecoregione di riferimento
19	Densità delle siepi (DS)	Da 0 a...	m·ha ⁻¹	22,76
20	Densità dei corpi idrici (DCI)	Da 0 a...	Km·100·ha ⁻¹	inapplicabile
21	Lunghezza media degli ecotoni (LEt)	Da 0 a...	m	LEt _{ce} = 772,08 LEt _{ca} = 334,50 LEt _b = 4793,06 LEt _s = 267,05 LEt _{en} = 959,34 LEt _{ea} = 543,08 LEt _{tot} = 675,56
22	Intensità degli ecotoni (IEt)	Da 0 a...	n*100 Km*ha ⁻¹	IEt _{ce} = 129,52 IEt _{ca} = 298,96 IEt _b = 20,86 IEt _s = 374,47 IEt _{en} = 104,24 IEt _{ea} = 184,14 IEt _{tot} = 148,02
23	Indice di connettività(RSi)	Da 0 a...	-	Rsi _{ce} = 0,03 Rsi _{ca} = 0,15 Rsi _b = 0,96 Rsi _s = 0,13 Rsi _{en} = 0,19 Rsi _{ea} = 0,10

Il primo indicatore considerato nell'analisi dei risultati è quello relativo alla densità delle siepi in rapporto alla superficie a coltura dell'area di riferimento, il cui valore appare intermedio rispetto a quelli presenti nei casi studio riportati nel capitolo 2 (pari a 22,76 m *ha⁻¹ rispetto al valore di 31,01 m *ha⁻¹ segnalato per le zone di collina).

Altro indicatore che normalmente richiede attenzione è quello relativo alla densità dei corpi idrici, e che nel nostro caso è impossibile calcolare in virtù dell'assenza di corpi idrici stabili in superficie in quanto il territorio è tipicamente carsico.

Un ulteriore elemento di connessione importante è dato dalla lunghezza media degli ecotoni che risulta in accordo con la dimensione ed il numero di appezzamenti per ogni classe di copertura. L'indicatore è influenzato anche dalla forma degli appezzamenti, infatti a parità di superficie appezzamenti più irregolari presentano ecotoni più lunghi.

L'intensità degli ecotoni è un indicatore che ha valore "inverso" rispetto al precedente e descrive la complessità ecotonale del paesaggio, che nel nostro caso specifico risulta piuttosto alta, sia per le singole classi che per l'area nel suo complesso.

Indicatori e indici di protezione

Incidenza aree protette (AP)

Numero progressivo: 24

Nome e acronimo in inglese: Protected areas (PA)
(B.E.F., 2000)

$$AP = \frac{SP}{A_t} \cdot 100$$

SPP.= area interessata a Rete Natura 2000 e Oasi WWF;

A_t = area totale dell'ecoregione di riferimento.

Come risulta anche visibile dalla fotointerpretazione (Figura 5.6), la zona oggetto del caso studio ricade in parte nel territorio del Parco Comunale Difesa Grande, una area protetta ricoperta da boschi, essenze spontanee e riconosciuta Sito di Importanza Comunitaria (SIC) con Decreto del Ministero dell'Ambiente e della tutela del territorio e del mare, con Decreto del 5 luglio 2007 con codice IT9120008.

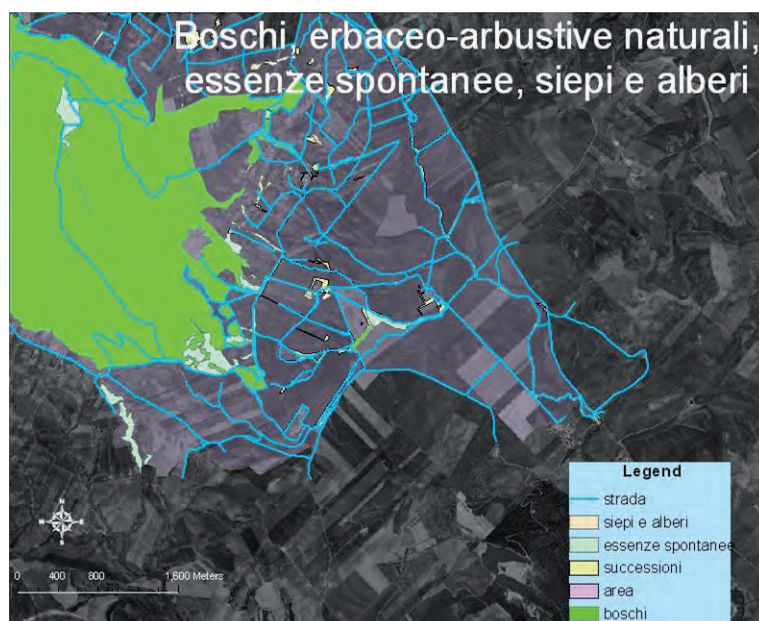


Figura 5.6: Boschi, erbaceo-arbustive naturali, essenze spontanee, siepi e alberi relative alla area oggetto di studio

Le zone a copertura omogenea (patches) individuate sono descritte nella tabella 5.27:

Tabella 5.27: Patches delle diverse classi di copertura ricadenti nell'area protetta per la zona oggetto di studio

% di superficie protetta per ecotopi ricadente nell'ecoregione di riferimento			
	area (mq)	perimetro (m)	area (ha)
Bosco	5707217,305	30295,979	570,722
Essenze spontanee	80566,512	1827,094	8,057
Essenze spontanee	72683,624	2741,740	7,268
Essenze spontanee	21758,556	886,962	2,176
Essenze spontanee	5071,162	359,199	0,507
Essenze spontanee	4854,849	316,667	0,485
Essenze spontanee	3168,109	241,765	0,317
Tot area prot.			589,532
Area ecoregione			1888,493

Su tale base è stato calcolato l'indice % **Superficie Protetta**.

$$AP = \frac{SP}{A_i} \cdot 100 = \frac{589,532}{1888,49} \cdot 100 = 31,2170$$

Tale valore, risulta essere adeguato per un'area collinare.

Superficie a rischio idrogeologico (RI)

Numero progressivo: 25

Nome e acronimo inglese: Areas subjected to hydrological risk (ASIS)

L'ecoregione di riferimento non risulta soggetta a rischio idrogeologico pertanto l'indicatore in questione non è applicabile all'area di studio.

Naturalità espressa unitaria (NEU)

Numero progressivo: 26

Nome a acronimo inglese: Naturalness assessment (NA)

(Berthoud et al., 1989)

L'indicatore di naturalità espressa unitaria, esprime il grado di naturalità complessivo di un ecoregione.

Il calcolo dell'indicatore è subordinato ad un lavoro propedeutico, svolto da un gruppo multidisciplinare di esperti teso a valutare e ad esprimere, per ogni classe di ecotopo e situazione topografica, il grado di naturalità intrinseca (NI indice di naturalità).

Perchè questa analisi sia il più possibile oggettiva, questo lavoro sottende a sua volta l'uso e la considerazione di una serie di parametri atti a definire lo scenario complessivo dei luoghi e la valutazione dell'impatto antropico sulla sostenibilità ambientale a livello di ogni classe ecotopica.

Nel caso dell'ecoregione di riferimento, tali indici non sono stati ancora definiti. L'applicazione di altri indici (NI), elaborati per altre regioni, alle classi di copertura dell'ecoregione di riferimento risulterebbe comunque non corretta.

5.3 Analisi della biodiversità dell'azienda agricola: caso studio applicativo della procedura d'analisi proposta dal manuale per studi a livello di farming system

Il caso di studio applicativo sull'analisi di biodiversità a livello aziendale, è stato svolto sullo stesso territorio di riferimento, prendendo in considerazione, quale oggetto delle nostre analisi un'azienda agricola rappresentativa della zona.

