

UNIVERSITÀ CÀ FOSCARI VENEZIA



FACOLTÀ DI SCIENZE MM.FF.NN.

CORSO DI LAUREA MAGISTRALE IN SCIENZE AMBIENTALI

INDIRIZZO ANALISI DELLE RISORSE E DEGLI ECOSISTEMI TERRESTRI

**Salute del suolo, cambiamenti climatici e gestione
sostenibile dell'agroecosistema.**

**Sviluppo e applicazione di un *Soil Health Index (SHI)*
alla produzione orticola biologica e convenzionale
dell'entroterra veneziano.**

Laureando: ANDREA FERRARINI

Relatore: CLAUDIO BINI

Matricola: 812568

ANNO ACCADEMICO 2011/2012

Ai miei splendidi genitori

INDICE

SOMMARIO	5
SUMMARY	7
INTRODUZIONE	9
OBIETTIVI	18
SVILUPPO DI UN <i>SOIL HEALTH ASSESSMENT FRAMEWORK</i> (SHAF)	19
Scelta degli indicatori e delle funzioni ecologiche del suolo	20
Scelta su base esperta (EO)	20
Scelta su base statistica (PCA)	22
Scelta degli <i>end-point</i> come obiettivi di sostenibilità	22
Trasformazione in punteggi degli indicatori	23
Trasformazione lineare	23
Trasformazione non lineare	24
Integrazioni degli indicatori in un indice	25
Indice additivo (ADD-SHI)	25
Indice additivo pesato (WTD- SHI).....	26
Indice additivo pesato su funzioni ecologiche del suolo (WTD _{SF} - SHI)	26
Comparazione dei risultati degli indici	27
Analisi statistiche	28
MATERIALI E METODI	28
Area di studio e sistemi agricoli esaminati	28
Disegno di campionamento e analisi di laboratorio	31
Indicatori fisici	32
Indicatori biologici, biochimici e microbiologici	38
Indicatori chimici	43
RISULTATI E DISCUSSIONE	45
Effetti delle pratiche di gestione sugli indicatori di salute del suolo	45
Scelta degli indicatori	61
Scelta degli indicatori su base esperta	61
Analisi delle componenti principali	62
Trasformazione in punteggi degli indicatori	64
Trasformazione lineare	64
Trasformazione non lineare	64
Integrazioni degli indicatori in un indice	69
Indice additivo (ADD-SHI)	69
Indice additivo pesato (WTD-SHI)	70
Indice additivo pesato su funzioni ecologiche del suolo (WTD _{SF} -SHI).....	71
Rappresentazione degli <i>end-points</i> (obiettivi di sostenibilità)	77
Confronto dei risultati finali degli indici	77
CONCLUSIONI	82
BIBLIOGRAFIA	85

SOMMARIO

La lotta al cambiamento climatico e al degrado del suolo passa anche attraverso la funzione di *land manager* richiesta all'agricoltore nelle nuove misure della PAC 2014-2020. Un indice di salute del suolo (SHI) può identificare le migliori pratiche di gestione sostenibile degli agroecosistemi. Si è sviluppato a tal scopo un "Soil Health Assessment Framework" (SHAF) per valutare l'effetto sulla salute del suolo di sistemi di gestione agricoli per la produzione orticola dell'entroterra veneziano. Sono stati valutati due sistemi di gestione biologici (*Org-rb* e *Organic*) con lavorazioni ridotte, utilizzo di concimazioni organiche e controllo biologico delle infestanti e due sistemi convenzionali (*Conv-1,2*) con arature profonde, concimazioni minerali e ampio utilizzo di pesticidi. La fase di raccolta dei dati si è basata sulla misurazione di 25 indicatori di salute del suolo fisica, chimica, biologica, microbiologica e biochimica. Gli indici finali di salute del suolo (SHI) sono stati creati utilizzando un *Minimum Data Set* (MDS) di indicatori scelto su base esperta e su base statistica (PCA). Ogni valore sperimentale è stato trasformato in un punteggio attraverso l'utilizzo di *scoring algorithms* che riflettono la performance della funzione ecologica associata all'indicatore. I punteggi sono stati poi integrati in tre differenti tipologie di indice: indice additivo (ADD-SHI), indice additivo pesato (WTD-SHI) e indice additivo pesato basato su funzioni ecologiche del suolo (WTD_{sf}-SHI). La salute del suolo nei diversi sistemi di gestione ha ottenuto per le varie tipologie di indice il seguente ranking: *Org-rb* > *Organic* > *Conv-1,2*. La tecnica di selezione su base esperta (MDS-EO) è risultata essere più efficiente, rispetto alla selezione su base statistica, a causa dei limiti delle PCA che lavora meglio con un alto numero di variabili e osservazioni. La trasformazione non lineare, invece, si è dimostrata essere la tecnica migliore per rappresentare le funzioni del suolo e le condizioni sito specifiche (tipo di suolo, clima, colture). La regressione lineare multipla tra i valori dell'MDS su base esperta e le misure di *end-points* (obiettivi di sostenibilità) per le colture in esame ha mostrato una significativa capacità di esprimere la variabilità di alcuni importanti obiettivi di sostenibilità (% di *cover crop*, utilizzo di pesticidi, n° di lavorazioni). Si è testata l'efficacia dei vari indici ottenuti nel descrivere l'effetto delle pratiche di gestione sulla salute del suolo attraverso un'analisi multivariata tra i risultati ottenuti dalle tecniche di indicizzazione. L'indice additivo, con MDS su base esperta trasformato non linearmente, è risultato essere lo strumento più efficiente (P=0,006) e utile nel rappresentare la sostenibilità delle pratiche adottate nell'agroecosistema. L'indice WTD_{sf}-SHI invece è quello che mostra le maggiori potenzialità nel quantificare la fornitura in termini di servizi ecosistemici del suolo. I punti su cui lavorare sembrano essere lo sviluppo di una metrica di pesatura sito-specifica maggiormente significativa e l'elaborazione di valori di MEP (Massimo Ecologico Potenziale) per le varie funzioni ecologiche nell'area di studio. I suoli dei sistemi biologici hanno mostrato una performance ecosistemica maggiore (70-80%) rispetto ai convenzionali (40-50%) nelle funzioni "Physical Stability and Support" e nelle sottofunzioni "C pool and dynamics" e "N pool and dynamics" inserite nella funzione "Nutrient Cycling". Le analisi sperimentali, infatti, mostrano che i suoli dei sistemi biologici hanno una maggior stabilità degli aggregati, soprattutto nella frazione dei macroaggregati. Nei sistemi biologici, i microaggregati protetti all'interno dei macroaggregati (mM) sono riusciti a stabilizzare e incapsulare il carbonio nella frazioni minerale e intra-mM-POM in quantità maggiori rispetto ai sistemi convenzionali. L'analisi del mM-C spiega il 40 % delle differenze totali del SOC tra sistemi biologici e convenzionali, ed è quindi da considerarsi un ottimo

indicatore di stabilizzazione del C a lungo termine negli agroecosistemi. I sistemi biologici inoltre presentano un'attività biologica più intensa con una mineralizzazione più efficiente del C e dell'N, oltre che valori maggiori nelle attività enzimatiche e nelle densità di lombrichi e microartropodi rispetto ai sistemi convenzionali. L'analisi dei coefficienti di correlazione tra indici e indicatori definisce poi quali indicatori si possono scegliere per la costruzione di un indice di salute del suolo di più semplice e facile da ottenere. L'indice che si propone è dunque composto dai parametri che sono maggiormente influenzati dalla sostanza organica: Indice di stabilità dei macroaggregati (SmAI), diametro medio degli aggregati (MWD) e densità apparente per la componente fisica; l'azoto totale per la componente chimica; per la componente biochimica-microbiologica: SOC, Active-C, azoto potenzialmente mineralizzabile (PMN), fosfatasi alcalina, β -glucosidasi e leucina amminopeptidasi; riguardo la componente della biodiversità: densità di lombrichi e QBS-ar.

I risultati che sono emersi dimostrano come i sistemi biologici sono quelli che hanno adottato il programma di gestione integrata del suolo maggiormente eco-efficiente. I benefici netti, in termini di funzionalità dei suoli, comportano una maggior resilienza del suolo, che permetterà un miglior adattamento agli eventi estremi e la mitigazione degli impatti del cambiamento climatico. L'uso di uno strumento valutativo come quello sviluppato in questo lavoro di tesi riflette dunque efficacemente gli obiettivi di gestione e di sostenibilità e fornisce le linee guida per varie applicazioni nel processo di *decision making* delle politiche di conservazione del suolo e sviluppo rurale.

SUMMARY

The fight against climate change and land degradation also depends on the function required to the farmer like land managers in the new measures of C AP 2014-2020. With a Soil Health Index (SHI) we can identify the best sustainable management practices in agroecosystems. A "Soil Health Assessment Framework" (SHAF) has been developed for this purpose, to evaluate the effect of some management systems for vegetable production of Venice floodplain on soil health. We evaluated two organic management systems (*Org-rb* and *Organic*) with reduced tillage, use of organic fertilizers and biological pest control and two conventional systems (*Conv-1*, *2*) with deep plowing, mineral fertilizing and extensive use of pesticides. The data collection was based on measurement of 25 soil indicators of physical, chemical, biological, microbiological and biochemical health. The indices of soil health (SHI) were created using a Minimum Data Set (MDS) of indicators chosen on the expert opinion (EO) and statistical (PCA) basis. Each observed value was converted into a score by using a scoring algorithm that reflects the performance of ecological functions associated with the indicator. Scores were then incorporated into three different types of index: additive index (SHI-ADD), additive-weighted index (SHI-WTD) and weighted additive index based on ecological soil functions (SHI-WTDsf).

The soil health status, obtained by different indices in the various management systems, follows this ranking : *Org-rb* > *Organic* > *Conv-1*, *2*. The expert opinion selection technique (MDS-EO) was found to be more efficient than the PCA technique, due to the limitations of the PCA that works better with a high number of variables and observations. The non-linear transformation has proved to be the best technique to represent the ecological soil functionality and site specific conditions (soil type, climate and crops). The multiple linear regression between EO-MDS (either indicators and indices) and end-points measures (sustainability goals) for all crops examined has shown a significant ability to explain the variability within some agroecosystem sustainability goals of (% of cover crop , use of pesticides, number of tillage). It was tested the efficacy of the various indices obtained in describing the effects of management practices on soil health through a multivariate analysis between the results obtained from indexing methods. The additive index, EO-MDS based and non-linearly scored, was found to be the most efficient ($P = 0.006$) and useful in representing the sustainability of agroecosystem practices. The WTDsf-SHI index, on the contrary, showed the most potential in terms of supplies' quantification of ecosystem services from soil. We could focus on the development of a more significant site-specific weighing metric and an elaboration of EMP values (Ecological Maximum Potential) for the various ecological functions of the study area. Organic systems soil has shown a greater ecosystem performance (70-80%) compared with the conventional one (40-50%) for "Physical Stability and Support" function and "C pool and dynamics" and "N pools and dynamics" subfunctions included in "Nutrient Cycling" function. The analytical results in fact show that the organic systems soil has more stable aggregates, especially in macroaggregate fraction. In the organic system the microaggregates protected within the macroaggregates (mM) were able to stabilize and encapsulate more organic carbon in the mineral and intra-mM-POM fractions than conventional systems. The analysis of mM-C explains 40% of the total differences of the SOC content between organic and conventional systems. Therefore, it must be considered a good indicator of long-term C stabilization in agroecosystems.

Furthermore, organic systems present a more intense biological activity with more efficient C and N mineralization than conventional systems, as well as higher values of enzymatic activities, density of earthworms and microarthropods. The analysis of correlation coefficients between indices and indicators defines which indicators can be carefully chosen for the construction of a more simple and user-friendly soil health representative index. The index proposed is therefore composed of parameters that are affected mostly by organic matter: macroaggregates stability index (SmAI), Mean Weight Diameter (MWD) and bulk density for the physical component; the total nitrogen for the chemical component; for the biochemical-microbiological component: SOC, Active-C, Potentially Mineralizable Nitrogen (PMN), alkaline phosphatase, β -glucosidase and leucine aminopeptidase; in relation to biodiversity component: density of earthworms and QBS-ar. The research's most notable results show that organic systems are those that adopted the more eco-efficient integrated soil management program. The net benefits, in terms of soil functionality, can be found in a greater soil resilience which will be able to permit adaption to extreme events and the mitigation of impacts of climate change. Using an evaluation tool, such as the one developed in this thesis, we can efficiently explain the management and sustainability goals and provide guidelines for a great number of applications coming from the decision making process of soil conservation and rural development policies.

INTRODUZIONE

“THE SOIL WORKS FOR YOU.... IF YOU WORK FOR SOIL”

USDA - United State Department of Agriculture, 2010

“MANAGING FOR SOIL HEALTH MUST BEGIN BY CHANGING THE WAY YOU THINK ABOUT SOIL”

USDA - United State Department of Agriculture, 2010

“SOIL MANAGEMENT PRACTICES IN THE 21ST CENTURY MUST BE FORMULATED BASED ON AN UNDERSTANDING OF THE ECOSYSTEM CONCEPT”

Pierce and Lal, 1991

Le frasi citate sottolineano la necessità di concepire il funzionamento del suolo come elemento fondamentale non solo per la produzione di cibo, ma soprattutto per la salute degli agroecosistemi¹ e il futuro dell'umanità. Il suolo è una risorsa di fondamentale importanza ma scarsamente rinnovabile, che assicura una serie di funzioni chiave a livello ambientale, sociale ed economico (Karlen *et al.*, 2003). Powlson *et al.* (2011a) fanno notare che questo tipo di assunzione non dovrebbe arrecare nessuna sorpresa circa il ruolo del suolo nella fornitura dell'intera lista di servizi ecosistemici di supporto, provvigione, regolazione e culturali identificati nel “Millennium Ecosystem Assessment” (MEA, 2005) (Fig.1). La popolazione mondiale è incrementata da 2-10 milioni agli albori dell'agricoltura stanziale a 6,5 miliardi nel 2006, e potrebbe stabilizzarsi a 10-12 miliardi nel 2100 (Lal, 2011a). A questo boom demografico è corrisposta una pervasione antropica degli ecosistemi. I problemi ambientali derivanti dalle moderne pratiche agricole sono oggi associati con i radicali cambiamenti delle dinamiche agroecosistemiche, comprendendo impatti sulle comunità vegetali e animali, sulla qualità del suolo, dell'acqua e dell'aria (Stoate *et al.*, 2009).

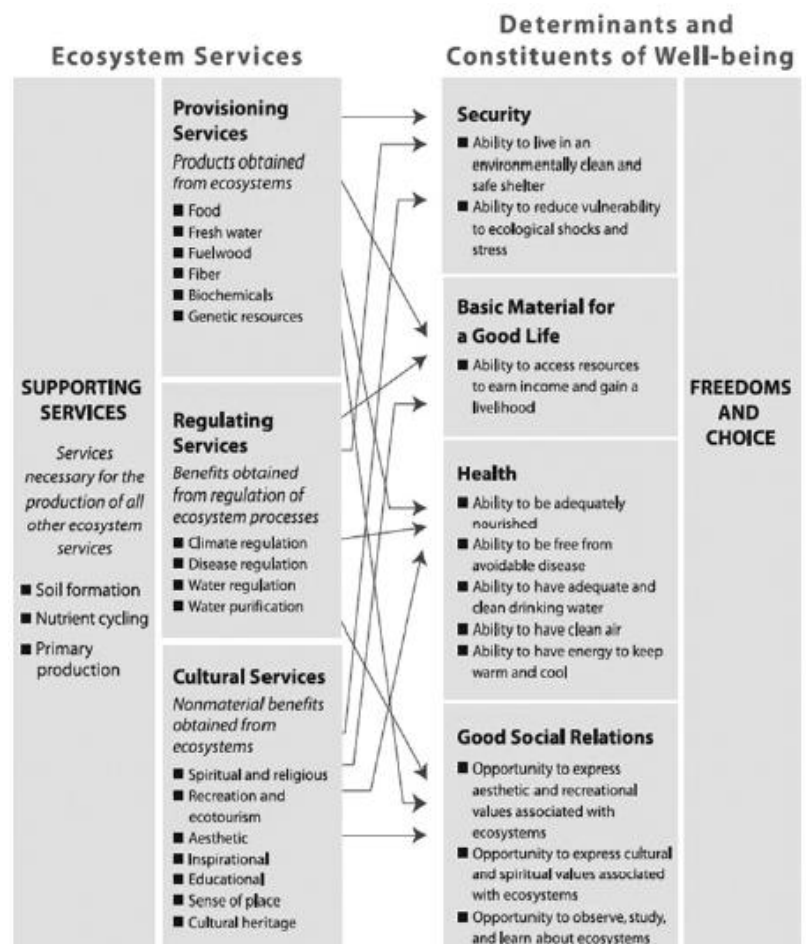


Fig.1 - Lista di servizi ecosistemici e loro collegamenti col benessere umano come proposti all'interno del MEA (2005). (Powlson *et al.*, 2011a).

¹ Zhu *et al.* (2012) definisce gli agroecosistemi sistemi ecologici, socioeconomici e comunità animali e vegetali interagenti entro i loro ambienti fisici e chimici che sono stati modificati dall'uomo per la produzione di cibo, fibre, ed altri prodotti agricoli per il consumo e l'utilizzo umano.