La ripartizione, nei territori provinciali, della superficie aziendale occupata dai diversi tipi di aziende, assegna alla provincia di Bari il primato degli ettari suddivisi in microaziende (65.188 dati ISTAT Censimento dell'Agricoltura 2000), ma, pur all'interno di questo scenario, non è difficile trovare nel territorio della provincia barese delle eccezioni. Nel territorio di Gravina di Puglia per motivi storici la maglia media aziendale è maggiore. L'azienda considerata ha una superficie totale di circa 300 ha che comprendono coltivi, boschi e pascoli cespugliati. Ad essa fa capo un centro aziendale la cui costruzione risale al 1600 e comprende la casa residenziale, i magazzini dei prodotti e delle scorte, i capannoni per il ricovero delle macchine agricole sia quelle attuali, sia un interessante collezione di macchine, attrezzi e strumenti agricoli dei secoli passati. La masseria in origine era di tipo misto, con allevamenti bovini, qualche equino, ovini e animali di bassa corte. Un tempo, i terreni asserviti alla masseria ammontavano ad una superficie complessiva superiore ai 3000 ha e facevano parte del patrimonio ecclesiastico. L'azienda, infatti, era un feudo degli Orsini che ne conservò il possesso fino a tutto il XIX secolo e giunse nelle mani della famiglia attualmente proprietaria alla fine del XVII secolo con la messa all'asta di parte dei beni della Chiesa.

Strumenti, materiali e schema di lavoro

Il caso applicativo/dimostrativo per l'analisi di biodiversità a livello aziendale è stato svolto con la stessa strumentazione di base già utilizzata per l'indagine territoriale, come è il caso ad esempio del software ArcGis 9 dell'ESRI. A questa, si sono aggiunti i materiali necessari ai rilievi in campo, cioè una rollina metrica, alcune cornici per il rilevamento e quant'altro necessario al campionamento delle specie vegetali, al loro riconoscimento e, talvolta alla loro classificazione.

Per la determinazione della struttura degli appezzamenti aziendali si è fatto ricorso ad un rilevatore GPS MLR SP24XC. Questa strumentazione ha permesso di riversare i dati direttamente sul software ARC GIS 9.2 dell'ESRI per poter tracciare gli appezzamenti sulle mappe aziendali e sulle foto aeree georeferenziate.

Le informazioni cartografiche e fotografiche hanno consentito di visualizzare, interpretare, tracciare, interrogare e quantificare, i caratteri relativi alla biodiversità strutturale dell'azienda agricola in relazione al numero, all'estensione e al perimetro dei diversi ecotopi.

Per l'elaborazione dei dati come già detto, si è fatto riferimento sia ad ARCGIS che, talvolta, ad un semplice e usuale foglio di calcolo.

Lo schema di lavoro seguito è stato il seguente:

- Valutazione della struttura aziendale;
- Campionamento della componente floristica;
- Archiviazione e restituzione dei dati;

5.3.1 Valutazione della struttura aziendale

La valutazione della struttura aziendale è stata condotta a partire da diverse fonti informative, e cioè, attraverso l'analisi della cartografia aziendale, coinvolgendo direttamente l'agricoltore e anche tramite rilevazioni aziendali dirette, per la definizione degli appezzamenti dedicati alle diverse colture. Tutto ciò per giungere a definire la struttura dell'ordinamento fondiario.

5.3.1.1 Definizione dell'ordinamento fondiario aziendale con la rilevazione sulla cartografia aziendale

Sulla base della cartografia aziendale (mappa catastale) e delle ortofoto digitali georeferenziate è stato riportato a livello della superficie aziendale quanto già acquisito su base territoriale in merito alle diverse classi di copertura del suolo. Cioè sono state fotointerpretate, definite, e riportate sulla foto aerea e sulla mappa aziendale, le classi di copertura che sono servite nel corso dell'analisi territoriale.

In seguito, sulla base di rilievi attuati direttamente in azienda con rilevatore GPS, sono stati riportati in mappa gli elementi caratteristici della struttura fondiaria e relativi all'organizzazione spaziale degli appezzamenti aziendali.

Nel complesso sono stati definiti e riportati in ArcGis i seguenti elementi:

- Elementi areali (appezzamenti dove si svolgono i processi produttivi, aree non coltivate);
- Elementi reticolari (siepi, sistemazioni, bordi campo, alberature);
- Elementi puntuali (alberi sparsi, macchie di bosco, piccoli specchi di acqua).

Da questa ri-delineazione degli spazi aziendali è stato possibile costruire la cartografia derivata, riportata nelle immagini e nello specifico:

- cartografia dei confini aziendali (Figura 5.7);
- cartografia degli elementi reticolari (strade, affossature) (Figura 5.8);
- cartografia delle infrastrutture ecologiche (Figura 5.9);
- cartografia degli appezzamenti aziendali (Figura 5.9).

La prima cartografia ad essere riportata in mappa è stata quella relativa ai confini aziendali (Figura 5.7), che è stata ricostruita a partire dall'analisi delle visure catastali e degli atti di proprietà, forniti dal proprietario.

I confini dell'azienda azienda sono stati ridisegnati sulla foto aerea con l'ausilio dei fogli catastali di riferimento, in modo da delimitare in modo preciso il campo d'indagine, sia per la biodiversità strutturale che per l'analisi floristica.

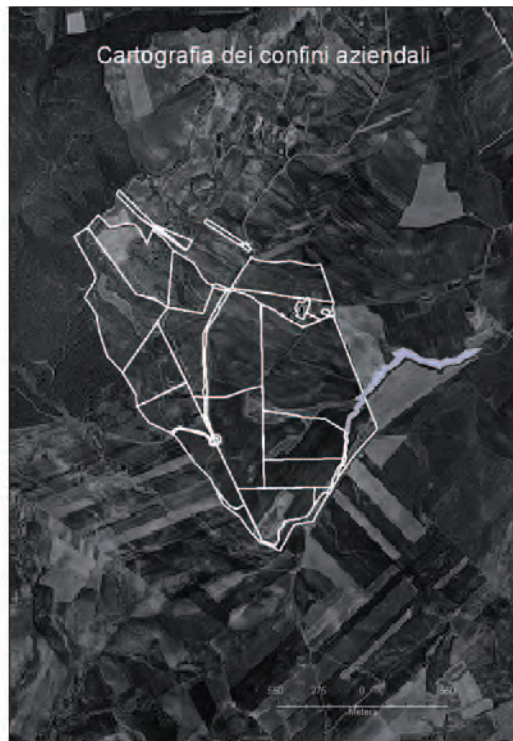


Figura 5.7: Cartografia dei confini aziendali

In seguito, accoppiando alla fotointerpretazione la verifica sul campo di quanto riportato sui fogli catastali, sono stati delineati gli elementi reticolari, cioè nel nostro caso, strade, canali (Figura 5.8).

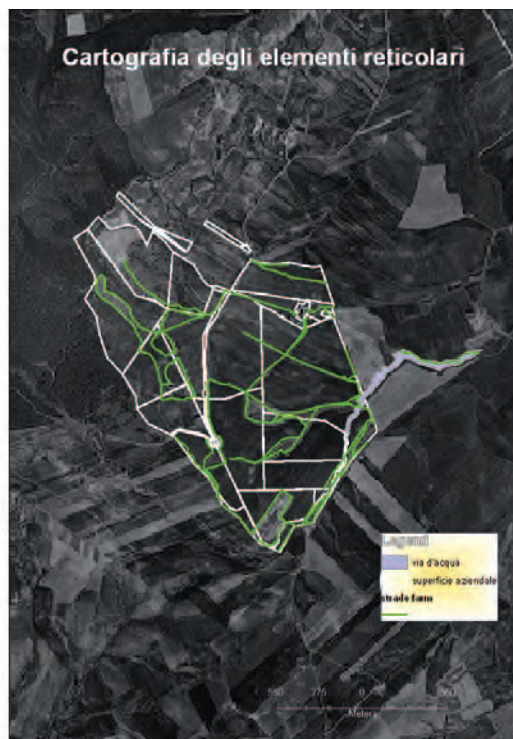


Figura 5.8: Cartografia degli elementi reticolari aziendali

È stata poi la volta delle diverse tipologie di copertura del suolo, boschi, essenze spontanee, fino agli alberi isolati ed a tutte le diverse infrastrutture ecologiche e al rilevamento dei bordi dei campi coltivati, utilizzando l'apparecchio GPS e riportando successivamente in mappa quanto rilevato per giungere a definire il mosaico aziendale completo dell'azienda (Figura 5.9).

Tutte le diverse classi di copertura sono state verificate (e rilevate con GPS) nel corso di sopralluoghi sul suolo aziendale.

Queste misurazioni hanno portato a rilevare l'esistenza di discrepanze tra i documenti aziendali e le nostre misure sia in merito al calcolo delle superfici che alla loro destinazione d'uso.

Queste differenze sono in parte dovute al processo d'interpretazione delle foto aeree, ma soprattutto, almeno in questo caso, sono ascrivibili alla diversa caratterizzazione che si fa delle coperture del suolo, nell'ambito dello studio relativo alla valutazione della biodiversità strutturale.

La nostra analisi, per esempio, non considera le strade aziendali parte integrante della superficie produttiva, sebbene spesso abbiano carattere temporaneo, in quanto interrompono la continuità degli ecotopi, siano essi coltivati o a diversa destinazione d'uso o copertura, questo comporta un decurtamento della superficie degli appezzamenti, non proporzionale alla effettiva dimensione e larghezza delle strade.

La tabella n 5.30 è riassuntiva della situazione dell'azienda.

Tabella 5.28: Ripartizione della SAU e dei boschi a seguito della verifica delle informazioni raccolte dalla documentazione aziendale

Azienda	da documentazione cartacea ha	da rilevamento ha
Totale SAU a riposo	29,5477	27,024
Totale SAU grano	102,1460	91,196
Totale SAU <i>Brassica carinata</i>	3,6000	3,690
Totale SAU Avena da foraggio	29,3500	28,398
Totale SAU pascolo cespugliato	16,7807	12,943
Totale bosco	42,5865	52,547
Bordi campo	-	12,867
TOT. SAU	181,4244	176,118

Inoltre, ai fini della determinazione della biodiversità strutturale, la superficie aziendale occupata da quello che catastalmente risulta come "pascolo cespugliato", è stata di fatto considerata come ricoperta da "essenze spontanee", in quanto da tempo (dal 1970) tale superficie non è più destinata a pascolo ma è ricoperta da essenze tipiche della macchia mediterranea che, in molti casi hanno dato origine a una copertura di tipo boschivo.

La tabella n 5.31 dà ragione delle differenze in termini di superfici che hanno determinato un valore della SAU notevolmente diverso da quello documentato.

Tabella 5.29 Ripartizione SAU secondo l'attuale struttura aziendale e copertura del suolo

Ripartizione della SAU (ha)	
SAU totale	176,567
Bordi campo /successioni	12,867
Pascolo cespugliato	12,943
SAU effettivamente produttiva	150,757

La ricostruzione della cartografia derivata completa in un programma GIS, consente anche l'acquisizione, delle coordinate geografiche e delle misure relative ad ogni tipologia di elemento identificato in mappa, all'interno di un data base di riferimento, che si può "estrarre" ed usare per il calcolo di indicatori ed indici.

5.3.1.2 Definizione dell'ordinamento colturale aziendale dell'anno in corso e degli anni precedenti

Sempre sulla base della raccolta dati, dei rilievi effettuati sul posto e delle interviste all'agricoltore, si è proceduto alla definizione di ulteriori elementi conoscitivi relativi all'ordinamento colturale con la raccolta delle seguenti informazioni:

- superficie agricola totale
- superficie agricola utilizzata
- ripartizione degli appezzamenti
- ripartizione delle colture per appezzamento
- ripartizione colturale degli anni precedenti per appezzamento.
- varietà coltivate e eventuali varietà coltivate a rischio di erosione genetica.

La situazione rilevata a livello delle superfici appartenente all'azienda è descritta in modo completo dalla rappresentazione della copertura del suolo aziendale, sulla quale sono visibili anche gli appezzamenti occupati dalle colture e la loro disposizione spaziale.

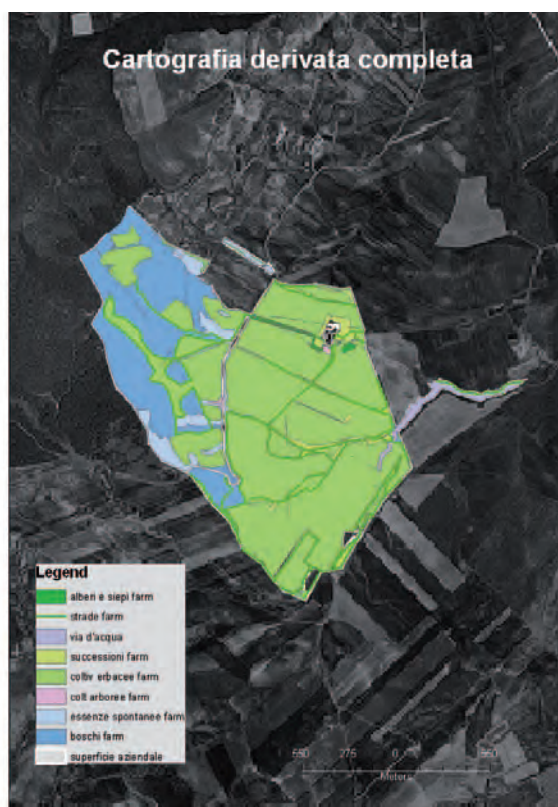


Figura 5.9: Cartografia aziendale completa

L'azienda considerata pratica su tutti gli appezzamenti dedicati a seminativi una rotazione quadriennale che prevede l'alternarsi di grano, avena (in genere un erbaio da sfalciare a fine aprile-maggio), brassica e maggese. Già a partire dall'annata 2006 - 2007, a seguito della presenza di un contributo regionale per la coltivazione di colture ad uso bio-energetico, l'azienda ha testato una varietà di Brassica (*Brassica carinata*) su una superficie di 3,69 ha, idonea alla trasformazione per la produzione di bio-diesel. Questa coltura a partire dall'annata in questione rientra nella rotazione come coltura autunno-vernina.

Purtroppo si fa ancora un troppo scarso uso delle leguminose nell'ambito delle rotazioni aziendali, se non per quanto riguarda alcune superfici destinate ad orto familiare (autoconsumo), o specificatamente finalizzate all'integrazione delle razioni alimentari per piccoli allevamenti.

Sulla base di tale SAU "effettiva" e delle effettive classi di copertura del suolo aziendale, sono stati pertanto calcolati gli indici ed indicatori di struttura riportati dalla Tabella 5.30.

Lo schema d'analisi e i calcoli eseguiti ricalcano quanto già descritto nel capitolo 3 relativo all'analisi della biodiversità a livello di farm system.

Tabella 5.30: Indicatori di struttura aziendale

Indicatore	Acronimo italiano	Acronimo	UM	livello ottimale	dato aziendale
Densità colture arboree	DCA	TCD	n·ha ⁻¹	x>0,1	0,027
Densità colture erbacee	DCE	HCD	n·ha ⁻¹	x>0,3	0,166
Densità colture leguminose	DCL	LCD	n·ha ⁻¹	x>0,02	-
Densità colture leguminose poliennali	DCLP	PLCD	n·ha ⁻¹	x>0,01	-
Durata dell'avvicendamento	DV	CR	n·anni	x>4	3,01
Dimensione media degli appezzamenti	GA	CFS	ha	1>x>5	5,025
Rapporto lunghezza larghezza app.	LLA	FL	n	x<4	3,358
Adiacenza appezzamenti	AA	FA	n	x=1	1,00
Densità appezzamenti	DA	FD	n·ha ⁻¹	x<1	0,199
Diversità colturale	DC	CD	n	x>1	1,037
% sup. seminaturale	SHS	SHA	%	x>5%	55,22
Biodiversità delle siepi	BS	HB	n·(m·m ⁻²)	x>0,2	-
Biodiversità delle aree boschive	BB	WD	n	x>0,1	0,434

5.3.2 La componente floristica

La valutazione della componente floristica della biodiversità è stata condotta:

- per le infrastrutture ecologiche;
- per gli appezzamenti coltivati.