L'intensificazione dell'agricoltura in termini di utilizzo di acqua, prodotti chimici e meccanizzazione discussa da Tilman *et al.* (2001, 2002), e problemi globali come il cambiamento climatico (Smith *et al.*, 2007), il *Global Soil Change* (Richter, 2007) e problemi socio economici (boom demografico e globalizzazione dei mercati) stanno imponendo un impatto crescente dell'impronta umana sulla Terra (Pretty, 2008; Kitzes *et al.*, 2008). La risorsa ambientale che sta pagando il prezzo più alto di questa crescita è la risorsa suolo (Richter, 2007), dalla quale sono emerse sei grandi problematiche collegate all'intensificazione agricola:

1. ampliamento dei problemi di degrado del suolo (Stoate *et al.*, 2009; Louwagie *et al.*, 2009) che ha portato l'uomo a diventare il sesto fattore di pedogenesi (Dudal, 2004) e mettere alla luce 8 minacce di degrado del suolo: erosione, diminuzione della sostanza organica, contaminazione locale o diffusa, impermeabilizzazione, compattazione, calo della biodiversità del suolo, salinizzazione e alluvioni e smottamenti (European Commission, 2006);
2. effetti negativi nello sbilanciamento dei nutrienti (Vitousek *et al.*, 2009) insieme alla perdita di qualità e quantità di servizi ecosistemici di supporto e regolazione (Cooper *et al.*, 2009; Turbè *et al.*, 2010), i cui processi e proprietà chiave nel suolo sono strettamente legati al pool di sostanza organica (Lal, 2010b, 2011a,b,c);
3. l'incremento delle aree agricole irrigate, circa 280 Mha e il 19% del totale dei terreni agricoli, hanno consumato 18,200 km³ per l'evapotraspirazione, e in generale il 26% dell'evapotraspirazione totale terrestre (Lal, 2007);
4. alterazione profonda del ciclo globale biogeochimico di alcuni gas serra (Greenhouse Gas Working Group, 2010), tra cui il carbonio (Lal, 2004, 2007, 2011a,b) il quale ha subito un drammatico depauperamento a livello mondiale nei suoli degli agroecosistemi stimato con un tasso dalle 10 alle 50 ton C/ha (Lal, 2011c); quello dell'azoto con impatti negativi sul suo bilanciamento tra deposizione, fissazione nel suolo ed emissione (Galloway *et al.*, 2004); e quello del metano (Wuebbles and Hayhoe, 2002);
5. accentuazione dell'uso di fertilizzanti e pesticidi per incrementare la produzione di cibo (Tilman *et al.*, 2001, 2002), la quale imporrà un stress in termini di ritenzione idrica del suolo (Schröter *et al.*, 2005) e fabbisogno idrico delle colture in seguito agli scenari previsti di cambiamento climatico (Palatnik and Nunes, 2010; Olesen *et al.*, 2011)
6. estinzione negli agroecosistemi di molte specie animali e vegetali native (Benton *et al.*, 2003; Brussard *et al.*, 2007; Firbank *et al.*, 2008, Stoate *et al.*, 2009) insieme agli impatti sul biota del suolo (Culman *et al.*, 2010).

Le *driving forces* a scala globale sono quindi molteplici, se da un lato si è dimostrato, con le incertezze del caso, che il cambiamento climatico è atteso avere un impatto sulle proprietà del suolo a medio-lungo termine (Singh *et al.*, 2011), è verificato, invece, che gli impatti maggiori sono derivanti dal cambiamento d'uso del suolo e dalla sua gestione agronomica (Schils *et al.*, 2008); dall'altro contemporaneamente il problema diventa particolarmente critico di fronte alla futura domanda di cibo (Hazell & Wood, 2008; Godfray *et al.* 2010). Valutare in maniera olistica gli impatti delle pratiche di gestione dell'agroecosistema, in particolare quelle del suolo, sembra quindi essere necessario per affrontare le sfide future della sostenibilità agricola (Homer-Dixon, 2009).

La gestione del suolo e delle colture è un elemento essenziale nella gestione degli agroecosistemi e nella sostenibilità a lungo termine dell'agricoltura (FAO, 2003; Biala, 2008). Secondo Lal (2010a,2011a,b,c;) e Powlson *et al.* (2011a) questa sfida può essere affrontata attraverso la ricostruzione del pool di SOC e i cambiamenti attesi nella qualità del suolo. Il bisogno di una gestione del suolo maggiormente sostenibile è diventata sempre più urgente come mezzo sia per mitigare e adattarsi al cambiamento climatico, sia come importante strategia per il raggiungimento della sicurezza globale alimentare (Kruse, 2007). Tra le diverse strategie in fase di discussione a livello mondiale (Jacobson, 2009), europeo (Stolbovoy *et al.*, 2008, Schils *et al.*, 2008) e discusse anche al vertice di Copenaghen (Lal, 2010a), un'importante opzione è proprio quella del sequestro del carbonio negli agroecosistemi, specialmente nei suoli agricoli. In Lal (2011b) e nel review "*Soil Health and Climate Change*" (Singh *et al.*, 2011) si definisce questa strategia capace di incrementare la resilienza del suolo, permettere l'adattamento agli eventi estremi e la mitigazione degli impatti del cambiamento delle precipitazioni, dell'aumento delle temperature e dei livelli di CO₂, compensando quest'ultime con un reale sequestro di SOC (Cinput > Coutput). L'interesse del mondo scientifico tende quindi a spostare l'attenzione sulle pratiche sostenibili di gestione del suolo e dell'agroecosistema (*Recommended Management Practices –RMP*), riassunte da Lal (2011c). Il focus delle ricerche è basato principalmente sulla valutazione dell'impatto che queste pratiche hanno sullo stock e sulle dinamiche di C nel suolo, insieme ai feedback dei processi collegati alla materia organica nel suolo, e non l'impatto che il C subisce dal cambiamento climatico, non essendo stata trovata nessuna correlazione forte e chiara, come dimostrato i risultati del progetto CLIMSOIL (Schils *et al.*, 2008) e da Powlson *et al.* (2011b).

E' emerso inoltre da recenti studi la questione su come affrontare queste problematiche a livello di pianificazione delle strategie di intervento sull'agroecosistema (Green *et al.*, 2005; Phalan *et al.*, 2011). Tschardtke *et al.* (2012) criticano però l'approccio di combattere la domanda globale di cibo attraverso l'adozione di un'intensificazione agricola convenzionale (Fig.2). Questi autori propongono invece un compromesso e un'integrazione tra produzione e conservazione dello stesso suolo (*land sharing or wildlife-friendly farming*). Nell'ottica delle scienze ambientali e dell'ecologia degli agroecosistemi, si ritiene maggiormente eco-efficiente (Keating *et al.*, 2010) ed eco-sostenibile l'adozione di una strategia di intensificazione agroecologica dei terreni agricoli (Fig.2), come proposta da Tschardtke *et al.* (2012).

Attraverso un efficiente compromesso ecologico-economico (Power, 2010) è ampiamente dimostrato come l'approccio agroecologico, favorendo lo sviluppo della biodiversità, sia in grado di aumentare la qualità e quantità della fornitura dei servizi ecosistemici di supporto e regolazione (Fig.3) (Brussard *et al.*, 1997; Altieri, 1999; Swift *et al.*, 2004; Wall *et al.*, 2004; Diaz *et al.*, 2005; Lavelle *et al.*, 2006; Dale and Polasky, 2006; Zhang *et al.*, 2007; Brussard *et al.*, 2007; Barrios, 2007; Swinton *et al.*, 2007; Weber, 2007; Kibblewhite *et al.*, 2008; Porter *et al.*, 2009; Turbè *et al.*, 2010; Powlson *et al.*, 2011a), minimizzando i costi ambientali (Daily *et al.*, 1997; Fisher *et al.*, 2009) e mantenendo la biodiversità funzionale dei vari gruppi animali (Moonen and Barberi, 2008).

Nel mondo della ricerca pedologica, per decenni, per valutare la qualità del suolo ci si è basati su un approccio riduzionistico, che consisteva nella misurazione di un set indipendente di indicatori di proprietà del suolo, talora fisiche, talora chimiche o biologiche (Kibblewhite *et al.*, 2008).

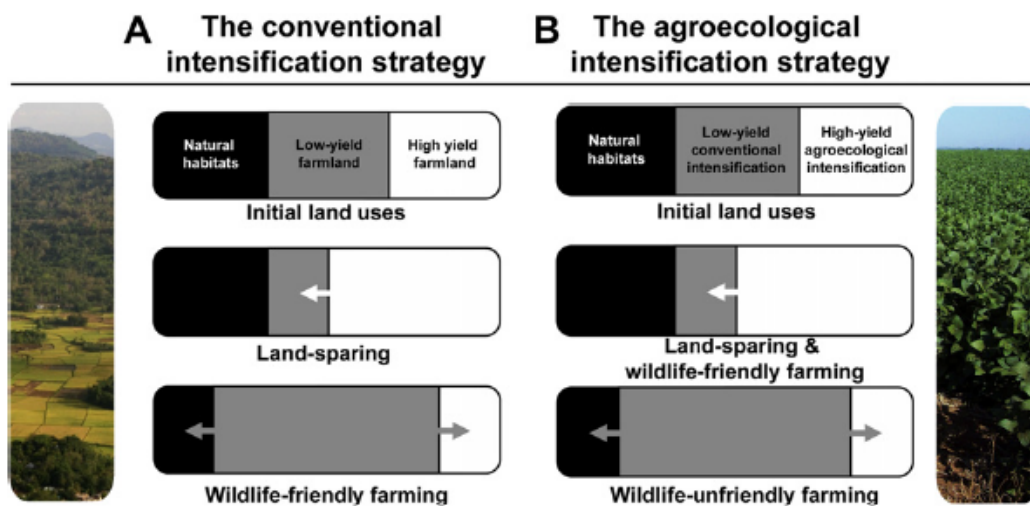


Fig.2- Possibili combinazioni che illustrano le possibili combinazioni tra sicurezza globale alimentare e conservazione della biodiversità (Tscharnkte *et al.*, 2012). (A) la strategia di intensificazione convenzionale (*land sparing* vs *wildlife-friendly*) proposta da Phalan *et al.* (2011); (B) l'intensificazione agroecologica proposta da Tscharnkte *et al.* (2012). (A) con il *land sparing* si reduce lo spazio a favore della conservazione della biodiversità, allo stesso modo in (B) si nota un incremento ma in questo caso l'intensificazione convenzionale è associata a terreni agricoli poco produttivi e quella agro ecologica a terreni produttivi, i quali forniscono una serie di importanti servizi ecosistemici.

Il suolo, però, deve venir considerato come un vera e propria unità ecosistemica centrale all'interno delle dinamiche dell'agroecosistema (Fig.3) (MEA, 2005; Lavelle *et al.*, 2006; Barrios, 2007; Brussard *et al.*, 2008). La maggior parte dei processi ecologici negli agroecosistemi e nei sistemi naturali hanno nel suolo il loro centro di regolazione dinamica principale (Lavelle, 2006). L'utilizzo di macchinari pesanti con arature profonde e continue, l'uso eccessivo di pesticidi e fertilizzanti danneggiano la composizione e la struttura delle comunità biologiche del suolo e conseguentemente le funzioni e i servizi ecologici forniti dall'ecosistema suolo. In questo contesto, un approccio olistico (Cenci and Jones, 2009), che includesse l'importanza del biota del suolo ha fatto crescere l'interesse sulla biodiversità del suolo come opportunità di studio del ruolo funzionale del biota stesso nel miglioramento della fertilità del suolo, e per i sistemi agricoli nell'ottimizzazione della fornitura dei servizi ecosistemici (Barrios, 2007). La componente biologica del suolo è diventata così un punto chiave della strategia di raggiungimento della sostenibilità agricola (Doran and Zeiss, 2000; Swift *et al.*, 2004), soprattutto nelle politiche europee di conservazione del suolo (Montanarella, 2008) e nelle sfide ambientali e negli strumenti applicativi della Politica Agricola Comunitaria (PAC 2014-2020) (De Castro, 2009, 2010, Frascarelli, 2011, European Commission, 2011a,b). Dalla letteratura scientifica è così emerso nell'ultimo decennio il concetto di suolo in salute (Fig.3) che è quel suolo in grado di supportare la produzione di cibo e fibre, ad un livello e con una qualità sufficiente da soddisfare le richieste umane, insieme ad un continua fornitura di altri servizi ecosistemici che sono essenziali per il mantenimento della qualità della vita e la conservazione della biodiversità (Kibblewhite *et al.*, 2008).

La letteratura sui servizi ecosistemici e sulle funzioni ecologiche del suolo è ampia ed è ancora in fase di sviluppo (Karlen *et al.*, 1994,1997; Harris *et al.*, 1996; Singer and Ewing, 2000; Andrews *et al.*, 2004; Wall *et al.*, 2004, Lavelle *et al.*, 2006; Zangh *et al.*, 2007; Weber, 2007; Kibblewhite *et al.*, 2008; sono tra i più recenti). Un review completo sui vari metodi fin ora proposti è stato recentemente pubblicato da Dominati *et al.* (2010).

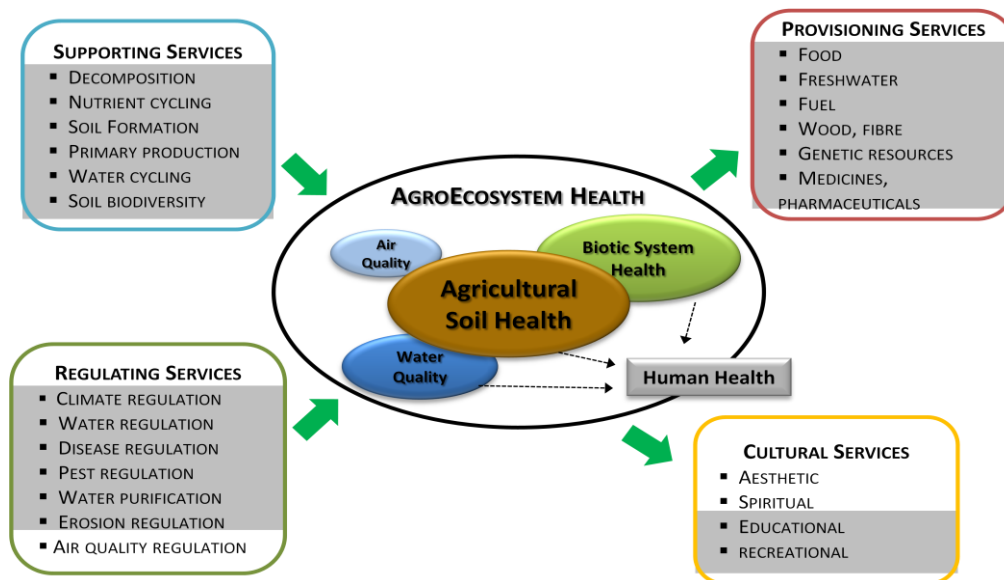


Fig.3 - Il concetto e il ruolo centrale dell' *Healthy Agricultural Soil* all'interno delle dinamiche dell'agroecosistema. Si osserva (evidenziato in grigio) come la biodiversità del suolo fornisca la maggior parte dei servizi ecosistemici da e per l'agroecosistema. (modificato da Zhang *et al.*, 2007; Kibblewhite *et al.*, 2008; Turbè *et al.*, 2010)

Riguardo al suolo è necessario dare delle definizioni precise, essendo il suolo un sistema complesso, multicomponente e multifunzionale (Kibblewhite *et al.*, 2008), che opera a differenti scale temporali e spaziali (Turbe *et al.*, 2010). Per questo motivo, per "servizio ecosistemico" si intende un flusso benefico (ammontare per unità di tempo) derivante dallo stock di capitale naturale e dal soddisfacimento dei bisogni umani (Dominati *et al.*, 2010). Per funzione ecologica si intende invece il ruolo che il suolo gioca nelle dinamiche agroecosistemiche (MEA, 2005). Per processo invece, come tipicamente si fa in scienza del suolo, si intende la trasformazione di un input (per es. urea) in un output (ammonio) attraverso un determinato processo mediato dal biota del suolo (es. enzima ureasi). Ad esempio nel processo di formazione degli aggregati del suolo, si possono individuare come capitale naturale le componenti minerali del suolo sabbia, limo e argilla e la SOM nelle sue diverse componenti. La dimensione, la quantità e la stabilità degli aggregati del suolo riflettono un bilanciamento tra fattori di formazione degli aggregati (ammendanti organici, microfuni microflora del suolo) e altri fattori definiti distruttivi (es. bioturbazioni da vermi, o lavorazioni profonde) (Six *et al.*, 2002). Questo significa che esistono diversi gruppi funzionali di microrganismi che giocano un ruolo nel funzionamento dell'ecosistema suolo, per l'appunto forniscono una funzione attraverso lo svolgimento di particolari processi.

I gruppi funzionali di organismi del suolo² possono essere definiti come un set di specie che hanno un effetto simile su una specifica funzione ecologica (Barrios, 2007, Kibblewhite *et al.*, 2008, Turbè *et al.*, 2010). Nel nostro caso, ad esempio, il servizio ecosistemico di regolazione definito “regolazione del clima” deriva dallo svolgimento di determinati processi relativi alla dinamica della SOM (respirazione da parte dei microrganismi di residui organici e altre fonti di C e sequestro del C nelle frazioni più stabili e occluse degli aggregati) e da processi di bioturbazione che portano alla formazione della struttura del suolo. Questi sono i processi che a partire da uno stock naturale (frazione minerale e SOC), portano ad avere delle funzioni ecosistemiche (mantenimento della struttura del suolo e trasformazioni del C) le quali assieme operano un flusso per unità di tempo che fornisce un servizio ecosistemico di regolazione, in questo caso di sicurezza e salute.

I maggiori gruppi funzionali di organismi sono responsabili dello svolgimento di alcune fondamentali funzioni ecologiche del suolo, che assumono nomi diversi a seconda degli autori, ma che possono venir concettualizzate secondo i link esistenti coi servizi ecosistemici presentati in Fig.4.. Kibblewhite *et al.* (2008) ha proposto il concetto di salute del suolo proprio come la diretta espressione delle combinazioni dinamiche di questi gruppi funzionali del suolo, la quale, a turno, dipende dalle condizioni chimiche e fisiche dell’habitat all’interno del suolo.