Lo schema metodologico seguito per la valutazione della biodiversità sia delle infrastrutture ecologiche che degli appezzamenti coltivati è il seguente:

1. Suddivisione dell'azienda in unità omogenee di territorio all'interno delle quali sono presenti più appezzamenti e/o infrastrutture ecologiche.

La valutazione delle unità omogenee del territorio è stata fatta sia sulla base dell'analisi delle superfici in questione in relazione ad aerofotogrammetria, sia sulla base delle analisi del suolo. Nel caso dell'azienda si sono state identificate due diverse aree omogenee, a loro volta ricoperte da appezzamenti a seminativi, con le diverse colture e da infrastrutture ecologiche.

2. Scelta per ogni unità omogenea di territorio di un appezzamento rappresentativo per ogni gruppo omogeneo di colture.

Si sceglie, per ogni unità omogenea di territorio, un'infrastruttura ecologica che sia rappresentativa di ogni tipologia presente (aree incolte o inerbite, siepi, viale, bosco, bordi campo, etc.).

3. Scelta del metodo di campionamento.

Per l'analisi delle specie erbacee a livello di appezzamento si è utilizzato il metodo dei lanci di Raunkiaer semplificato che prevede di effettuare un numero di lanci fisso (10 per appezzamento) distribuiti nell'appezzamento. Ci si pone all'interno dell'appezzamento, tralasciando di campionare il suo bordo e si percorrono le due diagonali effettuando 5 lanci per ognuna delle diagonali. Le specie rilevate vengono annotate su una scheda (se ne riporta un esempio nell'allegato 1) e si conta il numero di individui presente per ogni specie.

Per il campionamento delle infrastrutture ecologiche il metodo di campionamento è stato utilizzato quello di Braun Blanquet, basato sulla delimitazione di aree di saggio (in allegato 3 si riporta una scheda di campo usata per tale tipo di campionamento).

5.3.2.1 Risultati e analisi della componente floristica della biodiversità a livello aziendale

Si riportano nella tabella 5.31 i risultati dell'analisi floristica operata per le diverse colture.

Tabella 5.31: Risultati dell'analisi floristica sui campi coltivati

Campionamento				
<i>data 18 aprile 2007</i>	N specie	H	E	IR
<i>Brassica</i>	11	1,27	0,53	1,72
SAU				
3,69 ha				
<i>Grano</i>				
SAU	15	1,76	0,65	2,61
91,196 ha				
<i>Avena (erbaio)</i>	16	1,73	0,62	3,21
SAU				
28.398 ha				
SAU totale 176,118				

Per l'analisi delle specie erbacee ed arboree a livello di infrastruttura ecologica è stato applicato invece il metodo di Braun-Blanquet, cioè la stima ad occhio della percentuale di superficie del terre-

no ricoperta da ciascuna specie (proiezione al suolo della “chioma” degli individui appartenenti a ciascuna specie presente). Nel caso di elementi lineari, come siepi o alberature, il metodo prevede la suddivisione dell’elemento lineare analizzato in unità da 100 m di lunghezza e aventi la larghezza dell’unità stessa. Nel caso invece di elementi che presentino un’estensione areale non lineare, si definiscono delle aree di saggio dell’ampiezza media di 50 mq. Si percorrono poi le aree delimitate e si annotano su una scheda (vedi esempio nell’allegato 3) tutte le specie rilevate attribuendo loro una percentuale di copertura e, in un secondo momento, il relativo coefficiente di Braun-Blanquet.

Nel caso specifico dell’azienda in parola, sono stati presi in considerazione i bordi campo dei campi su cui sono stati fatti i campionamenti per le colture (avena, grano e brassica) e tre diverse tipologie di infrastrutture ecologiche, bosco, essenze spontanee, alberature.

Si riportano nella tabella 5.32 i risultati relativi all’analisi floristica delle infrastrutture ecologiche. I valori di Hbb, Ebb, IRbb, sono i valori di Shannon, Evenness, e dell’Indice di Ricchezza calcolati a partire dai valori di Braun Blanquet attraverso il calcolo degli indici di Van Der Maarel.

Si notino i valori molto bassi dei bordi campo in particolare della Brassica, dovuti probabilmente al fatto che nel caso dell’appezzamento in questione, quasi non c’è soluzione di continuità tra i campi coltivati adiacenti, cosa che può portare ad un basso livello di diversità di bordo dovuto all’effetto, anche sul bordo campo, delle pratiche colturali per il controllo delle malerbe.

Tabella 5.32: Risultati dell’analisi floristica sulle infrastrutture ecologiche

Campionamento	Lunghezza Area di saggio 100 m							
	Lunghezza km	Area ha	N di specie	BB	Hbb	Ebb	IRbb	VDM
Data 4/18/2007								
Bordo campo Brassica	2192.333		14	65	2,56	0,97	2,59	50
Bordo campo Grano	20396.064		15	72	2,68	0,99	2,76	51
Bordo campo Avena	4303.571		13	63	2,54	0,99	2,81	43
Boschetti		52.547	30	142	3,35	0,98	5,31	104
Alberature		1.293	31	149	3,39	0,99	5,76	104
Pascoli ed essenze spontanee		12.943	43	209	4,66	1,37	7,33	129

Per calcolare il livello di biodiversità vegetale dell’azienda nel suo complesso, si deve fare riferimento al contributo specifico che ogni tipologia di elemento strutturale campionata, apporta alla biodiversità complessiva, calcolando per ogni tipologia di elemento la media ponderata.

Nel caso degli elementi reticolari, come i bordi degli appezzamenti, tale contributo è calcolato in base al contributo ponderato dell’ecotono sul totale della biodiversità degli ecotoni.

Nel caso invece degli appezzamenti o di infrastrutture ecologiche caratterizzate da un’estensione superficiale, tale contributo è calcolato in base alla superficie relativa dell’elemento strutturale rispetto al totale della superficie occupata dall’azienda nel suo complesso.

Si riporta una tabella riassuntiva (tab 5.33) della situazione rispetto ai diversi elementi strutturali che caratterizza il caso studio in questione.

Tabella 5.33: Tabella riassuntiva delle superfici degli ecotopi e della lunghezza degli ecotoni a livello aziendale

Elementi strutturali	Lunghezza ecotoni km	Area ecotopi ha
successioni	22256,387	12,867
strade	16987,000	0
boschi	16258,821	52,547
essenze spontanee	11115,255	12,943
alberi e siepi	2763,010	1,293
via d'acqua	2565,218	3,603
arboree	931,208	0,449
seminativi	37610,278	150,319
brassica	2192,333	3,690
avena	4303,571	28,398
a riposo	6981,190	27,024
grano	20396,064	91,196

I risultati del calcolo della biodiversità in termini floristici sono i seguenti (Tabella 5.34):

Tabella 5.34: Risultati aziendali dell'analisi floristica

Indicatore o indice	Valori di riferimento	Valori aziendali
Indice di diversità delle specie negli appezzamenti	$x > 2$	1,74
Indice di diversità delle specie nelle infrastrutture ecologiche	$x > 2$	3,72
Indice di diversità delle specie nei bordi campo	$x > 2$	1,90
Indice di ricchezza delle specie a livello di appezzamento	$x > 1,5$	2,81
Indice di ricchezza delle specie nelle infrastrutture ecologiche	$x > 5$	5,91
Indice di ricchezza delle specie nei bordi campo	$x > 5$	1,97
Numero di specie a livello degli appezzamenti	$x > 35$	15,27
Numero di specie a livello delle infrastrutture ecologiche	$x > 40$	33,53
Numero di specie a livello nei bordi campo	$x > 40$	10,44

Si noti che tra gli indici di biodiversità floristica risultano molto bassi quelli relativi ai bordi campo.

5.3.3 Uno sguardo d'insieme alla biodiversità aziendale

Come abbiamo visto la biodiversità aziendale è descritta dalle sue diverse componenti delle quali abbiamo dato qui una "misura". Ognuna di queste componenti è collegata alle altre ed è spesso difficile dare un "voto" che aiuti a quantificare nel complesso la biodiversità che esiste a livello aziendale.

Talvolta può essere utile riepilogare i dati e dare evidenza, almeno parziale, della loro ragion d'essere, giungendo a dare un giudizio alla sostenibilità che l'azienda pare avere sulla base dei molti casi ormai presenti in letteratura, e che suggeriscono i valori di riferimento.

Questo è l'intento della tabella 5.35.

Tabella 5.35: Riepilogo degli indici e indicatori di diversità a livello aziendale

Indicatore/indice	Numero progressivo	Valore di riferimento	Valore aziendale	Sostenibile Si/no
Densità colture arboree (DCA)	1	$x > 0,1$	0,027	No
Densità colture erbacee (DCE)	2	$x > 0,3$	0,166	No
Densità colture leguminose (DCL)	3	$x > 0,02$	-	No
Densità colture leg. poliennali (DCLP)	4	$x > 0,01$	-	No
Durata dell'avvicendamento (DV)	6	$x > 4$	3,010	No
Dimensione media degli app. (GA)	7	$1 < x < 5$	5,025	No
Rapporto lungh. largh. app.(LLA)	8	$x < 4$	3,358	Si
Adiacenza appezzamenti (AA)	9	$x = 1$	1,000	Si
Densità appezzamenti (DA)	10	$x < 1$	0,199	Si
Diversità colturale (DC)	11	$x > 1$	1,037	Si
% sup. seminaturale (SHS)	12	$x > 5\%$	55,220	Si
Biodiversità delle siepi (BS)	13	$x > 0,2$	-	N.A.
Biodiversità delle aree boschive (BB)	14	$x > 0,1$	0,434	Si
Indice di diversità delle specie nelle infrastrutture ecologiche (DIE)	15	$x > 2$	3,720	Si
Indice di ricchezza delle specie nelle infrastrutture ecologiche (RIE)	16	$x > 40$	33,530	No
Indice di diversità delle specie negli appezzamenti (DSA)	17	$x > 2$	1,740	No
Indice di ricchezza delle specie a livello di appezzamento (RSA)	18	$x > 35$	15,270	No
Indice di ricchezza delle specie a livello di appezzamento come IR		$x > 1,5$	2,810	Si
Indice di ricchezza delle specie nelle infrastrutture ecologiche come IR		$x > 5$	5,910	Si
Indice di diversità delle specie nei bordi campo		$x > 2$	1,900	No
Indice di ricchezza delle specie nei bordi campo		$x > 40$	10,440	No
Indice di ricchezza delle specie nei bordi campo come IR		$x > 5$	1,970	No

5.3.4 Archiviazione e restituzione dei dati

Per quanto riguarda la struttura aziendale i dati vengono archiviati su foglio elettronico excel, con possibilità di essere implementati in un sistema informativo di tipo georeferenziato su software ARC GIS 9.2.

I dati relativi alle componenti floristica sono archiviati su foglio elettronico excel con possibile successiva georeferenziazione.

5.4 Analisi della biodiversità del suolo aziendale

Premessa

Il caso applicativo/dimostrativo per l'analisi di biodiversità a livello di suolo è stato svolto nella stessa azienda di Gravina in Puglia utilizzata per le indagini precedenti. Tuttavia occorre ricordare che lo studio della biodiversità del suolo utilizza un proprio approccio metodologico che è diverso rispetto a quelli visti a livello territoriale o aziendale e pertanto i dati ottenuti ai diversi livelli di indagine devono essere letti in accordo con le metodologie di studio adottate. Inoltre, in questo caso specifico, le analisi sono state condotte su campioni di suolo già precedentemente prelevati per la valutazione della qualità dei suoli. Infatti, come è stato riportato nel paragrafo precedente, l'azienda considerata pratica su tutti gli appezzamenti dedicati a seminativi una rotazione quadriennale che prevede l'alternarsi di grano, avena (in genere in erbaio da sfalciare a fine aprile-maggio), brassica e maggese. Pertanto poiché la biodiversità microbica del suolo, a differenza di quella animale e vegetale, non varia tanto con le colture allevate quanto soprattutto con la tipologia e la qualità del terreno (Fierer and Jackson, 2006; Girvan et al. 2003), in questo caso specifico le analisi sono state condotte su campioni già disponibili e precedentemente prelevati secondo uno schema di campionamento appropriato per le analisi da eseguire.

Strumenti, materiali e schema di lavoro

Il caso applicativo/dimostrativo per l'applicazione delle procedure d'analisi della diversità a livello territoriale e aziendale è stato svolto con il ricorso ad una strumentazione semplice, a riprova del fatto che non sono necessarie tecnologie avanzate e costose per tale analisi, ma solo tecnologie adeguate. Anche in questo caso l'analisi è stata pensata in modo da essere resa possibile e attuabile con strumenti che non richiedano forti investimenti. Pertanto si è voluto determinare il grado di biodiversità del suolo dell'intera azienda, applicando solo gli indicatori di I livello del suolo descritti nel manuale, facilmente utilizzabili anche senza l'ausilio di particolari strutture e strumentazioni.

Lo schema di lavoro seguito è stato il seguente:

- Valutazione della struttura aziendale e campionamento
- Analisi dei campioni
- Calcolo dell'indice di fertilità biologica

5.4.1 Valutazione della struttura aziendale e campionamento

La prima valutazione della struttura aziendale è stata condotta coinvolgendo direttamente l'agricoltore e successivamente tramite rilevazioni aziendali dirette. Lo scopo è stato quello di conoscere sia la tipologia di colture in campo e la natura geo-litologica dell'azienda.

Sulla base delle informazioni ottenute, come già accennato nella premessa, è emerso che l'azienda pratica su tutti gli appezzamenti dedicati a seminativi una rotazione quadriennale che prevede l'al-

ternarsi di grano, avena, brassica e maggese. Occorre tener presente che tutte le analisi previste sul suolo devono essere effettuate su campioni seccati all'aria e ricondizionati al momento delle analisi, perciò non sempre è necessario lavorare su campioni "freschi". In questo caso, come accennato nella premessa, gli operatori dell'azienda stessa avevano precedentemente effettuato un campionamento allo scopo di valutare la qualità del suolo per scopi agronomici che è stato ritenuto adatto anche per l'applicazione degli indicatori di I livello per la determinazione della biodiversità del suolo. In questo modo si possono risparmiare anche tempo e risorse.

Una volta individuate le aree di campionamento sulla carta, dislocate in zone rappresentative sia delle diverse gestioni colturali che della natura geo-litologica dell'azienda (i punti rossi in Figura 5.10, raggruppati nei gruppi A, B, C, D, E, F e G), è possibile osservare dal confronto con la cartografia completa riportata nel precedente paragrafo come in questo caso si sia deciso di campionare esclusivamente su appezzamenti a seminativo, tralasciando le infrastrutture ecologiche. Ciò, in questo caso specifico, non rappresenta alcun problema per la stima della biodiversità a livello di suolo in quanto la rappresentatività campionaria considerata copre la maggior parte del suolo aziendale (Figura 5.10). Questa considerazione, naturalmente, dovrà trovare conferma dai risultati delle prime analisi chimico-fisiche del suolo.