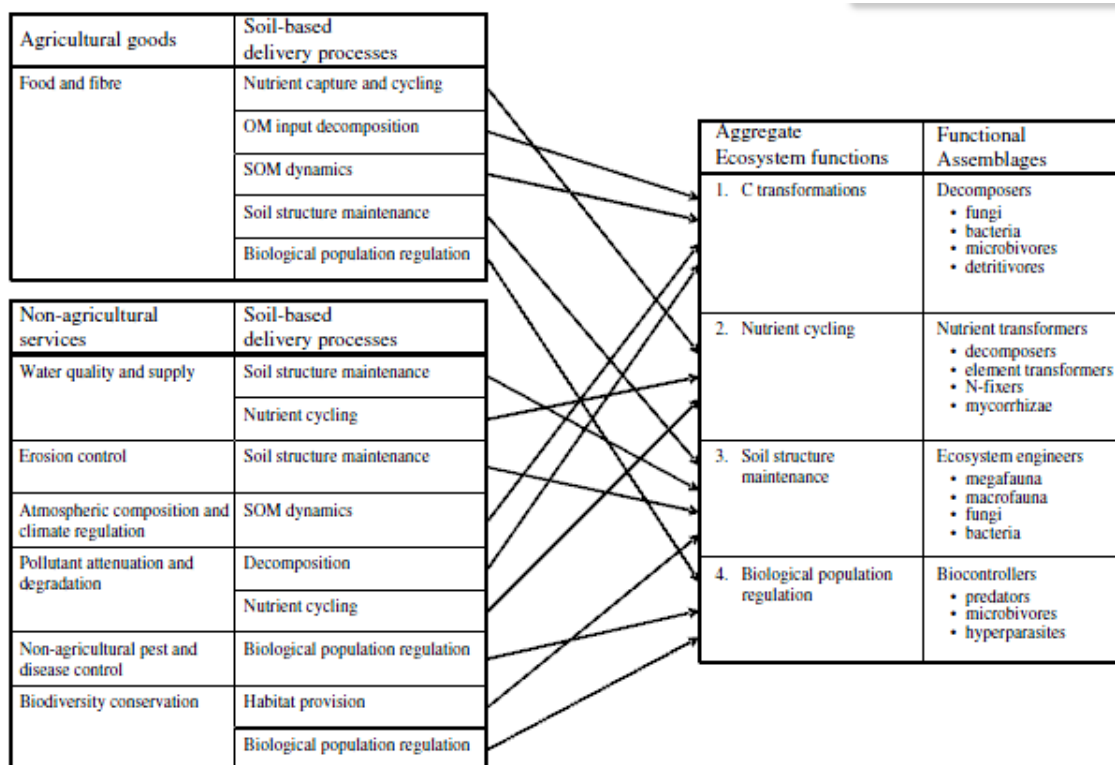


Fig. 4 – Relazioni esistenti nel concetto di salute del suolo tra le attività della comunità biologica del suolo e un range di servizi e beni ecosistemici che la società richiede ai suoli agricoli (Kibblewhite *et al.*, 2008)

² Turbè *et al.* (2010) propongono tre gruppi funzionali: “*Chemical regulators*” come le comunità di microrganismi che degradano la sostanza organica per fornire nutrienti assimilabili dalle piante; “*Biological regulator*” come la comunità di microartropodi, nematodi e altri invertebrati che regolano le dinamiche di popolazione degli altri organismi attraverso la predazione; “*Ecosystem engineers*” gli organismi (lombrichi, termiti, formiche) che modificano e creano gli habitat per gli organismi più piccoli con la creazione della porosfera e dell’aggregatosfera.

La sfida di ottenere una maggior comprensione del funzionamento del suolo in relazione alle pratiche di gestione ha condotto gli scienziati del suolo a valutare un'insieme di indicatori di salute del suolo rappresentati dei vari processi e funzioni ecologiche (Kruse, 2007). Valutare la salute di un suolo in relazione alle problematiche sopra espresse, significa valutare quantitativamente, attraverso un set di indicatori di salute del suolo chimici, fisici, biologici, microbiologici e biochimici, l'impatto delle pratiche di gestione del suolo e delle *driving forces* del cambiamento climatico sui processi ecologici del suolo. La scelta di diversi indicatori di qualità del suolo per rappresentare le diverse funzioni ecologiche sembra essere il miglior metodo per valutare la funzionalità del suolo, descrivendo le interazioni che avvengono tra i processi e le diverse componenti della salute del suolo (Fig.5).

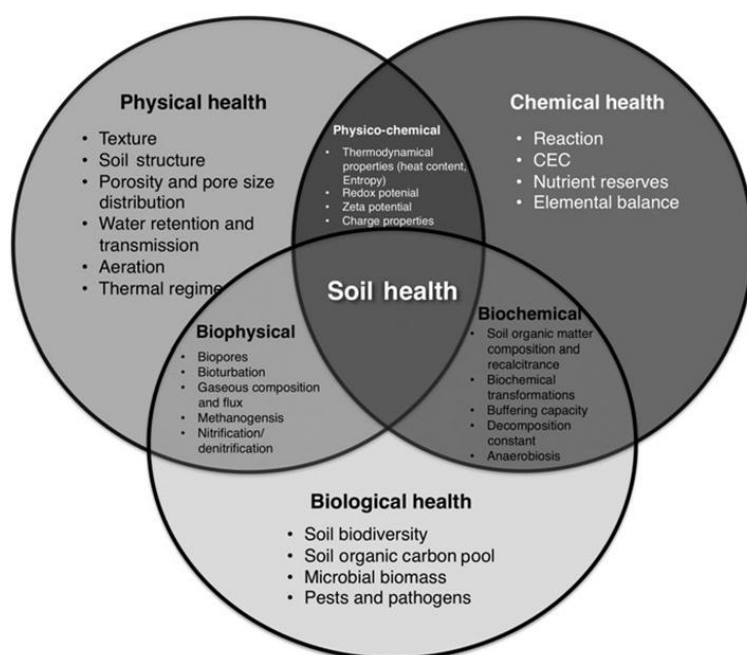


Fig.5 - Componenti delle salute del suolo e interazioni dinamiche tra esse (Lal, 2011c)

Questo nuovo concetto di salute del suolo, basato sui processi ecosistemici realizzati dagli organismi costituenti la biodiversità del suolo è quindi da considerarsi come un proprietà integrativa di ogni agroecosistema (Swift *et al.*, 2004), che include la componente influenzata dalla gestione del suolo (Herrick, 2000). La qualità del suolo, la biodiversità, e soprattutto la resilienza del suolo (Seybold *et al.*, 1999), essendo quest'ultimo una risorsa scarsamente rinnovabile, sono estremamente sensibili al disturbo antropogenico. La valutazione e la quantificazione dei servizi ecosistemici forniti da un suolo agricolo, e la direzione del loro cambiamento nel tempo, diventano l'indicatore primario della gestione sostenibile del territorio. Per comprendere il valore complessivo della valutazione della dinamica della qualità del suolo in un dato territorio, Andrews e Carroll (2001) e Karlen *et al.* (2003) hanno suggerito che il suolo debba essere visto una delle componenti necessarie per quantificare la sostenibilità degli agro-ecosistemi (Fig.6). La salute del suolo, si può quindi considerare, come il collegamento principale tra le pratiche agronomiche di gestione conservative e il raggiungimento dei maggiori obiettivi di agricoltura sostenibile (Doran *et al.*, 1996a,b; Doran e Zeiss, 2000) (Fig.6). Si nota come, all'interno degli effetti delle misure

agroambientali sulle minacce di degrado dei suoli europei analizzate nel progetto SOCO (European Commission, 2009), in un contesto rurale un indicatore di sostenibilità incentrato sull'ecosistema suolo possa giocare un ruolo fondamentale nella valutazione della sostenibilità.

Gli obiettivi della gestione di un agroecosistema sono quelli di coordinare una stabile produttività con la sostenibilità dell'ambiente ecologico, implementando uno stato di salute *win-win* (Zhu *et al.*, 2012). Questo significa saper far interagire discipline differenti, e in accordo con le teorie agroecologiche (Vandermeer, 2011), saper gestire i flussi di materia ed energia al fine di favorire la fornitura di quei servizi ecosistemici necessari all'utilizzo sostenibile delle risorse e un'agricoltura sostenibile ed eco-efficiente.

La sfida è quindi quella di riuscire a combinare una gestione del suolo eco-efficiente (Keating *et al.*, 2010), incrementando la salute del suolo (Doran *et al.*, 1996; Kibblewhite *et al.*, 2008; USDA-NRCS, 2010, Singh *et al.*, 2011) attraverso un bilancio positivo del C (Lal, 2011b,c) e dei nutrienti (Drinkwater and Snapp, 2007) con la conservazione della biodiversità funzionale (Tschardtke *et al.*, 2012), includendo la parte del biota del suolo (Doran *et al.*, 2000; FAO, 2003; Turbè *et al.*, 2010) come componente essenziale di una gestione integrata del suolo (Killhall, 2010) (Fig.7) all'interno delle dinamiche dell'agroecosistema e divulgando i risultati ottenuti al pubblico (Karlen *et al.*, 2003; Schjønning, 2005). La sfida futura, dato che gli effetti delle varie pratiche di gestione sulla qualità del suolo sono ben documentati in letteratura, sembra sia quella di stabilire l'ammontare dei benefici netti pubblici derivanti dalla gestione del suolo (Sandhu *et al.*, 2010), e i links che questi hanno con il cambiamento delle pratiche di gestione e la salute del suolo stessa in termini di indici di performance ecosistemica (Rutgers *et al.*, 2012) e/o di indici di salute/qualità del suolo (Andrews *et al.*, 2004). Le difficoltà che ancora si incontrano risiedono nella fase di creazione e pesatura delle funzioni ecologiche dell'indice secondo gli obiettivi di gestione forniti da agricoltori e legislatori, come dimostrano i risultati ottenuti da Andrews *et al.*, (2002b), Mairura *et al.*, (2007), Gruver and Weil (2007), Idowu *et al.* (2009), Bennet *et al.* (2010), e Rutgers *et al.* (2012).

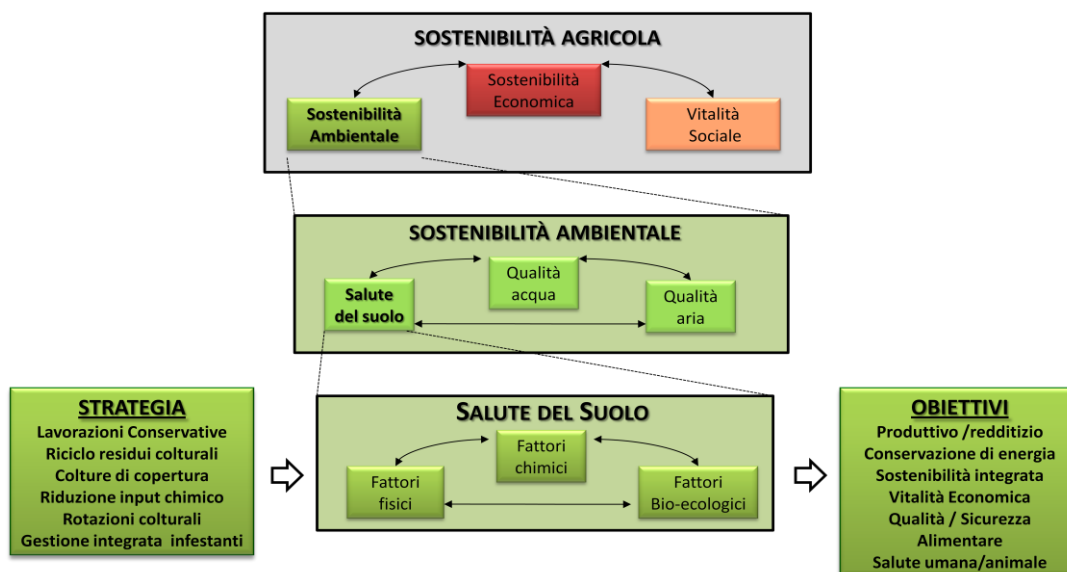


Fig.6 - Relazioni gerarchiche della salute del suolo all'interno della sfida della sostenibilità agricola (Andrews e Carroll, 2001; Karlen *et al.*, 2003). In basso i due box illustrano come gli attributi di salute del suolo forniscono un link tra la strategia di agricoltura alternativa e conservativa e gli obiettivi ultimi dell'agricoltura sostenibile.

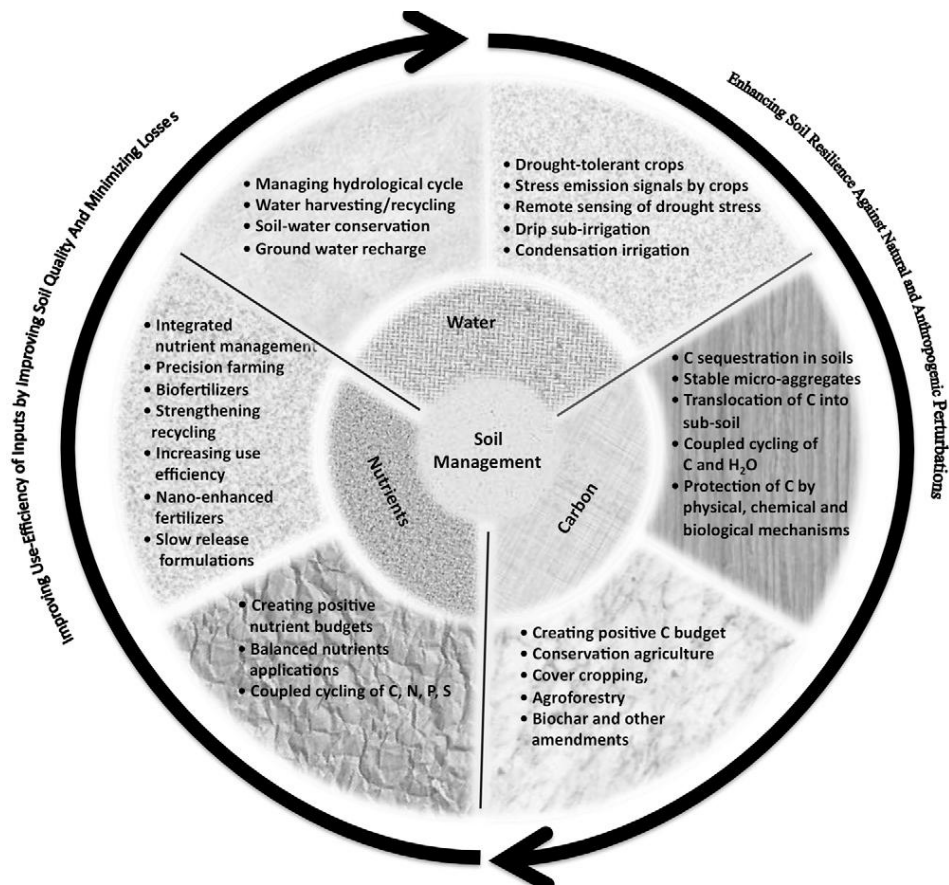


Fig.7 – Gestione integrata del suolo con le relative pratiche e principi adottabili nella gestione dell’acqua, dei nutrienti e del carbonio del suolo al fine di una gestione sostenibile dell’agroecosistema secondo gli obiettivi rappresentati dalle due frecce circolari (Lal, 2010b).

OBIETTIVI

Gli obiettivi da perseguire nella tesi sono i seguenti:

- ❑ Ricavare un consistente Minimum Data Set (MDS) di dati per una serie di indicatori fisici, chimici, biochimici, microbiologici e biologici di salute del suolo, dall'analisi di campioni prelevati in diverse aziende agricole operanti sul territorio della provincia di Venezia;

- ❑ Valutare gli effetti delle diverse pratiche di gestione del suolo su:
 - alcune proprietà fisiche legate ai processi di infiltrazione e aerazione;
 - la dinamica e la stabilità degli aggregati del suolo;
 - il sequestro e la stabilizzazione del C all'interno delle frazioni di aggregati, in particolare le frazioni dei microaggregati protetti all'interno dei macroaggregati (mM);
 - il pool e la dinamica di mineralizzazione di C e N operato dalla componente microbica e l'attività di diverse attività enzimatiche;
 - alcune componenti della biodiversità del suolo (microartropodi e lombrichi);
 - le componenti della fertilità chimica del suolo.

- ❑ Sviluppare sui dati ottenuti un "*Soil Health Assessment Framework*" (SHAF) e applicare la combinazione di indici di salute del suolo (SHI) ottenuti ai sistemi di gestione analizzati;

- ❑ Esaminare l'efficacia relativa dei diversi indici e i meccanismi dominanti emergenti nella fase di indicizzazione come tentativo di validazione sito-specifica del metodo più efficace nel valutare la sostenibilità delle pratiche di gestione del suolo.

SVILUPPO DI SOIL HEALTH ASSESSMENT FRAMEWORK (SHAF)

Come sottolineato da alcuni ricercatori la letteratura sulla qualità del suolo è generalmente incentrata su tre grandi tematiche: educazione, valutazione e sviluppo di *kit-test* (Karlen *et al.*, 2008). Per questa tesi sperimentale si è scelto la parte di valutazione e si sono seguite le indicazioni dei strumenti valutativi proposti in letteratura negli ultimi anni. Kruse (2007), all'interno del suo *review* sulle metodologie proposte nei decenni, ha individuato in esse delle caratteristiche per essere efficaci e utili:

- consistere in un minimum data set di indicatori collegati alle funzioni del suolo che hanno una forte influenza nel raggiungere l'obiettivo di valutare l'effetto delle pratiche di gestione o il degrado del suolo;
- un Minimum Data Set (MDS) di indicatori di salute del suolo i quali siano:
 - sensibili alle pratiche di gestione del suolo (in termini di direzione e magnitudo);
 - rappresentativi di funzioni ecologiche del suolo e ben correlati coi processi eco sistemici;
 - avere dei valori soglia quantificabili, attraverso il loro link con le funzioni del suolo, al fine del raggiungimento dell'obiettivo di valutazione degli effetti delle pratiche di gestione
 - essere inseribili e gestibili all'interno di uno strumento o metodologia che fornisca abbastanza informazioni per permettere di valutare consistentemente allo scienziato e all'agricoltore l'effetto positivo o negativo delle pratiche adottate o quelle da adottare.

Doran and Parkin (1996), Doran and Zeiss (2000) e Gugino *et al.*(2009) citano altre caratteristiche necessarie per essere dei buoni indicatori per un MDS completo, tra cui la capacità di integrare proprietà biologiche, chimiche e fisiche di processi e funzioni difficili da misurare direttamente, essere facili da misurare e poco costosi in termini di tempo e denaro.

Tra i molti proposti quelli che ci sono sembrati i più esaustivi, completi nel soddisfare queste caratteristiche sono il "*Cornell Soil Health Assessment*"(Gugino *et al.*, 2009) e il "*Soil Management Assessment Framework*" (SMAF), proposto da Andrews *et al.*(2004). Quest'ultimo, soprattutto, di cui è disponibile la versione web³ o la versione Excel su richiesta all'autore, è un strumento malleabile che può essere utilizzato per valutare la risposta della qualità/salute del suolo alla gestione del suolo entro il contesto ambientale in cui avviene. Lo SMAF, in accordo con quanto affermato da Karlen *et al.*(2008), può essere utilizzato sia come approccio concettuale o rigorosamente applicato come strumento per valutare tutti i tipi di indicatori di salute del suolo, e se desiderabile, combinarli in punteggi che possono rientrare in una valutazione globale finale, attraverso un indice integrato di qualità dinamica del suolo (risultante cioè dalle correnti o recenti pratiche di gestione del suolo). Si è ritenuto questo framework utile ai nostri scopi, principalmente perché: è il risultato finale dello stato dell'arte delle conoscenze in tema di valutazione della qualità del suolo; raccoglie i principi e le metodiche di decenni di lavori; è sito specifico; raccoglie al suo interno i *sustainability goals* delle produzioni agricole, è trasferibile a diversi tipi di suolo,

³ Disponibile su: <http://soilquality.org> (verificato 1/06/2012)

clima e pratiche di gestione; le *scoring curves* sono solide statisticamente e scientificamente valide, e infine rappresenta in maniera facile e comprensibile le funzioni ecologiche del suolo.

Come riportano Wienhold *et al.*(2008) lo SMAF si è evoluto da studi che applicavano i principi di ingegneria dei sistemi naturali (Karlen *et al.*, 1994) ed ecologia del suolo (Andrews and Carroll, 2001) per interpretare in maniera olistica ed ecosistemica i dati fisici, chimici, microbiologici e biologici collezionati da diversi studi sulla gestione del suolo.

Le fasi di creazione dell'indice che si sono seguite si basano su tre fasi:

- (1) Scelta degli indicatori;
- (2) Trasformazione degli indicatori in punteggi da 0 a 1 (e così combinabili);
- (3) Integrazione degli indicatori in un indice SHI (*Soil Health Index*).

La metodologia di combinazione dei dati seguita è quella utilizzata nella maggior parte degli studi di valutazione ed è rappresentata schematicamente in Fig.8.

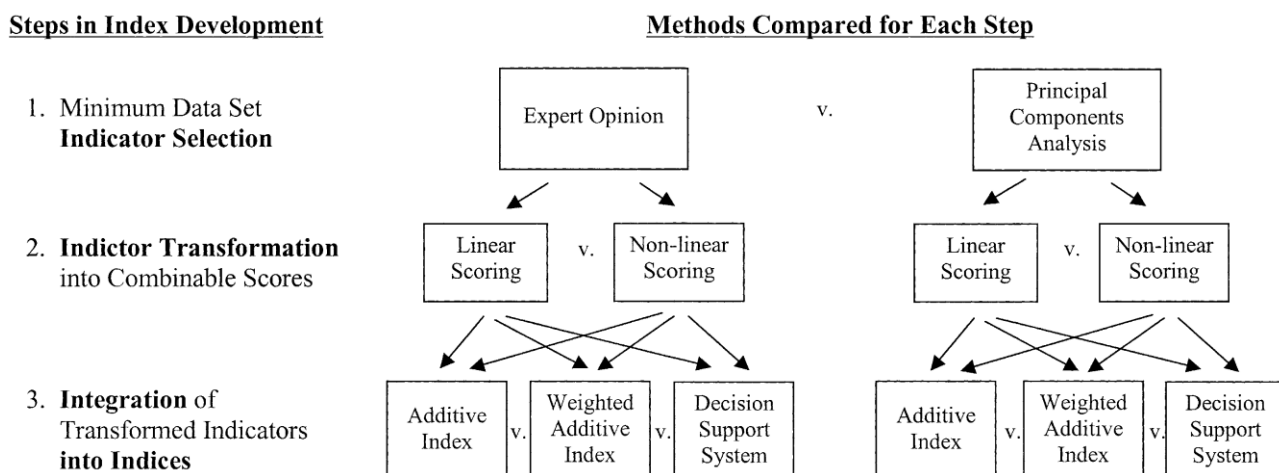


Fig.8 – Diagramma di flusso rappresentante i tre step di creazione dell'indice e i metodi alternativi utilizzati e comparati all'interno dello studio sperimentale, non si è considerato il DSS (Andrews *et al.*, 2002).

SCELTA DEGLI INDICATORI E DELLE FUNZIONI ECOLOGICHE DEL SUOLO

Sulla base dei risultati ottenuti sperimentalmente, sul MDS ottenuto, si è fatto poi un confronto tra la tecnica di scelta degli indicatori su base esperta (EO) e la tecnica di riduzione dei dati multivariata, attraverso una analisi delle componenti principali (PCA) (Fig.8). A livello di selezione degli indicatori non si sono fatte distinzioni tra le varie colture, e la procedura di screening è stata considerata per l'intero set di colture e rotazioni presenti.

Scelta su base esperta

Per la scelta degli indicatori da analizzare si sono analizzati i MDS presenti in letteratura sulla valutazione globale della qualità del suolo (Karlen *et al.*, 1994, Gregorich *et al.*, 1994; Doran and Parkin (1996), Doran and Safley (1997) Karlen *et al.*, 1997; Liebig *et al.*, 1999; Karlen *et al.*, 1999; Hussain *et al.*, 1999; Glover *et al.*, 2000; Filip *et al.*, 2002; Cambardella *et al.*, 2004; Andrews *et al.*,

2001,2002a,b,2004; Lima, 2007; Velazquez *et al.*, 2007, Masto *et al.*, 2008; Schindelbeck *et al.*, 2008; Gugino *et al.*, 2009; Idowu *et al.*, 2009; Rutgers *et al.*, 2012).

Ognuno degli indicatori scelti ha come caratteristiche principali l'essere sensibile ai cambiamenti di pratiche di gestione del suolo e soprattutto è rappresentativo di un particolare processo ecologico del suolo. I parametri scelti possono essere considerati come indicatori di un'ampia serie di processi critici che avvengono all'interno del suolo (Schindelbeck *et al.*, 2008) e, ognuno, è aggregabile in particolari *soil functions*, come suggerisce Kibblewhite *et al.* (2008). Il controllo finale incrociato sulla correttezza della scelta è stato eseguito sui risultati ottenuti dal processo di selezione degli indicatori operato sul database Java dello SMAF (Andrews *et al.*, 2004). Attraverso questo database, con diversi step decisionali, si è interrogato il potenziale MDS di 81 indicatori presenti nel database, utilizzando come criteri di scelta una combinazione di *management goals* (massimizzazione della produttività⁴, gestione dei rifiuti animali⁵ e protezione ambientale⁶), funzioni ecologiche correlate, fattori sito specifici, come clima, tipo di colture, tipo di lavorazioni e tipo di suolo. Se rientravano nella lista proposta da questa interrogazione l'indicatore è stato inserito nel MDS da analizzare per i sistemi agricoli dell'area di studio.

Le funzioni ecologiche scelte sono cinque e come riferimento si sono utilizzate quelle proposte inizialmente da Karlen *et al.* (1994) e successivamente migliorate e inserite nello SMAF da Andrews *et al.* (2004):

- ❖ **NUTRIENT CYCLING** – suoli che funzionano bene sono quelli che hanno un alto potenziale nel fornire quantità ottimali di nutrienti essenziali e immobilizzare i nutrienti che possono essere tossici o nocivi per le piante se rilasciati nell'aria o nell'acqua;
- ❖ **WATER MOVEMENT AND AVAILABILITY** (modificata) – il flusso di acqua libera è importante per fornire acqua nella zona radicale della pianta e per consentire il movimento in soluzione di nutrienti e organismi benefici del suolo. La partizione e lo stoccaggio di acqua e di soluzioni possono aiutare a massimizzare la percolazione profonda nella ricarica degli acquiferi e aiutare i terreni resistere alle forze erosive.
- ❖ **PHYSICAL STABILITY AND STRUCTURAL SUPPORT** – i suoli che funzionano bene hanno una struttura fisica che fornisce un mezzo per la crescita dell'apparato radicale delle piante e resiste alle forze erosive di vento e acqua. La struttura del suolo è strettamente correlata e spesso necessaria a molte altre funzioni. Inoltre aggregati stabili sequestrano e stabilizzano il carbonio in maniera più efficiente a lungo-termine.
- ❖ **FILTERING AND BUFFERING** – i suoli hanno una naturale capacità di degradare i composti tossici o pericolosi. Quando funzionano correttamente, i suoli possono trattare moderate quantità di taluni contaminanti presenti, rendendoli meno tossici per le piante e gli

⁴ l'obiettivo è definito come il miglioramento o il mantenimento della quantità di produzione, la qualità e la stabilità delle piante economicamente importanti come problema di gestione primario (Andrews *et al.*, 2004)

⁵ l'obiettivo prevede il riutilizzo di rifiuti animali (o altro) da eliminare dal flusso dei rifiuti, fornendo fertilizzanti e altri valori aggiunti in maniera ecologicamente corretta come problema di gestione primario (Andrews *et al.*, 2004).

⁶ l'obiettivo di protezione ambientale è definito come l'uso di pratiche efficaci che migliorano o mantengono la qualità dell'aria, del suolo e l'acqua nelle aziende agricole e nell'agroecosistema circostante, come fattore di preoccupazione della gestione (Andrews *et al.*, 2004).

animali, spesso degradando il composto o adsorbendone una certa quantità sulla superficie delle particelle.

- ❖ **BIODIVERSITY AND HABITAT** – si riferisce alla capacità naturale dei suoli di fornire le condizioni necessarie per supportare una varietà di piante e animali in salute. Dal punto di vista agronomico è importante per la gestione integrata dei patogeni, del ciclo dei nutrienti, e l'ecoturismo (inteso come salute dell'agroecosistema).

Scelta su base statistica (PCA)

L'analisi delle componenti principali (PCA) per una set di dati fornisce una combinazione lineare di variabili che tengono conto della massima varianza dei dati. I vettori ottenuti descrivono la migliore interpolazione alle n osservazioni in uno spazio a p -dimensioni. Tra le metodologie proposte in letteratura nell'usare la PCA per la selezione di una serie di indicatori da un più ampio data set di indicatori di qualità del suolo quella utilizzata in questo studio è quella presente in Andrews *et al.*, (2002) e Shukla *et al.* (2005). È stata condotta prima una PCA sui valori (*varimax rotation* con $media=0$ e $S.D.=1$) dell'intero data set di indicatori scelti su base esperta. Questo è stato fatto solo su quelli che mostravano differenze significative tra i sistemi di gestione attraverso Tuckey test ($p<0.05$). Come in Andrews *et al.*, (2002) e Shukla *et al.* (2005). Si è assunto che i componenti principali che hanno ricevuto il più alto autovalore (>1) rappresentassero al meglio la variabilità nel sistema. All'interno di ogni PC, si sono analizzati per ogni indicatore (variabile) i pesi (*factors loadings*) assegnati dalla PCA. Questi rappresentano il contributo di quell'indicatore nella composizione del singolo PC considerato. Si sono tenute in considerazione solamente le variabili con i pesi maggiori nel PC per la scelta degli indicatori da inserire nel MDS finale. Si sono selezionate così le variabili con i valori che rientrassero entro il 10% in valore assoluto del valore del *factors loading* più alto di quel PC. Come suggerito da Andrews *et al.* (2002), Sharma (2005), Shukla *et al.* (2005) e Lima (2007) quando più di un indicatore è trattenuto all'interno di un fattore è stata condotta un'analisi multipla della correlazione lineare per eliminare le variabili che possano essere considerate ridondanti e quindi eliminate. Per questo studio si è eliminata ogni variabile che presentava un coefficiente di correlazione lineare >0.6 con il *factors loading* più alto del PC considerato.

Scelta degli end-points come obiettivi di sostenibilità

Un motivo per il quale il data set di indicatori può fornire un eccellente banco di prova per l'indicizzazione della qualità del suolo è stata la possibilità di ottenere dalle aziende agricole esaminate una serie di dati di *end-point* che rispecchiassero una serie di obiettivi di sostenibilità (Andrews *et al.*, 2002a). Questi *end-points* sono stati utilizzati per valutare l'efficacia del MDS selezionato e la performance eco sistemica finale dell'indice ottenuto secondo le varie alternative possibili (Fig.8). Gli obiettivi di sostenibilità raccolti per ogni sistema agricolo sono la produzione netta (q/ha), l'uso di pesticidi (basato solamente sui tassi di applicazione in t/ha senza differenziazione del tipo di prodotto), il numero di lavorazioni annue (n° di passaggi al suolo/anno), la % di colture di copertura (stimata e mediata sui 9 mesi della stagione colturale) e la variazione di SOC (%), cioè la differenza nei valori misurati di SOC con i valori medi per i siti esaminati dell'unità

di suolo corrispondente nella “Carta dei suoli del bacino scolante in laguna di Venezia” (ARPAV, 2004). Andrews *et al.* (2002a,b,2004) fanno notare che questa tipologia di *end-point* serve in questa sede come test per identificare gli obiettivi di gestione sostenibile dell’agroecosistema (*management goals*), e sono nominabili perciò come obiettivi di sostenibilità (Fig.6).

TRASFORMAZIONE IN PUNTEGGI DEGLI INDICATORI

Dopo aver determinato i valori sperimentali degli indicatori del MDS, questi sono stati trasformati in punteggi (da 0 a 1). Gli algoritmi di trasformazione sono relazioni quantitative tra i valori empirici degli indicatori misurati e i valori normalizzati, e riflettono la performance di un servizio eco sistemico o di una funzione ecologica (Andrews *et al.*, 2004). La trasformazione di un indicatore in un punteggio rappresenta il livello associato di quella funzione/servizio in quel determinato agroecosistema (Karlen *et al.*, 1994). Il punteggio 1 rappresenta la massima potenzialità di quell’indicatore in quel sistema, cioè, l’indicatore non è limitante per i processi e le funzioni pertinenti, all’interno della capacità intrinseca del suolo (Andrews *et al.*, 2004). L’utilizzo di *scoring curve* per l’analisi dei dati sperimentali ottenuti e la loro sintesi in un indice finale (SHI) permette di fare interpretazioni sulla capacità di riflettere sia la funzione ecosistemica sia il valore assegnato all’indicatore dagli agricoltori e dalla società riguardo la produzione agricola a la protezione ambientale (Schiller *et al.*, 2001). Le forme che generalmente meglio descrivono questa relazione tra funzione ecologica e indicatore sono di tre tipi: “*more is better*”, “*less is better*” e “*optimum*” (Karlen *et al.*, 1994, Andrews and Carrol, 2001; Andrews *et al.*, 2002a, 2004; Gugino *et al.*, 2009). Dalla conoscenza scientifica e dagli studi presenti in letteratura per ogni indicatore si è scelta la curva e su questa si è modellato statisticamente la forma più appropriata. Due tecniche di trasformazione in punteggi sono state comparate: trasformazione lineare e non lineare (Fig.8).

Trasformazione lineare

I valori degli indicatori sono stati trasformati linearmente considerando per ogni indicatore il suo tipo di comportamento nella *scoring curve* (“*more is better*”, “*less is better*” or “*optimum*”) in relazione alla funzione del suolo espressa. Se per l’indicatore sono stati proposti dei valori soglia di qualità applicabili all’area di studio e riferite allo stesso metodo analitico, questi valori sono stati inseriti nella procedura di trasformazione.

Per gli algoritmi del tipo “*more is better*” si è utilizzata la seguente *linear scoring function* (LSF) (Masto *et al.*, 2008):

$$LSF = (x - LT)/(UT - LT)$$

dove x è il valore misurato, LT (*lower threshold*) il valore più basso ottenuto o se presente in letteratura il valore inferiore soglia dove la funzione assume punteggio 0, UT (*upper threshold*) il valore più alto ottenuto o se presente in letteratura il valore soglia superiore dove la funzione assume punteggio 1. Così procedendo se x è superiore a UT il punteggio diventa 1 (ottima qualità), e se inferiore a LT diventa 0 e considerato di scarsa qualità.

Per le LSF del tipo “*less is better*” invece si sono trasformati i valori secondo l’equazione (Masto *et al.*, 2008):

$$LSF = 1 - \left[\frac{(x - LT)}{(UT - LT)} \right]$$

Per le curve “optimum” si sono combinate le due curve precedenti a destra e sinistra del valore di optimum o del range ottimale (funzione trapezoidali) per quel parametro di qualità del suolo.

Trasformazione non lineare

Per effettuare la trasformazione non lineare si è utilizzato il software *CurveExpert 1.4*. Il software ha consentito di ottenere la migliore interpolazione degli algoritmi di trasformazione applicati, fornendo i parametri della *scoring curve* associata (curve logistiche o di Richards per lo più). L'intero data set di dati sperimentali per ogni valore sperimentale è stato innanzitutto testato se si distribuiva normalmente con $P=0.02$. Se il test non era significativo si reiterava trasformando prima i valori in $\ln(x)$, fino al raggiungimento di una distribuzione normale significativa.

Per il carbonio organico totale (SOC) e l'azoto potenzialmente mineralizzabile (PMN) si sono utilizzati gli *scoring algorithm* proposti all'interno dello SMAF (Andrews *et al.*, 2004):

$$\begin{aligned} \text{SOC: } \text{score}(y) &= 1/[1 + 50.1 \times \exp(-c \times \text{SOC})] \\ \text{PMN: } \text{score}(y) &= 1/[1 + 40.478 \times \exp(-c \times \text{PMN})] \end{aligned}$$

Dove SOC e PMN sono i valori osservati in g/kg e c un parametro sito specifico modellante la curva $c = f(\ln \text{SOC})$ dove $\ln \text{SOC}$ è la materia organica intrinseca ereditata dall'unità di suolo corrispondente della “Carta dei suoli del bacino scolante in laguna di Venezia” (ARPAV, 2004).