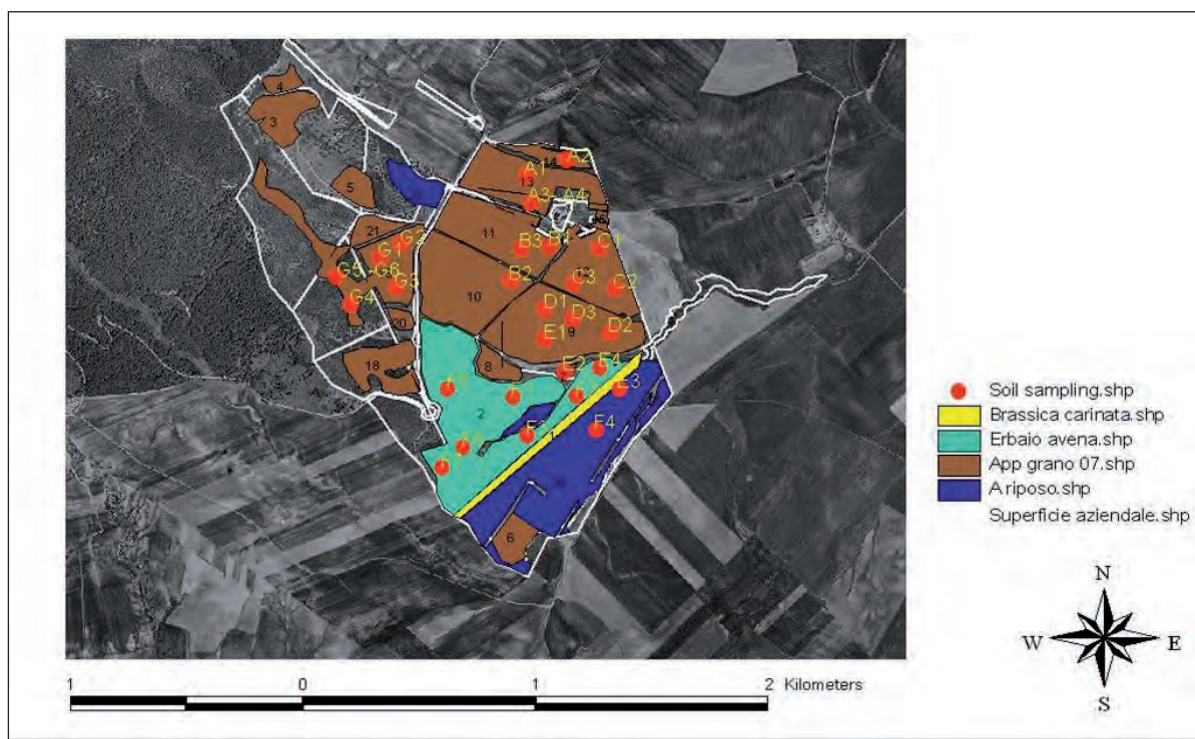


Figura 5.10: Appezzamenti dell'azienda con le diverse colture rappresentate con diverso colore. Sono evidenziati i punti di campionamento di suolo (in rosso)

5.4.2 Analisi dei campioni

Il primo passo è stato quello di effettuare le analisi delle principali caratteristiche chimico-fisiche dei suoli per verificarne il grado di omogeneità. Per ogni sito di campionamento (indicati dalle lettere A-G) sono stati effettuati dai 4 ai 7 prelievi (A1, A2, A3,..), a seconda delle caratteristiche dell'area nei punti indicati in rosso in figura 5.10. Tutti i sottocampioni sono stati quindi raggruppati

in un unico campione medio ($A1+A2+A3+\dots=A$), rappresentativo per ciascun sito, e sono stati trasportati in laboratorio per le analisi.

E' stata quindi determinata la granulometria del terreno, il pH, il contenuto di carbonati, di carbonio organico totale, di sostanza organica e di azoto totale. I risultati ottenuti sono riportati in tabella 5.36.

Come si può osservare, i valori relativi alla granulometria e alla tessitura del suolo indicano una sostanziale omogeneità di struttura. Da rilevare solo il maggior contenuto in argilla dei campioni F e in sabbia dei campioni G. Non si evidenziano differenze di pH ma i campioni F presentano un basso contenuto in sostanza organica rispetto agli altri, come prevedibile per una zona prevalentemente incolta. Da notare anche un basso contenuto di carbonati dei campioni E.

Tabella 5.36: Principali caratteristiche chimico-fisiche dell'azienda di Gravina in Puglia

Campione		A	B	C	D	E	F	G
Sabbia	g/kg	397,5 (18,4)	393,3 (117,8)	222,3 (112,8)	221,3 (90,5)	365,3 (42,1)	146,7 (81,6)	579,8 (72,2)
Limo	g/kg	417,8 (22,2)	482,3 (55,3)	517,7 (43,8)	527,3 (37,1)	483,3 (26,4)	468,7 (12,2)	316,8 (60,8)
Argilla	g/kg	184,8 (29,3)	124,3 (63,8)	260,0 (69,3)	251,3 (56,9)	151,3 (64,1)	384,7 (76,5)	103,5 (25,0)
Tessitura (USDA)		Limosa	Limosa	Franco Limosa	Franco Limosa	Limosa	Franco Argilloso-Limosa	Sabbioso Limosa
pH (in H ₂ O, 1:2,5)		8,4 (0,1)	8,3 (0,2)	8,3 (0,2)	8,3 (0,1)	8,2 (0,1)	8,4 (0,2)	8,2 (0,1)
Carbonati		119,0 (68,8)	102,3 (42,7)	136,7 (44,3)	119,0 (33,7)	70,7 (23,7)	187,3 (12,7)	99,8 (39,5)
TOC	g/kg	9,1 (0,5)	6,5 (0,1)	9,0 (0,2)	8,3 (0,7)	7,3 (0,1)	4,8 (0,3)	8,1 (0,4)
Sostanza Organica	%	1,57 (0,86)	1,12 (0,17)	1,55 (0,34)	1,43 (0,12)	1,26 (0,17)	0,83 (0,05)	1,39 (0,07)
Azoto totale	g/kg	0,8 (0,1)	0,8 (0,2)	1,1 (0,1)	1,2 (0,1)	1,4 (0,6)	1,2 (0,1)	1,2 (0,3)

Tabella 5.37: Principali parametri microbiologici dei suoli dell'azienda di Gravina in Puglia

Campione		A	B	C	D	E	F	G
C _{mic}	mg C/kg suolo	151,5 (19,3)	114,5 (13,3)	103,5 (14,6)	170,4 (26,0)	196,5 (6,6)	132,8 (27,8)	153,0 (18,0)
C _{cum}	mg C-CO ₂ /kg suolo	296,5 (14,4)	350,3 (13,4)	311,8 (16,3)	365,9 (13,6)	354,5 (15,5)	349,9 (14,5)	425,7 (15,3)
C _{bas}	mg C-CO ₂ /kg suolo	6,86 (0,93)	7,12 (0,18)	7,01 (0,45)	6,62 (0,13)	9,25 (0,21)	7,96 (0,18)	7,77 (0,44)
q(CO ₂)		0,188	0,259	0,282	0,162	0,196	0,249	0,211
qM		0,75	1,10	0,78	0,80	1,27	1,66	0,96

Anche il contenuto di azoto non presenta valori significativamente diversi tra i diversi campioni. Una volta registrata la prevalente omogeneità dei suoli campionati, si è proceduto con la determinazione degli altri parametri microbiologici, ovvero: biomassa microbica (C_{mic}), respirazione cumu-

lativa potenziale (C_{cum}), respirazione basale (C_{bas}), quoziente metabolico (qCO_2) e quoziente di mineralizzazione (qM) (tabella 5.37).

5.4.3 Calcolo dell'indice di fertilità biologica (IBF)

I valori ottenuti sono stati utilizzati per determinare l'indice di fertilità biologica, secondo le indicazioni riportate nel manuale e mediante l'utilizzo della tabella 5.38. Sulla base dei punteggi assegnati ciascun campione sono stati assegnati i valori di fertilità biologica relativi alla sostenibilità del suolo per il calcolo dell'indice IBF (tabella 5.39).