Per tutti gli altri indicatori (se presenti in letteratura i valori soglia di qualità riconducibili alle metodiche analitiche utilizzate e al contesto sito specifico dei sistemi agricoli esaminati) si sono normalizzati i valori secondo una *non-linear scoring curve* (NLSC) (Wymore, 1993):

$$\text{NLSC: } \text{score}(y) = \frac{1}{[1 + ((B - LT)/(x - LT))^{2S \times (B + x - 2LT)}]}$$

dove B è il *baseline value* con il quale l'indicatore ottiene un punteggio 0.5, LT (*lower threshold*) è il valore per cui la funzione è 0, x è il valore osservato dell'indicatore e S è la pendenza della curva al valore di B . Talvolta in letteratura gli autori non riportano il valore di S . In questo caso si è prima creata la curva secondo i valori di distribuzione normale, con le medie e le deviazioni standard dell'indicatore misurato. Dalla curva della distribuzione normale si ottenute tramite *CurveExpert1.4* il valore di S e questo poi inserito nell'equazione NLSC.

Per alcuni indicatori, invece, la NLSC è stata creata direttamente sul data set ottenuto dalle analisi sperimentali. Il motivo di questa scelta risiede, da un lato, nella mancanza di valori soglia affidabili in letteratura, dall'altro per la sito specificità e variabilità intrinseca del parametro studiato. I punteggi ottenuti derivano quindi dalla normalizzazione dei dati secondo la miglior curva fittante ottenuta con *CurveExpert1.4*.

Per ottenere degli *scoring algorithm* che fossero i più rappresentativi possibile delle condizioni climatiche, pedologiche e delle rotazioni colturali dei sistemi agricoli analizzati si è voluto modellare in secondo luogo le curve con alcuni fattori di controllo sito-specifici. Questi parametri si è considerato potessero cambiare il range di punteggi ottenibili dagli algoritmi di trasformazione (Fig.9). Per esempio l'USDA⁷ riporta la serie di fattori di controllo sito-specifici da tenere in considerazione per modellare le *scoring curve* e renderle trasferibili in diversi contesti pedo-climatici e gestionali.

⁷ Disponibile su: http://soilquality.org/tools/interpret_indicators.html (verificato 1/06/2012)

Nel nostro studio si è scelto dall'analisi della correlazione lineare tra i valori misurati degli indicatori quale fosse il parametro maggiorente influente per quell'indicatore (significatività a $P < 0,01$).

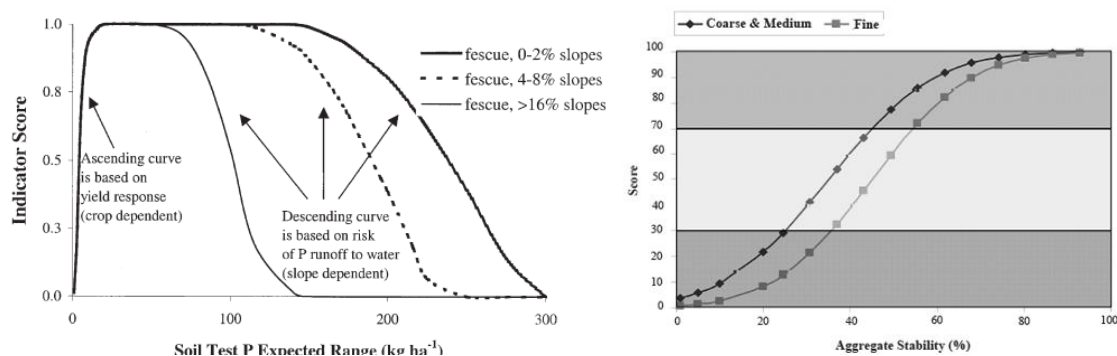


Fig.9 - (sinistra): *Scoring functions* per il fosforo assimilabile risultante dalle differenze che assume l'algoritmo nelle diverse zone se modellato con le diverse pendenze e tipo di coltura per una determinata classe di suoli dell'Iowa (USA) con SOC 3-3.5% (Andrews *et al.*, 2004). (destra): *Scoring functions* per la stabilità degli aggregati (WSA, %) modellata secondo le diverse classi tessiturali (Gugino *et al.*, 2009)

Si è scelto la tessitura (classi tessiturali⁸) come fattore sito specifico per la densità apparente, la porosità e il WFPS (*water-filled pore space*); il valore di SOC osservato per il carbonio attivo e le attività enzimatiche (non il pH come suggerito da Nannipieri *et al.* (2002), perché mai significativo a $P=0.01$); il valore di SOC intrinseco dei suoli per il PMN e il SOC, il contenuto volumetrico d'acqua per la respirazione del suolo, e il tipo di coltura per il pH e la conducibilità elettrica (EC).

INTEGRAZIONI DEGLI INDICATORI IN UN INDICE

Due sono le tipologie di indice di qualità/salute del suolo sviluppati: un indice additivo (ADD SHI) (Andrews *et al.*, 2002a, 2004; Masto *et al.*, 2008; Schindelbeck *et al.*, 2008, Idowu *et al.*, 2009) e un indice additivo pesato (WTD SHI) (Karlen *et al.*, 1994, Hussain *et al.*, 1999; Glover *et al.*, 2002; Andrews *et al.*, 2002; Lima, 2007). Questi si sono applicati sia ai punteggi ottenuti dalla trasformazione lineare, sia quelli con la trasformazione non lineare. Per tutti i metodi di indicizzazione, i punteggi di SHI per i sistemi di gestione agricoli analizzati sono stati comparati usando una two-way ANOVA. Più alti i valori di SHI ottenuti, migliore è stata considerata la qualità/salute del suolo di quel sistema di gestione.

Indice additivo (ADD-SHI)

Sui punteggi degli indicatori scelti su base esperta (EO) e statistica (PCA) si è calcolato l'ADD-SHI con la seguente formula:

$$ADD - SHI = \frac{\sum_{i=1}^n S_i}{n}$$

dove S_i è il punteggio della trasformazione lineare o non lineare dell' i -esimo indicatore e n è il totale di indicatori considerati. Sui punteggi sommati si è calcolata media e deviazione standard.

⁸ Ogni campione è stato inserito in ognuna delle 5 classi tessiturali afferenti: (1) Sabbioso; (2) Franco sabbioso; (3) Franco; (4) Limoso argilloso, (5) Argilloso.

Indice additivo pesato (WTD-SHI)

Una volta trasformati i valori, ogni campione è stato pesato attraverso i pesi ottenuti dalla PCA. Ogni componente principale (PC) spiega un certo ammontare in termini percentuali della variazione dei dati nel data set totale. Questa percentuale è stata con la % totale spiegata da tutti i componenti principali (PC) con *eigen values*>1.

Il valore ottenuto, standardizzato ad uno, come in Andrews *et al.*(2002a), Sharma *et al.*(2005) e Masto *et al.* (2008) è stato utilizzato come fattore di pesatura nel ADD-SHI per tutti gli indicatori scelti all'interno di ogni PC. Il WTD-SHI si è calcolato nel seguente modo (e normalizzato ad uno) (Sharma *et al.*, 2005; Masto *et al.*, 2008):

$$WTD - SHI = \sum_{i=1}^n S_i \times W_i$$

dove S_i è il punteggio della trasformazione lineare o non lineare dell' i -esimo indicatore e W_i è il peso ottenuto dalla PCA. Per l'MDS su base esperta, essendo stati scartati degli indicatori con la selezione tramite PCA, i pesi di questi indicatori eliminati sono stati scelti all'interno del PC dove l'indicatore scartato ha un peso più elevato e significativo. Sui punteggi di WTD-SHI ottenuti per i campioni dei vari sistemi di gestione si è calcolata infine la media e la deviazione standard.

Indice additivo pesato con funzioni ecologiche del suolo (WTD_{sf} - SHI)

Un altro indice additivo pesato (WTD_{sf} - SHI) è stato calcolato attraverso l'utilizzo delle funzioni ecologiche del suolo, le quali sono pesate e integrate secondo la seguente espressione:

$$WTD_{sf} - SHI = 0.25 \cdot s(NC) + 0.20 \cdot s(WMA) \\ + 0.25 \cdot s(PSS) + 0.15 \cdot s(FB) + 0.15 \cdot s(BH)$$

dove i numeri sono i pesi assegnato a ciascuna funzione ecologica del suolo (da 0 a 1), e $s()$ il punteggio della singola funzione del suolo, cioè la capacità del suolo di fornire la i -esima funzione ecologica: NC: *Nutrient Cycling*, WMA: *Water Movement and Availability*, PSS: *Physical Stability and Structural Support*, FB: *Filtering and Buffering*, BH: *Biodiversity and Habitat*.

L'MDS ottenibile in tal modo valuta la capacità del suolo di fornire dei servizi ecosistemici all'interno di quell'agroecosistema (Schindelbeck *et al.*, 2008), seguendo la metrica della pesatura proposta da Karlen *et al.*(1994) e nei casi di studio di Hussain *et al.* (1999), Lima (2007), Masto *et al.* (2008) e nel calcolo degli EPI (*Ecosystem-service Performance Index*) proposti da Rutgers *et al.* (2012) e Liebig *et al.* (2001). Il prodotto $w \cdot soil\ function$ è quindi interpretabile in termini di indice di performance ecosistemica (EPI) della singola funzione, e calcolabile con la formula di ADD-SHI, solo che in questo caso S_i è il punteggio della funzione ecologica del suolo e non l'indicatore di qualità del suolo. La somma dei punteggi di EPI delle 5 funzioni fornisce la salute globale del suolo, da 0 a 1, in accordo cogli obiettivi di gestione, i requisiti colturali, e le condizioni climatiche e pedologiche sito-specifiche selezionate attraverso lo SMAF (Andrews *et al.*, 2004).

Alle funzioni *Nutrient Cycling* e *Physical Stability and Structural Support* si è assegnato un peso di 0.25 , rispetto *Water Movement and Availability* (0,20), *Biodiversity and Habitat* (0.15) e *Filtering*

and Buffering (0.15). Questo perché si sono considerati importanti gli impatti previsti del cambiamento climatico su queste funzioni ecologiche e gli indicatori che le rappresentano (Singh *et al.*, 2011).

E' sembrato necessario sottolineare con l'attribuzione di questi pesi, come gli scenari futuri di gestione del suolo debbano essere concentrati sulla funzionalità ecosistemica e la resilienza dell'ecosistema suolo (Powsoln *et al.*, 2011b, Turbe *et al.*, 2010). Questo comporta, che tematiche come il sequestro del carbonio e il pool di sostanza organica (Lal, 2011,2010,2004, Powsoln *et al.*,2011a), la dinamica dei nutrienti (Drinkwater and Snapp, 2007), ed in secondo luogo lo stoccaggio e l'infiltrazione dell'acqua (autore ciclo acqua) sono problematiche primarie nella valutazione della sostenibilità delle pratiche agricole. Si è perciò adottata una pesatura crescente in base alle priorità di gestione del suolo. Ritornando all'indice, un suolo ideale è quindi quel terreno che fornisce in maniera ottimale tutte le funzioni ecologiche e assume un punteggio di 1. Come riportano Hussain *et al.* (1999) se esistono delle problematiche di degrado del suolo, dovute a ad una gestione non sostenibile, il valore di $WTD_{sf} - SHI$ può calare fino a 0 che significa un suolo degradato dell'intera sua funzionalità. La costruzione dell'indice si è basata sulla scelta di indicatori di primo e secondo livello che rappresentassero direttamente le varie funzioni ecologiche considerate. Per l'indice costruito su base esperta si sono selezionati gli indici dal MDS su base esperta che rappresentano al meglio i processi ecologici della funzione, per l'indice su base statistica (PCA), invece, si sono mantenuti gli indici ottenuti dal MDS su base esperta e poi eliminati quelli indicati dai risultati della PCA. I pesi di ogni indicatore derivano in parte dallo schema di pesatura utilizzato da Hussain *et al.* (1999), soprattutto per le sottofunzioni ecologiche rappresentate dagli indicatori di secondo livello, in parte su base esperta, e la restante parte di indicatori dai fattori di pesatura ottenuta con la PCA e normalizzati da 0 a 1 all'interno della i-esima funzione. Questi vengono moltiplicati per il punteggio dell'indice ottenuto dalle trasformazioni lineari e non lineari, e la somma di questi valori, per tutti gli indicatori rappresentanti quella funzione, danno il punteggio in termini di performance eco sistemica della funzione stessa. Sui punteggi di $WTD_{sf} - SHI$ ottenuti per i campioni dei vari sistemi di gestione si è calcolata infine la media e la deviazione standard.

COMPARAZIONE DEI RISULTATI DEGLI INDICI

I risultati dei tre indicatori di salute del suolo, sia scelti su EO che su PCA, sono stati comparati coi dati sperimentali originari per comprendere i meccanismi dominanti nella fase di indicizzazione e come tentativo di validazione del metodo più efficace. Si sono scelte tre differenti modalità di comparazione prendendo spunto da Andrews *et al.* (2002a,2004), Lima (2007) e Mastro *et al.* (2008):

- una volta che gli MDS su base esperta e statistica sono stati combinati nei vari indici, i risultati degli indici sono stati analizzati attraverso una *two-way* ANOVA per testare gli effetti dei sistemi di gestione e gli effetti delle colture all'interno di ogni sistema di gestione;
- si sono esaminate le differenze tra i sistemi di gestione sui risultati ottenuti per i diversi indici prima con una ANOVA one-way, e secondariamente attraverso una analisi della correlazione lineare di Pearson tra i risultati degli indici, i singoli indicatori e le variabili di

end-point per testare il livello di corrispondenza tra singolo indicatore e indice globale e per capire quale sia la direzione del cambiamento dell'indice al variare del valore dell'obiettivo di sostenibilità;

- per testare l'abilità degli MDS scelti su base esperta e statistica nell'esprimere la variabilità degli *end-points* si è condotta una regressione lineare multipla usando gli MDSs (come variabili indipendenti) e regredendoli iterativamente coi vari *end-points* (usati come variabile dipendente).

ANALISI STATISTICHE

Per effettuare i test statistici sulle differenze significative esistenti tra gruppi di dati e i vari fattori categoriali (quali sistemi di gestione, colture e tipo di lavorazioni) si è condotta l'ANOVA una e due vie (con Tuckey test) con il software *SigmaStat 3.5*. Con questo software si sono eseguite anche le regressioni lineari multiple e singole, oltre al calcolo dei coefficienti di correlazione lineare di Pearson. L'analisi delle componenti principali è stata eseguita attraverso l'utilizzo del software R (R Project for Statistical Computing⁹). Il comando usato per la PCA è *prcomp(dati[XXX])* e per la *varimax rotation* il comando: *scale(dati[XXX])*. L'interpolazione lineare e non lineare e la modellazione delle curve di trasformazione dei valori in punteggi è stata invece eseguita con il software *CurveExpert Pro 1.4*¹⁰.

MATERIALI E METODI

AREA DI STUDIO E SISTEMI AGRICOLI ESAMINATI

Come caso di studio si sono scelte quattro aziende agricole che si ritrovano all'interno del bacino scolante della laguna di Venezia. L'area di studio principale si riferisce all'area che è rappresentativa delle unità di suolo della bassa pianura antica del fiume Brenta. La posizione geografica delle aziende esaminate è: *Organic* (lat 45°25'15,6" N long 12°16'8,4"E); *Conv-1* (lat 45°37'27,5" N long 12°7'33,7"E); *Conv-2* (lat 45°30'49,8" N long 12°5'58,9"E). I suoli sono altamente differenziati (Oxiaquic Eutrudepts fine-silty, mixed, mesic per le aziende *Organic* e *Conv-2* e Aquic Eutrudepts fine, mixed, mesic per l'azienda *Conv-1*), decarbonatati in superficie, presentano orizzonte Bk e drenaggio mediocre con materiale parentale e substrato costituiti da limi fortemente calcarei (ARPAV, 2004). L'azienda *Org-rb* (lat 45°34'28,5" N long 12°28'20,7" E) invece corrisponde a una zona, tra Portegrandi e Musile di Piave, oggi bonificata, che un tempo era occupata da paludi della bassa pianura recente del fiume Piave. I suoli ad alta differenziazione del profilo (Cumulic Endoaquolls fine silty, mixed, mesic), hanno drenaggio difficoltoso e accumulo di sostanza organica in superficie (orizzonte mollico), e come materiale parentale sono costituiti da limi palustri estremamente calcarei e substrato da limi e sabbie molto fini (ARPAV, 2004).

Quattro sono le tipologie di sistemi agricoli considerati per la produzione orticola di questo territorio, e si differenziano per rotazioni colturali, tipologia di lavorazione e uso di input esterni

⁹ Scaricabile su: <http://www.r-project.org/> (verificato 1/06/2012)

¹⁰ Scaricabile su: <http://www.curveexpert.net/products/curveexpert-professional/> (verificato 1/06/2012)

(Tab.1). I sistemi convenzionali fanno parte delle rete O.P.O. Veneto¹¹ e a questa fanno riferimento per quanto riguarda le soglie di applicazione di pesticidi e fertilizzanti chimici. I sistemi *Conv-1* (Fig.10c) e *Conv-2* (Fig.10d), operano da vent'anni un'agricoltura convenzionale con monoculture di radicchio rosso di Treviso I.G.P. (*Conv-2*) e rotazioni biennali mais+radicchio (*Conv-1*). Le lavorazioni sono profonde, composte da circa 4-6 passaggi l'anno, tra arature profonde, fresature e baulature (come in *Conv-2*). Non ci sono input di materia organica e si ricorre ad ampie concimazioni minerali, *Conv-1* (400q/ha) *Conv-2* (500q/ha), con il K come elemento preponderante.