Tabella 5.38: Tabella dei punteggi

Parametri utilizzati	Punteggio				
	1	2	3	4	5
Sostanza organica	<1	1 – 1,5	1,5 – 2	2 – 3	>3
Respirazione basale	<5	5 – 10	10 – 15	15 – 20	>20
Respirazione cumulativa	<100	100 – 250	250 – 400	400 – 600	>600
Carbonio microbico	<100	100 – 200	200 – 300	300 – 400	>400
Quoziente metabolico	>0,4	0,3 – 0,4	0,2 – 0,3	0,1 – 0,2	<0,1
Quoziente di mineralizzazione	<1	1 – 2	2 – 3	3 – 4	>4

Tabella 5.39: Punteggi assegnati ai campioni per ciascun parametro analizzato

	A	B	C	D	E	F	G
Sostanza organica	3	2	3	2	2	1	2
Respirazione basale	2	2	2	2	2	2	2
Respirazione cumulativa	3	3	3	3	3	3	4
Carbonio microbico	2	2	2	2	2	2	2
Quoziente metabolico	4	3	3	4	4	3	3
Quoziente di mineralizzazione	1	2	1	1	2	2	1
IBF	15	14	14	14	15	13	14

Non sono state rilevate differenze significative tra i differenti punti dell'azienda presa in considerazione, in linea con i parametri chimico-fisici riportati in tabella 5.37. Il valore medio di IBF aziendale è 14,1.

Sulla base del punteggio di IBF ottenuto, tutti i campioni analizzati rientrano nella classe di fertilità media (vedi tabella 5.40). Pertanto il livello di biodiversità aziendale dei suoli analizzati, direttamente correlato con l'indice IBF, risulta essere medio.

Tabella 5.40: Calcolo delle classi di fertilità biologica

Classe di Fertilità	I	II	III	IV	V
	stanchezza allarme	stress preallarme	media	buona	alta
IBF	0-6	6-12	12-18	18-24	24-30

ALLEGATO 1

Quadro di Sintesi per gli Indicatori e Indici di Diversità a livello gerarchico di paesaggio				
	Numero	Indicatore/indice e simbolo	Valore di riferimento	Valori per l'Ecoregione di riferimento
Composizione della Diversità	1	Frequenza degli ecotopi (numero) (Fn)		Fn _{ce} = 54,9 Fn _{ca} = 12,00 Fn _b = 1,3 Fn _s = 14,40 Fn _{en} = 4,3 Fn _{ea} = 13,1
	2	Frequenza degli ecotopi (superficie) (Fs)		Fs _{ce} = 60,81 Fs _{ca} = 2,58 Fs _b = 31,74 Fs _s = 0,86 Fs _{en} = 2,33 Fs _{ea} = 1,69
	3	Sostenibilità d'uso del suolo (SUS)	0 - 100	56,95 %
	4	Composizione ecotopica agraria (CEpA)	0 - ...	0,5630
	5	Logaritmo seriale α (α)	0 - ...	0,7695
	6	Indice di Margalef (D _{Mg})	0 - ...	0,6636
	7	Indice di Berger Parker (d')	0 - 1	0,39
	8	Indice di diversità di Shannon (H')	0 - ...	1,3196
	9	Indice di uguaglianza di Shannon (E)	Da 0 a 1	0,7336
	10	Indice di diversità di Simpson (D')	Da 0 a <1	0,6441
	11	Indice di uguaglianza di Simpson (S)	Da 0 a 1	0,7729
	12	Indice di ricchezza degli Ecotopi (IRE)	>0	3,20
Indicatore di Frammentazione	13	Superficie media degli ecotopi (SEp)	>0	SEp _{ce} = 3,28 SEp _{ca} = 0,64 SEp _b = 74,26 SEp _s = 0,18 SEp _{en} = 1,61 SEp _{ea} = 0,38 SEp _{tot} = 2,96
	14	Densità degli ecotopi (DEp)	Da 0 a ..	DEp _{ce} = 30,49 DEp _{ca} = 157,43 DEp _b = 1,35 DEp _s = 567,26 DEp _{en} = 62,01

				DEp _{ca} = 262,81 Dep _{tot} = 33,768
	15	Sostenibilità del sistema cotonale (SEtS)	Da 0 a ...	0,45
	16	Composizione ecotonica agraria (CEtA)	Da 0 a ...	0,35
	17	Densità stradale (DSt)	Da 0 a ...	5,05
Indice di frammentazione	18	Indice di complessità (IC)	Da 0 a ...	IC _{ce} = 19,76 IC _{ca} = 8,17 IC _b = 0,28 IC _s = 26,48 IC _{en} = 3,25 IC _{ea} = 22,13 IC _{tot} = 80,06
Indicatori di Connessione	19	Densità delle siepi (DS)	Da 0 a ...	22,76
	20	Densità dei corpi idrici (DCI)	Da 0 a ...	Non applicabile
	21	Lunghezza media degli ecotoni (LEt)	Da 0 a ...	LEt _{ce} = 772,08 LEt _{ca} = 334,50 LEt _b = 4793,06 LEt _s = 267,05 LEt _{en} = 959,34 LEt _{ea} = 543,08 LEt _{tot} = 675,56
	22	Intensità degli ecotoni (IET)	Da 0 a ...	IET _{ce} = 129,52 IET _{ca} = 298,96 IET _b = 20,86 IET _s = 374,47 IET _{en} = 104,24 IET _{ea} = 184,14 IET _{tot} = 148,02
Indici di connessione	23	Indice di connettività (RSi)	Da 0 a 1	Rsi _{ce} = 0,03 Rsi _{ca} = 0,15 Rsi _b = 0,96 Rsi _s = 0,13 Rsi _{en} = 0,19 Rsi _{ea} = 0,10
Indicatori di protezione	24	Incidenza aree protette (AP)	Da 0 a 100	31,22
	25	Superficie a rischio idrogeologico (RI)	Da 0 a 100	Non applicabile
	26	Naturalità espressa unitaria (NEU)	Da 0 a 1	Non applicabile

ALLEGATO 2

Scheda rilevamento biodiversità degli appezzamenti con il metodo dei lanci di Raunkiaer

Data di campionamento ...18 aprile 2007..... Operatore.....

Denominazione azienda Vado Carraro..... Appezzamento ...Avena...n 2.....

Specie	Numero di individui per lancio									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Avena sativa</i>	6	5	7	6	12	5	6	7	5	
<i>Papaver rhoeas</i>				1			1		1	
<i>Asparagus sp.</i>					1					
<i>Arrhenatherum elatius</i>	1		2					1		
<i>Sinapis arvensis</i>	1	0	0	0	0	1				
<i>Euphorbia peplus</i>		2			2	1			1	
<i>Picris echioides</i>				1						
<i>Reseda luteola</i>				1		1	1			
<i>Falaris sp.</i>		1								
<i>Geranium molle</i>		1								
<i>Legousia speculum veneris</i>		1								
<i>Consolida sp.</i>									1	
<i>Stellaria media</i>	1		2			1		2		
<i>Convolvulus arvensis</i>	3				4		2		5	
<i>Anagallis spp.</i>				1				1		
<i>Cichorium intybus</i>			1				1			

ALLEGATO 3

Scheda rilevamento biodiversità delle infrastrutture ecologiche con il metodo di Braun-Blanquet

Data di campionamento ...18 aprile 2007.....
Operatore.....

Denominazione azienda Vado Carraro..... Numero infrastruttura .2...(boschetto)
Numero rilievo ...1.