Il sistema *Organic* (Fig.10b), invece, attua un'agricoltura biologica da 20 anni, con lavorazioni meno profonde e ripetute, solamente 2 passaggi l'anno. Gli input di materiale organico ammendante sono rappresentate da letame bovino maturo (400q/ha) e non vi è nessun input chimico, a parte i consueti trattamenti leggeri con rame e zolfo. Questo sistema di gestione comprende una rotazione biennale radicchio-mais, intervallata durante l'autunno da un sovescio con cereali, piselli, veccia e orzo e parcelle di farro.

Il trattamento *Org-rb*¹² (Fig.10a), invece, è il più particolare dei quattro, oltre ad esser impostato su terreni diversi, adotta un sistema di coltivazione su aiuole rialzate di 15 cm con pacciamatura in paglia e telo biodegradabile in amido di mais. Le aiuole sono di 90cm di larghezza per 90 m di lunghezza. In questo sistema agricolo le lavorazioni sono ridotte (solo i primi 15 cm con fresatura superficiale) e l'input organico è composto da humus vegetale derivante da scarti di patate e sfalci.



Fig. 10 – Immagini relative ai quattro sistemi agricoli analizzati. A: *Org-rb*; B: *Organic*; C: *Conv-1*; D: *Conv-2*

¹¹ O.P.O. Organizzazione Produttori Ortofrutticoli Veneto. Sito web: <http://www.ortoveneto.it/> (verificato 1/06/2012)

¹² Azienda Agricola Perbacco. Sito web: <http://www.perbacco-bio.it/> (verificato 1/06/2012)

Tab. 1 – Descrizione dei quattro sistemi di gestione scelti per lo studio sperimentale.

SISTEMA (area)	ROTAZIONI (anno, coltura)	LAVORAZIONI (n°, tipo e prof)	INPUT MATERIA ORGANICA (tipo e quant.)	INPUT CHIMICI (tipo e quant.)	
				FERTILIZZANTI	PESTICIDI
Org-RB (0,75ha)	1. Radicchio Tv 2. Crucifere	Vangatura + baultatura (15 cm)	Humus vegetale (16-18q/riga) incorporato con fresatura	Nessuno	Nessuno
	1. Solenacee 2. Cucurbitacee	Fresatura (5cm)			
	1. Cucurbitacee 2. Crucifere		Interramento paglia della pacciamatura		
Organic (0,45 ha + 0,1ha)	1. Radicchio TV + (Sovescio + farro) 2. Mais	Aratura 40 cm (ogni 3 anni) Trinciatura Fresa rotante (25 cm) Erpicoltura (10 cm)	Letame bovino (400q/ha)	Nessuno	Propoli agricolo (15l/ha) CaSO ₄ (100g/ha) Zolfo (1kg/ha)
	1. Radicchio TV 2. Mais	Aratura (50 cm) 2 Fresature (35 cm)	Nessuno	Minerale (400kg/ha) N: 124kg/ha P: 144 kg/ha K: 172kg/ha Bo: 1,4kg/ha	Diserbanti: STOMP AQUA (1.4l/ha) CLORPROPHAM (2.5l/ha) Insetticidi: STEWARD (125g/ha) KARATE ZEON (0.1l/ha) AFFIRM (1.5kg/ha) Fungicidi: ZOLFO (8kg/ha) RIZOLEX (1.5kg/ha) OSSICLORURO DI RAME (7kg/ha)
Conv-1 (2,2ha)	1. Radicchio TV 2. Mais	Aratura (50 cm) 2 Fresature (35 cm)	Nessuno	Minerale (400kg/ha) N: 124kg/ha P: 144 kg/ha K: 172kg/ha Bo: 1,4kg/ha	Diserbanti: STOMP AQUA (1.4l/ha) CLORPROPHAM (2.5l/ha) Insetticidi: STEWARD (125g/ha) KARATE ZEON (0.1l/ha) AFFIRM (1.5kg/ha) Fungicidi: ZOLFO (8kg/ha) RIZOLEX (1.5kg/ha) OSSICLORURO DI RAME (7kg/ha)
	1. radicchio TV 2. radicchio TV 3. radicchio TV + cover crop	Aratura (60 cm) 2 Fresature (35 cm) Baultatura	Nessun	Minerale (500kg/ha) N: 130kg/ha P: 155kg/ha K: 190kg/ha Calcio cianamide (200kg/ha)	Insetticidi: STEWARD (125g/ha) KARATE ZEON (0.1l/ha) Fungicidi: ZOLFO (8kg/ha) RIZOLEX (1.5kg/ha) OSSICLORURO DI RAME (7kg/ha) DECIS (0.5l/ha)
Conv-2 (0,5ha)	1. radicchio TV 2. radicchio TV 3. radicchio TV + cover crop	Aratura (60 cm) 2 Fresature (35 cm) Baultatura	Nessun	Minerale (500kg/ha) N: 130kg/ha P: 155kg/ha K: 190kg/ha Calcio cianamide (200kg/ha)	Insetticidi: STEWARD (125g/ha) KARATE ZEON (0.1l/ha) Fungicidi: ZOLFO (8kg/ha) RIZOLEX (1.5kg/ha) OSSICLORURO DI RAME (7kg/ha) DECIS (0.5l/ha)
	1. zucchini 2. radicchio TV 3. radicchio TV 4. radicchio TV	2 Arature (50 cm) 3 Fresature (35 cm)		Fertirrigazione: N: 170 kg/ha P: 50 kg/ha K: 180 kg/ha	Solfato di rame (300g/ha) ACTARA (200g/ha) Zolfo (3kg/ha) Propoli (1l/ha)

DISEGNO DI CAMPIONAMENTO E ANALISI DI LABORATORIO

Per l'impostazione concettuale e i dettagli tecnici del disegno e delle tecniche di campionamento si sono seguite le proposte all'interno di Tugel *et al.* (2008). Il campionamento dei terreni è stato eseguito per i campioni *Org-rb* nel mese di luglio 2011 e per i restanti sistemi agricoli nel mese di settembre 2011. Per ogni azienda selezionata, al fine di ottenere un campione il più possibile rappresentativo del sistema agricolo, si è deciso di procedere con un campionamento a W (Fig.11), secondo la metodologia proposta da Gugino *et al.* (2009). Ogni parcella campionata è rappresentativa dello stesso tipo di suolo, pratiche di gestione, rotazione colturale e produzioni. Se nella stessa azienda, erano presenti diverse tecniche di gestione o rotazioni colturali, si procedeva alla divisione in due campioni finali della parcella. Ogni campione rappresentativo si è ottenuto da 10 sub-campioni raccolti a ogni step nei primi 15 cm di profondità tramite paletta (Fig.12a), previa pulizia del primo cm superficiale da eventuali croste e residui colturali, teli pacciamanti ecc.. Si è cercato di raccogliere nell'interfila il più possibile vicino alla pianta in coltura. Per le aiuole rialzate dell'azienda *Org-rb* la particolarità del sistema ha consentito un campionamento lineare, raccogliendo i sub-campioni ad intervalli di 6-7m lungo le aiuole, sempre per un totale di 10 sub-campioni per campione rappresentativo finale. Alla fine del campionamento i sub-campioni raccolti, sono stati disposti su un telo e miscelati per l'ottenimento del campione finale da 2-2.5 kg. Tre campioni finali sono stati raccolti per il sistema *Org-rb* (n=3), quattro per l'*Organic* (n=4), due per il sistema *Conv-1* (n=2) e quattro per il sistema *Conv-2* (n=4), per un totale di 13 campioni rappresentativi di 4 sistemi di gestione.

Per i campioni di densità apparente (Fig.11), attraverso l'inserimento manuale di cilindri di 69cm³ a 7,5cm di profondità (Fig.12c), si è proceduto alla raccolta di tre repliche per questo parametro fisico. Non si è utilizzato il martello per non alterare lo stato di compattazione del suolo. Separatamente, poi si sono raccolte tre repliche indisturbate di suolo, secondo un schema a triangolo (Fig.11), per l'analisi dell'indice di qualità biologica del suolo (QBS-ar) (Fig.12b). Nelle stazioni di campionamento biologiche (Fig.11) è stata inoltre condotta in campo la determinazione della densità di lombrichi. Ultimo step del lavoro in campo è stato quello di effettuare, su ogni sistema di gestione, il test di infiltrometria del suolo con simulatore di pioggia, sui tre siti più rappresentativi delle condizioni tessiturali e di aggregazione medie del suolo.

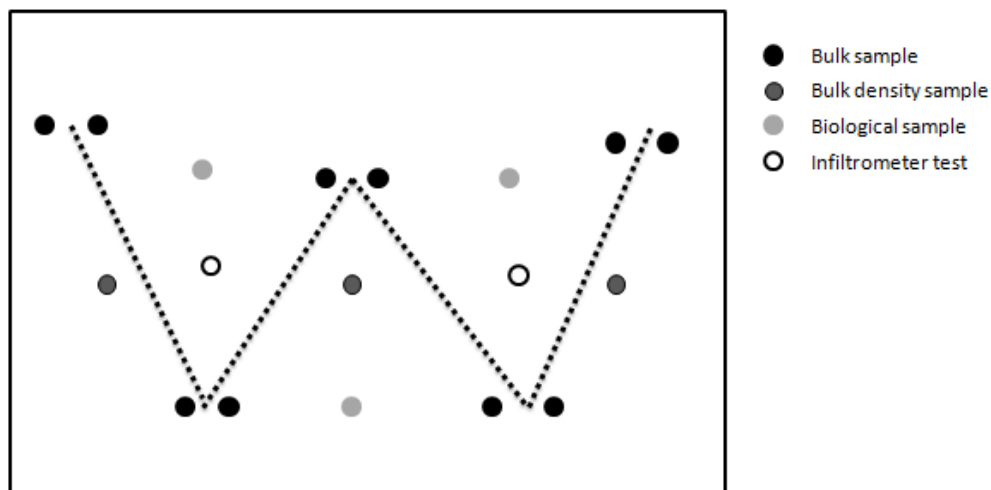


Fig.11 – Disegno di campionamento adottato in campagna. Le diverse gradazioni di grigio indicano le diverse tipologie di campione prelevato e il numero di repliche di sub campioni collezionati.

I campioni raccolti sono stati messi in sacchetti di plastica e portati in giornata in laboratorio e messi a seccare all'aria (Fig.12e), alcune aliquote di campione sono state messe in congelatore a -20°C per la successiva determinazione dei parametri biologici e biochimici. Una volta seccato, un kg di suolo intatto è stato separato per le analisi sugli aggregati, il restante campione setacciato a 2mm. 10g di suolo (x 3 repliche) sono stati messi subito in stufa a 105°C per la determinazione dell'umidità di campo (g_{H_2O}/g_{suolo}).

Per qualsiasi analisi sono state condotte tre repliche in laboratorio. Per tutte le analisi chimiche e fisiche i campioni sono stati ogni volta, all'inizio dell'analisi, seccati a 105°C, per evitare di volta in volta la correzione coi fattori di umidità. Per la maggior parte delle analisi biologiche e microbiologiche invece si è adottato il sistema a bagnamento per capillarità proposto da Haney and Haney (2010) (Fig.12d). Questo per portare tutti i campioni in un range di WFPS di 50-60% e avere il sufficiente contenuto gravimetrico d'acqua per determinare i parametri biochimici di attività microbica e mineralizzazione del carbonio e dell'azoto.



Fig.12 – (A): prelievo di campione di suolo a 0-15cm; (B): prelievo di campione per QBS-ar con cilindro (1000cm³); (C): prelievo di campione (3 repl.) di densità apparente con cilindri da 69cm³; (D): bagnamento per capillarità su fiasca da 500 ml, con 1 cm d'acqua che risale per capillarità su bicchiere di plastica forato; (E): asciugatura all'aria dei campioni.

Indicatori fisici

La **tessitura** è stata determinata, secondo i metodi ministeriali (MIPAAF, 2000a), attraverso una sedimentazione e setacciatura ad umido (metodo delle pipetta) previa distruzione della sostanza organica con H₂O₂ e dispersione chimico-fisica con sodio esametafosfato in agitatore meccanico. Le classi granulometriche ottenute sono sabbia (da 2 a 0,05 mm), limo grosso (da 0,05 a 0,02 mm), limo fine (da 0,02 a 0,002 mm) e argilla (<0,002 mm).

La **densità apparente** è stata ottenuta tramite il prelievo di campioni cilindrici a volume noto (69cm³), il cui contenuto è stato posto in stufa a 105°C per 48 ore per la determinazione del peso secco e il calcolo della densità apparente (g/cm³).

La **porosità** (%) si è stimata con l'equazione:

$$Porosità (\%) = (densità\ apparente / densità\ particelle) \times 100$$

dove si è utilizzato il valore di riferimento di 2.65 g/cm³ per la densità delle particelle.

Per il **water-filled pore space (WFPS)** si è utilizzata l'equazione (Franzluebbers,1999):

$$WFPS (\%) = [(SWC - BD)/(1 - porosity)] \times 100$$

dove SWC è il contenuto gravimetrico d'acqua (g_{H_2O}/g_{suolo}) al momento del campionamento, BD è la densità apparente (g/cm^3).

Il test dell'**infiltrabilità in campo** è stato condotto attraverso l'utilizzo di un simulatore di pioggia. Questo strumento (Fig.13), si ispira come costruzione al *Cornell Sprinkle Infiltrometer* proposto e testato da van Es e Schindelbeck (2008) e consiste in un simulatore portatile di pioggia che è posto in campo su un disco di infiltrazione rigido (area: 350 cm^2 , 11 cm profondità) e permette l'applicazione di tassi di pioggia preimpostati, previa taratura dello strumento. Per l'area di studio si è scelto un tasso di pioggia con range di 0,30-0,4 cm/h che rappresenta in media le piogge intense autunnali e primaverili dell'entroterra veneziano. Il principio dello strumento (Fig.14) si basa sull'applicazione di una pioggia e la quantità che arriva al terreno viene misurata come *run-off* superficiale (acqua che fuoriesce dal tubo di troppo pieno del disco rigido).

Tre test per sistema di gestione sono stati condotti, di durata 40-50 min ciascuno. I parametri monitorati in campo sono stati: r (tasso di pioggia costante durante l'esperimento), calcolato secondo la formula:

$$r = [H1 - H2] / T_f$$

dove H1 è l'altezza iniziale (cm) del livello d'acqua nel simulatore di pioggia, H2 l'altezza finale e T_f il tempo del monitoraggio (intervalli di 3 minuti); il tasso di run-off (ro_t , cm/min) si è calcolato con la formula:

$$ro_t = V_t / (349.667 * t)$$

dove V_t è il volume (ml) di acqua raccolta durante t , che è l'intervallo di tempo per il quale l'acqua di *run-off* è monitorata (3 minuti a partire dall'istante della prima goccia fuoriuscita), 349.667 è l'area del disco (cm^2); e il tasso di infiltrazione finale che è stato calcolato secondo l'equazione:

$$i_t = r - ro_t$$

Il tasso finale di infiltrazione satura del sito è calcolato poi sulla media dei valori costanti raggiunti da un certo t in poi durante l'esperimento di infiltrometria e calcolato come segue:

$$i_t = i_t \cdot f$$

dove f è un fattore di correzione tessiturale proposto da van Es e Schindelbeck (2008).

Per quanto riguarda i parametri sullo stato di aggregazione del suolo si sono determinati diversi indici di stabilità degli aggregati all'acqua e due parametri dimensionali degli aggregati, MWD (*Mean Weight Diameter*) e GWD (*Geometric Weight Diameter*).

Per testare la **stabilità degli aggregati** all'impatto naturale delle gocce di pioggia (**WSArf**) si è utilizzato il simulatore di pioggia. Seguendo il metodo proposto da Gugino *et al.* (2009) rialzando in laboratorio da terra lo strumento a 50 cm e applicando una pioggia con gocce da 4mm di diametro si è proceduto a simulare un pioggia intensa per 5 mm sui campioni di suolo. Sono stati pesati circa 20 g di suolo della frazione 0.25-2 mm (*small macroaggregate*), e questi sono stati posti su un setaccio da 0.25mm e sulla sua superficie è stato eseguito il test di simulazione di pioggia. Si è calcolato che circa dodici gocce al secondo di 0,74J l'una cadevano su ogni setaccio.

I setacci sono stati posti in stufa a 105°C per 48 ore e calcolato l'indice WSArf con la formula:

$$WSA_{rf} = W_{stable}/W_{total}$$

dove W_{stable} (Fig.15b) sono i g di suolo rimasti sul setaccio dopo il test e W_{total} (Fig.15a) i g di suolo analizzati.

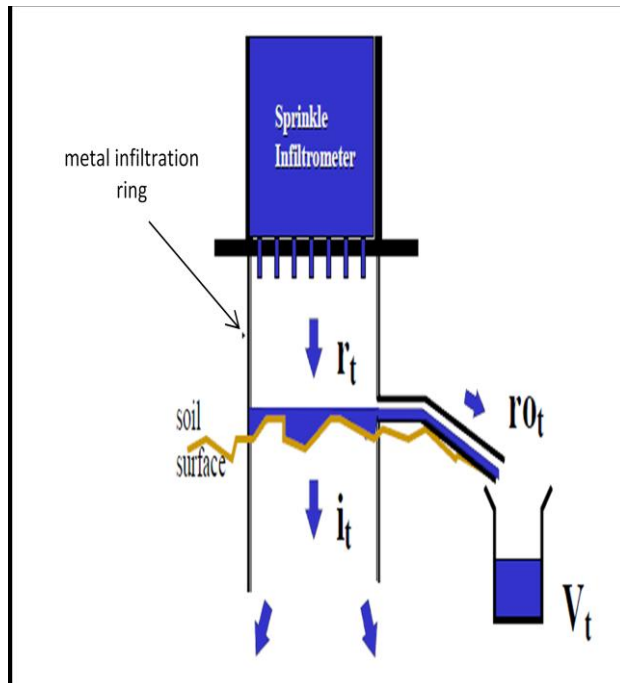


Fig. 13 – Principio, parametri monitorati e disposizione in campo del simulatore di pioggia accoppiato al disco rigido (van Es e Schindelbeck, 2008).



Fig. 14 – Esecuzione del test di infiltrometria effettuato in campo. Si osservi il tubo di scarico per il run-off, il cilindro per misurare l'acqua e il disco rigido inserito a 11 cm di profondità.

Invece per gli altri **indici di stabilità degli aggregati** si è utilizzata la setacciatura ad umido. Lo schema di frazionamento, si divide in due step. Dal primo frazionamento si sono ottenute le seguenti frazioni dimensionali di aggregati (Fig.16), secondo il metodo proposto da Six *et al.*(2000a):

- ❑ *large macroaggregate*, IMA (8–2mm)
- ❑ *small macroaggregate*, SMA (2-0,25 mm)
- ❑ *microaggregate*, mA (250 - 53µm)
- ❑ *silt+clay*, S+C (< 53µm)

La metodologia è stata applicata ai primi 15 cm di suolo superficiale. Questa zona, secondo Six *et al.*(2000b) e Denef *et al.*(2004,2007), è lo strato maggiormente sensibile alle modificazioni di breve periodo dovute alle pratiche di gestione. La metodologia di frazionamento segue quella di Elliot (1986), dove i suoli vengono prima setacciati a 8mm e poi 100 g di sub campione (x3 repliche) vengono immersi 5 min in acqua bidistillata (*slaking*). L'aria presente negli aggregati secchi viene soppiantata dalla pressione dell'acqua che entra e distrugge il legame esistente tra gli aggregati (Gale *et al.*, 2000). Il suolo viene poi posto su un setaccio da 2 mm, immerso in 1 cm d'acqua e viene setacciato a mano con movimenti verticali ascendenti e discendenti per 2 min (25 colpi/min) (Fig.17). I *large macroaggregate* (IMA) rimasti sul setaccio vengono raccolti in vaschette d'alluminio e portati in stufa per l'asciugatura a 105°C per 48 ore, e poi infine pesati.

Viceversa la frazione di aggregati che ha passato la maglia di 2 mm viene raccolta, posta su un setaccio da 0,25mm e ripetuta la stessa procedura.

Si ottiene la frazione di *small macroaggregate* (sMA). Così facendo anche sul setaccio finale da 53µm si ottengono, una volta completate le asciugature, le quattro frazioni dimensionali. Ai pesi ottenuti nelle frazioni macro- e microaggregati si è sottratto la frazione di sabbia della stessa dimensione, perché la sabbia in generale non prende parte ai legami di aggregazione tra le particelle organiche e minerali (Gale *et al.*, 2000, Six *et al.*, 2000a,b). Sebbene giochi un ruolo passivo nell'aggregazione Marquez *et al.* (2004) hanno dimostrato la grande sensibilità del contenuto in sabbia e la sua redistribuzione con la setacciatura ad umido, affermando la necessità della correzione del peso della sabbia nell'interpretare i risultati nella composizione dinamica degli aggregati. Perciò, 5 grammi di sub-campione per ogni frazione dimensionale ottenuta, sono stati agitati per 18 h con 40 ml di sodio esametafosfato (5g/l) e posti nei setacci della classe dimensionale appropriata per la setacciatura, asciugatura e pesatura del contenuto di sabbia.

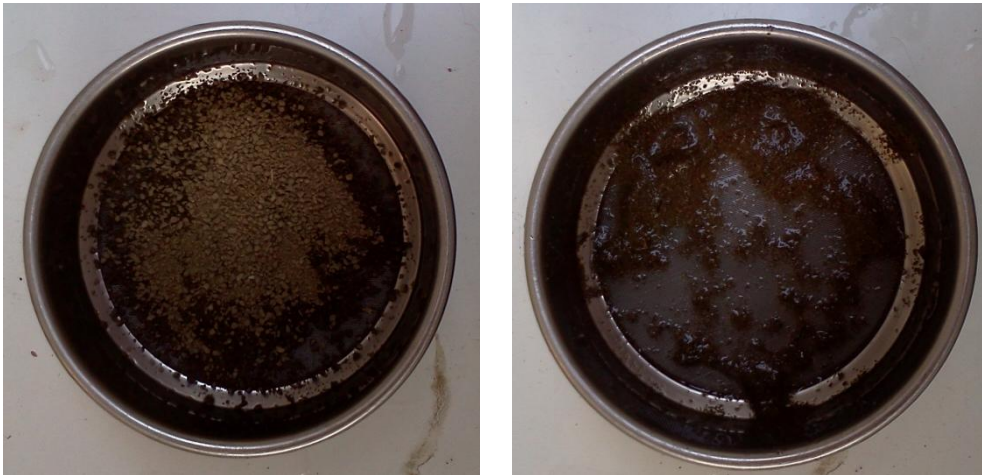


Fig.15 - (A) il suolo nel setaccio prima della simulazione di pioggia; (B) gli aggregati stabili rimasti sul setaccio dopo il test .



Fig.16- Le quattro frazioni dimensionali di aggregati ottenuti dalla setacciatura ad umido.



Fig.17 - Setacciatura ad umido attraverso movimenti verticali ascendenti e discendenti per 2 min (25 colpi/min).

Dai dati ottenuti dal primo frazionamento si sono calcolati gli indici di Tab.2. Contemporaneamente alla setacciatura con pretrattamento di *slaking* è stata affiancata una setacciatura con pretrattamento del campione effettuato attraverso bagnamento per capillarità (Fig.12d). Secondo la metodologia proposta da Marquez *et al.* (2004) (Fig.18), per ottenere una più efficace distribuzione di stabilità degli aggregati è necessario affiancare allo *slaking*, un bagnamento per capillarità e un successivo *slaking* sulla frazione di macroaggregati, per evitare di sottostimare la frazione di *large* e *small macroaggregate* che lo *slaking* produce come guadagno netto sui setacci delle altre due frazioni più piccole, se applicato come pre-trattamento unico e diretto.

Tab.2 – Formule utilizzate per il calcolo degli indici di dimensione e stabilità degli aggregati di suolo ottenuti dalla prima fase di frazionamento.

Index	Reference
Mean Weight Diameter : $MWD = \sum_{i=1}^n \bar{x}_i w_i$	van Bavel (1949) x_i è la media del diametro di ogni classe dimensionale di aggregati, w_i la proporzione del peso del campione totale ottenuta in quella classe dimensionale.
Geometric Weight Diameter: $GWD = e^{\left[\frac{\sum_{i=1}^n \log(\bar{x}_i) w_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \right]}$	Kemper (1986)
Water Stable Aggregate (WSA) $WSA (\% \text{ of macroaggregate } > 250\mu\text{m}) = \frac{(\text{peso aggregati} - \text{sabbia})}{(\text{peso suolo} - \text{sabbia})} \times 100$	Kemper (1986)

I risultati delle ricerche di Marquez *et al.* (2004) dimostrano come un indice di stabilità integrato dei due pretrattamenti descriva una composizione più reale e bilanciata dell'ammontare di aggregati stabili e instabili. La procedura di setacciatura rimane la stessa, i risultati vengono però espressi secondo due differenti indici di stabilità, **SAI (Stable Aggregate Index)** e **SmAI (Stable macroAggregate Index)** combinando i risultati delle due procedure e applicando le equazioni proposte da Marquez *et al.* (2004) per determinare la distribuzione di stabilità delle frazioni di aggregati:

$$SAI (\%) = \frac{\sum_{j=1}^n [(n+1) - j] S_j}{\sum_{j=1}^n [(n+1) - j] T_j}$$

dove S_j è l'ammontare di aggregati stabili nella frazione j ; T_j è l'ammontare totale nella frazione j (dalla trattamento capillare) e n è il numero totale di frazioni dimensionali, $J=1$ per la classe più grande;

$$SmAI (\%) = \frac{n \sum_{j=1}^m [(m+1) - j] S_j}{m \sum_{j=1}^n [(n+1) - j] T_j}$$

dove m è il numero totale di classi dimensionali $>250\mu\text{m}$.

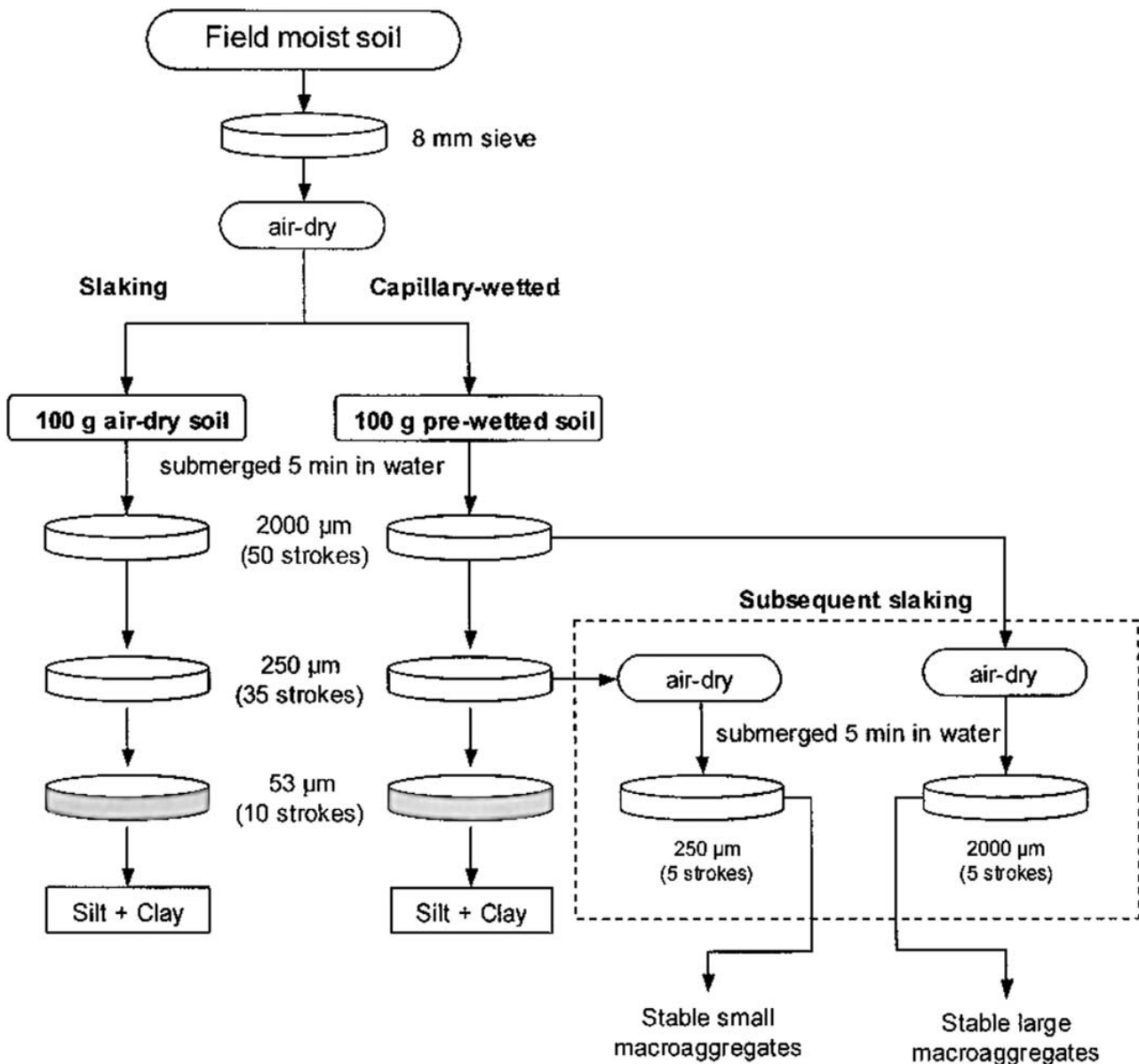


Fig.18 - Procedura sperimentale proposta da Marquez *et al.*(2004) e adottata per valutare la distribuzione di stabilità delle frazioni dimensionali di aggregati, utilizzando i due pre-trattamenti su due sub-campioni di suolo.

Sulla frazione degli *small macroaggregates* (2-0.25mm) è stato eseguito un secondo frazionamento meccanico per isolare i microaggregati protetti all'interno di questa frazione in accordo con Six *et al.* (2000) e Denef *et al.* (2007). 8 grammi di suolo sono stati immersi in acqua bidistillata per 1 ora, e poi trasferiti per la separazione meccanica in setacci da 0.25mm, contenenti 50 biglie di metallo da 4mm, e appositamente inseriti su setacci da 53µm dello stesso diametro (Fig.XX). L'apparato è stato messo in agitazione (120cicli/min) in acqua, e sotto flusso continuo di acqua fino alla completa distruzione dei macroaggregati. Il materiale rimasto sul setaccio da 53µm è stato utilizzato per la determinazione dei microaggregati stabili all'acqua attraverso la normale procedura di setacciatura ad umido, descritta precedentemente. La POM grossa (*Particulate Organic Matter*) più la sabbia grossa ritenuta sul setaccio da 0.25mm è stata raccolta, asciugata a 105°C e pesata. Dai microaggregati stabili all'acqua sono stati utilizzati poi 2-5 g di sub-campione per la pesatura della sabbia.

La proporzione di microaggregati trovati all'interno dei macroaggregati (mM), corretta per il peso della sabbia è stata calcolata con l'equazione (Denef *et al.*, 2007):

$$mM (\%) = \frac{\text{peso microaggregati} - \text{peso sabbia (0.25mm} - 53\mu\text{m)}}{\text{peso macroaggregati} - \text{peso sabbia macroaggregati (2} - 0.25\text{mm)}} \times 100$$

Si è deciso di fare la separazione solo sulla frazione degli *small macroaggregates* perché le percentuali che si sono ottenute in tutti i campioni di *large macroaggregates* erano <5%.

La frazione della fine POM (53–250 μm), non-occlusa e ritenuta all'interno dei microaggregati e quindi denominata *inter-microaggregate* POM (inter-Mm-POM). Questa è stata isolata attraverso una separazione densitometrica con sodio politungstato 1.85g/l (Six *et al.*, 1998). Il campione viene pesato (5g), dopo essiccazione in stufa a 105°C per una notte, raffreddato in essiccatore, e sospeso in 35 ml di sodio politungstato in tubi da centrifuga conici da 50ml. Il campione viene agitato con 10 colpi a mano leggeri, senza rompere gli aggregati. Il materiale rimasto sulle pareti e sul tubo viene lavato e portato a volume all'interno del tubo con 10ml di sodio esametafosfato. Il campione viene poi posto sotto vuoto 10 min (138 kPa) per far fuoriuscire l'aria intrappolata tra gli aggregati e successivamente centrifugato a 4100 rpm per 60 min. Il surnatante è aspirato su filtri Whatman™ 42, lavato con acqua bidistillata per eliminare il sodio politungstato, e raccolto in contenitore di alluminio, e infine asciugato a 105°C e pesato. Sulla rimanente frazione, dopo aver recuperato il sodio politungstato, il campione viene lavato con acqua bi distillata e viene agitato per 18 ore con 40 ml di sodio esametafosfato 5g/l. La dispersione meccanica con biglie di metallo consente di isolare la POM fine (inter-mM-POM) dalla frazione di POM fine occlusa all'interno dei microaggregati (intra-mM-POM) (Six *et al.*, 2000). Il materiale che attraversa il setaccio da 53 μm è composto da un parte di POM fine e dalla frazione minerale dei microaggregati, la quale viene infine centrifugata con acqua e recuperata come mineral-mM.

Indicatori biologici, biochimici e microbiologici

La determinazione del contenuto **carbonio organico totale (SOC)** sulla terra fine (g/kg), senza il frazionamento di aggregati, è stato determinato in maniera indiretta con il metodo di Walkley-Black (MIPAAF, 2000b); e cioè ossidazione del C a CO₂ con bicromato di potassio 0.16 M in presenza di acido solforico concentrato. Dopo 30 min la reazione viene stoppata con l'aggiunta di 200 ml di acqua bidistillata raffreddata e vengono aggiunti 10 ml di acido fosforico concentrato e l'indicatore di ossidoriduzione. La soluzione viene poi titolata con ferro (II) solfato eptaidrato, previa controllo del titolo esatto della soluzione titolante. Il valore di SOC ottenuto (g/kg) è stato trasformato quando necessario in SOM (*Soil Organic Matter*) utilizzando come fattore moltiplicativo il valore 1,1724.

Lo **stock di SOC e azoto totale (N_t)** nei terreni agricoli è stato calcolato utilizzando la formula:

$$SOC\ stock, N_T\ stock = (SOC, N_t) \times B.D. \times depth$$

dove SOC e N_t sono i contenuti in g/kg, B.D. la densità apparente in g/cm³ e *depth* la profondità di campionamento (cm).