Specie	% di copertura	Coefficiente di Braun-Blanquet	Coefficiente di conversione di Van der Maarel
<i>Pinus sp.</i>	70	4	8
<i>Cupressus macrocarps</i>	10	1	3
<i>Cupressus arizonica</i>	20	2	5
<i>Pistacia terebintus</i>	10	1	3
<i>Tuja sp.</i>	2	1	3
<i>Bromus</i>	70	4	8
<i>Avena spp.</i>	10	1	3
<i>Aethus cinapium</i>	2	1	3
<i>Galium aparine</i>	30	2	5
<i>Sonchus oleraceus</i>	1	1	3
<i>Euphorbia peplus</i>	2	1	3
<i>Euphorbia helioscopica</i>	3	1	3
<i>Silybum marianum</i>	2	1	3
<i>Arrhenatherum elatius</i>	10	1	3
<i>Arum maculatum</i>	4	1	3
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	2	1	3
<i>Malva sp.</i>	3	1	3
<i>Ranunculus campestris</i>	2	1	3
<i>Asparagus sp.</i>	2	1	3
<i>Rumex crista</i>	4	1	3
<i>Beta vulgaris</i>	4	1	3
<i>Stellaria media</i>	10	1	3
<i>Scandix pecten-veneris</i>	1	1	3
<i>Anthriscus cerefolium</i>	2	1	3
<i>Carum carvi</i>	1	1	3
<i>Dacus carota</i>	2	1	3
<i>Cirsium arvense</i>	3	1	3
<i>Asperula arvensis</i>	1	1	3
<i>Tordylium apulum</i>	1	1	3
<i>Trynia glauca</i>	1	1	3

ALLEGATO 4

Esempio di calcolo della Biodiversità su un'area di saggio di infrastruttura ecologica

Essenze spontanee / Pascolo arborato								
Area di saggio	mq 100							
Specie	% di copertura	Codice di BB	Indice di Biod	VDM	%	LN	Hbb	Ebb
<i>Quercus ilex</i>	10	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Pyrus piraster</i>	30	2	4	5	0.048076923	3.034952987	0.145911201	
<i>Juniperus communis</i>	30	2	4	5	0.048076923	3.034952987	0.145911201	
<i>Pistacia terebinthus</i>	30	2	4	5	0.048076923	3.034952987	0.145911201	
<i>Pinus sp.</i>	2	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Bromus sp.</i>	10	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Avena spp.</i>	10	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Aethusa cynapium</i>	2	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Galium aparine</i>	30	2	4	5	0.048076923	3.034952987	0.145911201	
<i>Sonchus oleraceus</i>	1	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Euphorbia peplus</i>	2	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Euphorbia helioscopia</i>	3	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Silybum marianum</i>	2	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Arrhenatherum elatius</i>	10	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Arum maculatum</i>	4	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	2	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Malva sp.</i>	3	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Ranunculus campestris</i>	2	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Asparagus sp.</i>	2	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Rumex crispus</i>	4	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Beta vulgaris</i>	4	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Stellaria media</i>	10	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Scandix pecten-veneris</i>	1	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Anthriscus cerefolium</i>	2	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Carum carvi</i>	1	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Dacus carota</i>	2	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Cirsium arvense</i>	3	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Asperula arvensis</i>	1	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Tordylium apulum</i>	1	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Trynia glauca</i>	1	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Crategus oxyacantha</i>	20	2	4	5	0.048076923	3.034952987	0.145911201	
<i>Ajuga sp.</i>	3	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Stipa sp.</i>	4	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Myrtus communis</i>	20	2	4	5	0.048076923	3.034952987	0.145911201	
<i>Ferula sp.</i>	4	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Geranium molle</i>	4	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Spartium junceum</i>	10	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Bellis perennis</i>	10	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Marrubium vulgare</i>	3	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Bryonia cretica</i>	2	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Cichorium intybus</i>	5	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Sherardia arvensis</i>	5	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
<i>Verbascum thapsus</i>	3	1	5	3	0.028846154	3.54577861	0.102282075	
	numero di specie	43	209	129			4.66	1.37

CAPITOLO 6. CONCLUSIONI

(Fabio Caporali)

La misura della sostenibilità attraverso l'uso di indicatori rappresenta un importante strumento operativo per migliorare i processi decisionali umani in termini di maggiore conoscenza, garanzia di monitoraggio e capacità di previsione. Come abbiamo segnalato nelle varie parti del manuale, gli indicatori di biodiversità in agricoltura possono essere elaborati attraverso differenti e complementari scale di approccio spazio-temporale che si articolano tra quelle più comprensive a livello di paesaggio e quelle meno comprensive a livello di azienda agraria, di campo coltivato e di singola coltura. Ogni scala di indagine mette a fuoco situazioni non evidenziabili a scala più ampia o più piccola, e quindi l'aspetto di integrazione tra indicatori a differenti scale di indagine risulta indispensabile per avere un quadro completo che illustri lo stato di evoluzione di un determinato territorio soggetto a studio per scopi di pubblica utilità. Lo sviluppo sostenibile è uno degli obiettivi irrinunciabili per una politica di convivenza sia a livello globale che locale. Poiché i limiti oggettivi allo sviluppo sono posti dal contesto ambientale bio-fisco (Fischer et al., 2007), che provvede al rinnovamento delle risorse naturali e alla fornitura dei servizi ecologici necessari per lo sviluppo della vita presente e futura, gli indicatori di biodiversità in agricoltura sono indispensabili strumenti epistemologici e scientifici utili per impostare strategie di sviluppo orientate alla sostenibilità. Armonizzare le esigenze di alimentazione umana con quelle di protezione delle funzioni vitali dell'ambiente è senza dubbio una delle sfide più importanti che l'umanità dovrà affrontare nel prossimo futuro. Questa sfida passa necessariamente anche attraverso la progettazione e la gestione degli agroecosistemi a sostenibilità ambientale. Fino ad oggi possiamo affermare che in generale struttura e funzionamento degli agroecosistemi siano dipesi soprattutto da criteri di carattere socio-economico che hanno trascurato, se non sacrificato, l'aspetto del mantenimento e della valorizzazione della biodiversità. In una prospettiva di consumo globalizzato di biodiversità e di una umanità sempre più numerosa e tecnologicamente aggressiva, questa tendenza deve essere necessariamente corretta. Gli indicatori di biodiversità possono essere strumenti determinanti per instaurare una nuova cultura di armonico sviluppo uomo-natura attraverso una nuova agricoltura e un nuovo orientamento di sviluppo rurale. Un aspetto sostanziale in questo processo di rinnovamento dell'agricoltura riguarda la formazione in generale di tutti i protagonisti del sistema agricoltura (agricoltori, ricercatori, politici, amministratori, industriali, commercianti e consumatori), affinché tutti apprezzino il ruolo polifunzionale, produttivo e protettivo dell'agricoltura, e quindi partecipino solidariamente alla sua concretizzazione. Da questo punto di vista il manuale può essere uno strumento didattico-educativo e non solo tecnico, se chi lo adopera lo considera anche uno strumento per costruire nuova conoscenza e nuova attitudine per comportamenti virtuosi verso l'umanità e l'intera biosfera.

A conclusione di questo manuale possiamo richiamare le quattro categorie valoriali che sono attribuite concordemente (Swift et al., 2004) alla biodiversità, come espressione finale e riassuntiva della capacità creativa della natura che include l'umanità. Esiste il valore *funzionale* della biodiversità, in quanto essa contribuisce alle funzioni di supporto della vita ecosistemica e quindi al mantenimento della presente struttura ed integrità ecologica. Esiste il valore *serependico* (o di potenzialità) in quanto in futuro la biodiversità sarà in grado di fornire prestazioni non ancora note di pubblica utilità alle future generazioni. Esiste il valore *utilitario* della biodiversità, che comprende i valori attribuiti economicamente attraverso l'uso umano di ecosistemi e specie componenti. Infine, esiste il valore *intrinseco* che la biodiversità ha di per se (indipendentemente dall'uso umano)

come elemento di creazione autonoma dovuta alle forze evolutive naturali, che include anche i benefici di carattere culturale, sociale, estetico ed etico che da essa derivano per l'umanità. La biodiversità è anche una dimensione culturale della stessa specie umana poiché paradigmi contrastanti agiscono da elementi di feedback per l'azione. Una crisi fatale può essere risparmiata alla umanità se essa riconoscerà i propri limiti di sviluppo quantitativo e qualitativo entro un pianeta vivente che va inteso più come *community* che come *commodity*.

BIBLIOGRAFIA

- Fischer J. et al., 2007. Mind the sustainability gap. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 22 (12): 621-624.
- Swift M.J., Izac A.M.N., van Noordwijk M., 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes- are we asking the right questions? *Agr. Ecosyst. Environm.*, 104:113-134.