Il **rapporto C/N** invece si è calcolato secondo la formula (ARPAV, 2007):

$$\frac{C}{N} = \frac{SOM}{(0.1724 \times N_t)}$$

Il **carbonio organico totale (TOC)** sulle varie frazioni dimensionali degli aggregati è stato invece determinato attraverso l'utilizzo di un analizzatore elementare, all'interno dei laboratori della ditta Chelab s.r.l.. Il metodo analitico si basa sulla completa ed istantanea ossidazione del campione per "*flash combustion*" a 1000°C con la conversione di tutte le sostanze organiche ed inorganiche in prodotti gassosi (MIPAAF, 2000b). Aliquote di suolo secco setacciato a 0,5 mm tra 15 e 20 mg sono state pesate in capsula di stagno e poste all'interno dell'analizzatore, senza rimozione di carbonati, vista la bassa quantità presente nei campioni. I gas di combustione prodotti vengono fatti passare, in corrente di elio su catalizzatore, per completare il processo di ossidazione e successivamente, la miscela gassosa viene separata per gascromatografia e CO₂, N₂, H₂O e SO₂, i quali vengono rilevati da un detector a conducibilità termica. La taratura e il calcolo del fattore K sono state eseguite con quantità standard note di acetanilide al 95%. L'analisi di questo parametro è stata fatta solamente sui campioni riferiti ai sistemi *Organic* e *Conv-2*. Dal primo frazionamento degli aggregati il TOC è stato determinato su: *small macroaggregates* (sMA), *microaggregates* (mA) e *silt+clay* (S+C). Dal secondo frazionamento dei micro aggregati protetti all'interno dei macroaggregati, si è determinato il TOC su : total mM, Intra-mM-POM e Mineral-mM. Le quantità ottenute di TOC (g/Kg) sono state corrette per ogni frazione con il contenuto di sabbia con la formula:

$$\text{Sand free } C_{fraction} = \frac{C_{fraction}}{(1 - \text{sand proportion}_{fraction})}$$

dove *sand fraction* è la quantità di sabbia sulla i-esima frazione dimensionale di aggregati considerata. In accordo con Deneff *et al.* (2007) al fine di determinare la concentrazione del carbonio (g/kg_{macroaggregates}) associato cogli stessi microaggregati si è eseguita una correzione, considerando che non è stato possibile determinare il TOC sulla frazione inter-mM-POM per le scarse quantità ottenute:

$$\text{mM-C} = \text{mineral-mM-C} + \text{intra-mM-C}$$

La frazione mM-C è composta dalla intra-mM-POM e dal C presente nella frazione minerale (mineral-mM-C). Si deduce che dal C della frazione total-mM, dovendo rispettare il principio di conservazione della massa, possa venir calcolata la frazione inter-mM-C:

$$\text{inter-mM-C} = \text{total microaggregate C} - \text{mM-C}$$

Per valutare le differenze in termini di impatto delle pratiche di gestione del suolo sul sequestro del carbonio organico totale, è stata calcolata per ognuno dei sistemi di gestione quanta della differenza tra i valori di SOC fosse spiegata dalla frazione di mM-C, seguendo i calcoli di Deneff *et al.* (2004, 2007). Tra i diversi sistemi di gestione si è così calcolato lo stock di mM-C (gC/m²) utilizzando i valori di densità apparente e profondità di campionamento.

Il **carbonio attivo**, cioè la parte labile del pool di SOC, è stata determinata seguendo la metodologia proposta da Weil *et al.* (2003). 48 ore dopo il campionamento, il campione umido è stato setacciato a 0.5 mm, determinata l'umidità (g_{H2O}/g_{suolo}) e 2,5g sono stati posti in tubi da centrifuga da 50 ml.

Il metodo consiste nell'aggiunta al campione di suolo di 20 ml di KMnO_4 0.02 M. Successivamente viene agitato per due minuti (180 cicli/min) e il KMnO_4 reagisce così con le forme labili di C presenti nel suolo, ossidandole e convertendo Mn(VII) a Mn(II) (Fig.19).

Il tempo di agitazione di due minuti e la concentrazione di KMnO_4 utilizzate sembrano, secondo i test eseguiti da Weil *et al.* (2003), essere la combinazione migliore per fornire il dato più sensibile ai cambiamenti della qualità del suolo relativi alle pratiche di gestione, esprimendo come C labile tutta la biomassa microbica, gran parte della POM e i carboidrati del suolo. Il cambiamento di colore della soluzione, in seguito all'ossidazione, viene poi letto allo spettrofotometro a $\lambda=550$ nm, previa diluizione dei campioni e creazione di una retta di taratura con soluzioni standard note di KMnO_4 con range 0-20000ppm. Il carbonio attivo del campione viene espresso in mg/kg attraverso la seguente formula (Weil *et al.*,2003):

$$\text{Active carbon} \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right) = \left[0.02 \frac{\text{mol}}{\text{l}} \pm (a + b \times \text{assorbanza}) \right] \times \left(9000 \text{mg} \frac{\text{C}}{\text{mol}} \right) \times \left(0.02 \text{l soluz} \frac{\text{oss}}{0.0025 \text{kg suolo}} \right)$$

dove 0.02 mol/l è la soluzione iniziale di KMnO_4 , a è l'intercetta e b il coefficiente angolare della retta di taratura, 9000 sono i mg C (0.75 mol) ossidati da 1 mole di KMnO_4 ridotto da Mn^{7+} a Mn^{2+} , 0.02 l è il volume di soluzione ossidante usata, e 0.0025 è il peso del campione sottoposto ad analisi.

L'attività di mineralizzazione della sostanza organica da parte della biomassa microbica è stata valutata dall'analisi delle curve respirometriche dei suoli. La **respirazione del suolo** viene determinata attraverso un metodo titrimetrico di misurazione della CO_2 sviluppata dalla biomassa microbica (Bloem *et al.*,2008). 20 g di suolo, sono stati bagnati per capillarità entro un range di 50-60 % di WFPS, posti in becker di vetro all'interno di fiasche ermetiche da 500 ml insieme a 4 ml di NaOH 1N, per un periodo di incubazione di 28 giorni a 25°C (Fig.20). A 1, 4, 7, 21 e 28 gg viene determinato la quantità di CO_2 intrappolata in NaOH, aggiungendo 8ml di BaCl_2 0.75N e titolando la soluzione con HCl 1 N. Sono stati fatti quattro bianchi di controllo, data l'elevata variabilità espressa dai campioni. Il contenuto di C mineralizzato, espresso come CO_2 viene calcolato con la formula (MIPAAF, 2000c):

$$\text{mg C} - \text{CO}_2 \text{ g}_{\text{s.s.}}^{-1} \text{ h}^{-1} = \frac{(V_0 - V) \times M \times E}{20 \times h_{\text{inc}}}$$

dove V_0 e V sono i volumi di HCl utilizzati per titolare il bianco e il campione, M la molarità del titolante, $E=6$ il peso equivalente del carbonio nella CO_2 , h_{inc} sono le ore di incubazione.

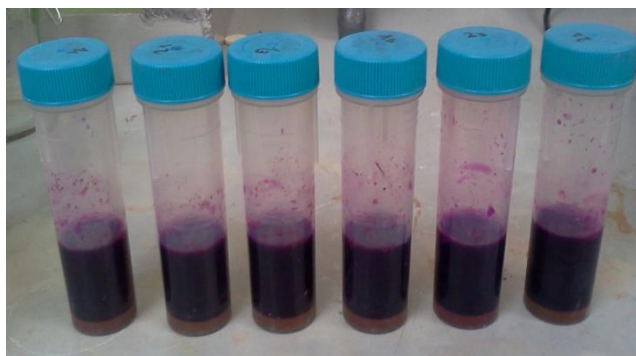


Fig.19 – Ossidazione del carbonio attivo del suolo con 20 ml di KMnO_4 0.02 M dopo agitazione di 2 min (180 cicli/min)



Fig. 20 – Incubazione del suolo e relativi bianchi in fiasche ermetiche chiuse con 4 ml di NaOH.

Dalle curve di respirazione è stato poi calcolato il valore di **respirazione basale (C_{28})** come media del carbonio respirato da 14 a 28 gg, e la **respirazione cumulativa (C_t)** come valore cumulativo del carbonio mineralizzato durante il periodo di 28 giorni di respirazione. Entrambi i parametri espressi come *mg C/giorno*·kg. Il quoziente metabolico (qCO_2), che esprime la respirazione microbica per unità di biomassa (espresso in $mg\ CO_2\text{-C} \cdot mg^{-1}\text{active-C} \cdot h^{-1}$), è stato calcolato come riportato da Anderson and Domsch (1993), ma si è utilizzato l'*active carbon* come stima del carbonio della biomassa microbica, comprendendo questo parametro tutta la % di biomassa microbica del suolo (Weil *et al.*, 2003). Inoltre per conoscere la velocità di mineralizzazione della sostanza organica è stato calcolato il quoziente di mineralizzazione (qM), che è determinato dalla frazione di C organico evoluto come CO_2 ($mg\ C\text{-}CO_2 \cdot g^{-1}\ C_{org} \cdot h^{-1}$) (Benedetti *et al.*, 2006).

Infine la mineralizzazione del carbonio organico è stata calcolata dai valori di C respirato durante i 28 giorni di esperimento attraverso un modello esponenziale di primo ordine di decomposizione della sostanza organica [$C_t = C_0(1 - e^{-kt})$] (Benedetti *et al.*, 2006). I parametri cinetici dell'equazione sono stati ricavati con il software CurveExpert 1.4 e sono:

- C_t : valore cumulativo del carbonio mineralizzato al tempo t dell'osservazione (gg),
- C_0 : carbonio potenzialmente mineralizzabile,
- K : costante cinetica di mineralizzazione giornaliera (1/giorno).

È stato inoltre calcolato il valore di R^2 per testare la significatività statistica del modello ricavato dai dati sperimentali.

Le **attività enzimatiche** sono state determinate, invece, in estratti di suolo in micropiastre con substrati fluorogenici (derivati del 4-metil-umbelliferone e dell'aminometilcumarina). I campioni sono stati analizzati nei laboratori del CRA-Gorizia nel mese di gennaio 2102. Gli enzimi del suolo sono stati desorbiti mediante scambio eteromolecolare secondo la metodica di Fornasier e Margon (2007), eccetto che l'estrazione è stata condotta mediante *bead-beating*. Brevemente, 0.5 grammi di suolo secco sono stati pesati in una provetta eppendorf da 2 mL e sono state aggiunti 0.4 mL di biglie di vetro di diametro 0.4 mm e 0.4 mL di biglie di diametro 0.8 mm. Dopo aggiunta di 1.25 mL di una soluzione contenente il 4% di proteina, le provette sono state sottoposte ad un trattamento di *bead-beating* a 30 colpi al secondo per la durata di 180 secondi. Successivamente le provette sono state centrifugate a 20.000 *g* per la durata di cinque minuti. Il surnatante è stato prelevato, e distribuito in micropiastre da 384 pozzetti per la misura dell'attività enzimatica. Le attività enzimatiche determinate, ed espresse come nM-4-Methyl umbelliferone $\cdot g_{s.s.}^{-1}$, sono state le seguenti: arilsulfatasi (aryS), beta-glucosidasi (gluc), leucina-aminopeptidasi (leu), acetato-esterasi (ester), fosfomonoesterasi alcalina (alkP).

Sempre all'interno dei laboratori del CRA-Gorizia è stata condotta l'estrazione e la quantificazione del **DNA a doppia elica del suolo**. Si è proceduto come segue: 0.5 grammi di suolo secco sono stati pesati in una provetta *eppendorf* da 2 mL e sono stati aggiunti 0.4 mL di biglie di vetro di diametro 0.4 mm e 0.4 mL di biglie di diametro 0.8 mm. Dopo aggiunta di 1 mL di una soluzione contenente fosfato sodico 0.12 M a pH 8.0, le provette sono state sottoposte ad un trattamento di *bead-beating* a 30 colpi al secondo per la durata di 120 secondi. Successivamente le provette sono state centrifugate a 20.000 *g* per la durata di cinque minuti. Il surnatante è stato prelevato, diluito opportunamente e distribuito in micropiastre da 384 pozzetti per la quantificazione selettiva del DNA a doppia elica ($ng\ DNA \cdot g_{s.s.}^{-1}$) mediante il reattivo Pico-Green (*Life technologies*).

L'attività di mineralizzazione dell'azoto è stata determinata attraverso una incubazione anaerobica di breve periodo di 7gg a 35°C secondo le metodologie proposte in Bloem *et al.* (2008) e Gugino *et al.* (2009), sfruttando i vantaggi che questa metodica offre in termini di tempistiche e risultati raggiunti (Picone *et al.*, 2002). L'azoto potenzialmente mineralizzabile (PMN), è utilizzato come indice di qualità del suolo, essendo legato con la capacità di fornire N alle piante. Il tasso del processo di mineralizzazione è stato determinato misurando la differenza della quantità di N-NH₄⁺ prodotto in 7 gg di incubazione. L'ammonio è stato determinato per via spettrofotometrica con il metodo del fenolo ipoclorito ($\lambda=640\text{nm}$) e taratura dello strumento con soluzioni standard di ammonio Fe(II) solfato. Due tubi da centrifuga da 50 ml con 8 g di suolo sono stati quindi riempiti con 40 ml di soluzione KCl 2M, un tubo agitato per un ora (180cicli/min) e determinato l' N-NH₄⁺ a t=0gg, l'altro alla stessa maniera a t=7gg. La differenza esprime l'azoto potenzialmente mineralizzabile, PMN, espresso come $\text{mg N} \cdot \text{g}_{\text{s.s.}}^{-1} \cdot \text{week}^{-1}$.

L'indice di qualità biologica del suolo, QBS-ar, è stato determinato su campioni di suolo estratti in campo (tre repliche) attraverso l'utilizzo di un carotatore a volume noto (1000 cm³) nei primi 15 cm di suolo. I campioni sono stati portati in laboratorio in giornata, e messi su un apparato di estrazione dei microartropodi di Berlese-Tullgren (Fig.21), secondo la metodologia proposta da Parisi *et al.* (2005). Il periodo di estrazione dei microartropodi è durato 15 gg con lampade da 60W per permettere il passaggio degli organismi attraverso griglie da 2mm. Questi sono stati poi collezionati in tubi da centrifuga da 50 ml con soluzione di etanolo (75%). Entro 1 settimana dalla raccolta sono stati determinati i gruppi tassonomici con microscopio ottico. Il principio dell'indice sul fatto che più alta è la qualità biologica del suolo più alto è il numero di microartropodi trovati che sono meglio adattati alla vita nei vari habitat del suolo (Paoletti *et al.*, 2010). La metodologia proposta da Parisi (2001), infatti, prevede l'assegnazione di un punteggio di EMI (Indice Ecomorfologico) che descrive la presenza di alcune caratteristiche convergenti di adattamento per i diversi organismi, individuati a livello di ordine (Tab.3). Il punteggio finale di QBS-ar è calcolato sommando i punteggi di EMI di ogni gruppo di organismi.

Tab.3 - Punteggi di EMI attribuibili a gruppi di microartropodi individuati (Parisi *et al.*, 2005)

Group	EMI score
Acarina	20
Araneae	1-5
Blattaria	5
Chilopoda	10-20
Coleoptera	1-20
Collembola	1-20
Dermaptera	1
Diplopoda	10-20
Diptera	20
Diptera (larvae)	10
Embiopoda	10
Hemiptera	1-10
Hymenoptera	1-5
Isopoda	10
Microcoryphia	10
Opiliones	10
Orthoptera	1-20
Other holometabolous insects (adults)	1
Other holometabolous insects (larvae)	10
Palpigradi	20
Pauropoda	20
Protura	20
Pseudoscorpiones	20
Psocoptera	1
Symphyla	20
Thysanoptera	1
Zygentomata	10



Fig.21 - Apparato di estrazione dei microartropodi di Berlese-Tullgren per la determinazione dell'indice QBS-ar.

In ogni sistema di gestione, per ogni campione rappresentativo, è stata quantificata la **densità di lombrichi** (individui \cdot m⁻²). I periodi di campionamento sono stati luglio 2011 per *Org-rb* con temperatura di 24°C e alla capacità di campo (contenuto volumetrico d'acqua di 50%, nessuna differenza statistica tra i vari campioni, $p=0.13$, ANOVA test). Per i sistemi *Organic*, *Conv-1* e *Conv-2* agosto 2011, con temperatura media 26°C e range di umidità del suolo di 10-22 % (nessuna differenza statistica, $p=0.09$, ANOVA test). La tecnica di estrazione utilizzata è quella proposta da Pelosi *et al.* (2009) con alcune modifiche. La tecnica si basa sull'utilizzo di un estraente chimico (senape commerciale), diluita a concentrazione medio alta, 3g/l, secondo le indicazioni presenti in Valckx *et al.* (2011). La soluzione estraente è stata applicata in campo ad intervalli di 10 min per 3 volte su parcelle di suolo di 40x40 cm, per un totale di 2 litri applicati. Ad ogni intervallo gli lombrichi vengono contati a mano e alla fine dei 40 min viene scavata un zolla 40x40x30 cm e attraverso la tecnica della selezione a mano vengono contati gli individui non espulsi dal suolo con l'estraente chimico. I risultati dell'estrazione con questo metodo combinato sono stati poi convertiti in densità come lombrichi \cdot m⁻².

Indicatori chimici

Per tutti i parametri chimici si sono seguite le metodologie dei decreti ministeriali (MIPAAF, 2000b). Il grado di reazione del suolo (**pH**) è stato determinato per via potenziometrica su sospensione suolo - acqua 1 : 2,5 (m/m).

I **carbonati totali** (%) sono stati determinati attraverso una titolazione gas-volumetrica della CO₂ che si sviluppa trattando un campione di terra fine con acido cloridrico, previa taratura con CaCO₃ (98% purezza). Il **calcio carbonato attivo** (%), invece, viene determinato facendo reagire a freddo un campione di terra fine (10g) con un eccesso di soluzione di ammonio ossalato (0.2M), agitato 2 ore e poi filtrato. La quantità di ammonio ossalato che non ha reagito viene valutata per titolazione a caldo (70-80°C) con soluzione di potassio permanganato 0.02M. La **conduttività elettrica** (ms/cm) è stata misurata con conduttivimetro con cella di misura in estratto acquoso di suolo a rapporto acqua/soilo 5:1, dopo agitazione (150 cicli/min) e filtraggio ripetuto su filtri Whatman™ 42. È stata condotta la taratura dello strumento con soluzioni standard di KCl per il calcolo manuale del fattore di cella K e correzione della temperatura 25°C.

Il valore della **capacità di scambio cationico** (C.S.C.) è stato ottenuto in seguito ad estrazione in centrifuga prima con BaCl₂ e trietanolamina a pH 8.2, successivamente con magnesio solfato. Nella soluzione estratta è stata titolato il Mg rimasto in soluzione con EDTA, ed espresso il complesso di scambio come cmol⁽⁺⁾/kg.

Il **fosforo assimilabile** (mg/kg) è stato determinato secondo il metodo proposto da Olsen *et al.* (1954), essendo i suoli dell'area di studio neutro-alcini. Per aumentare la solubilità del fosfato di calcio presente nel campione, 2 g di suolo sono stati trattati con 40 ml di NaHCO₃ 0.5M a pH 8.5, in modo da far precipitare come CaCO₃ gli ioni Ca²⁺. Evitando l'aggiunta di carbone attivo, come invece richiesto da MIPAAF (2000b), si è agitato i campioni per 30 min (180 cicli/min) e poi filtrati su filtro Whatman™ 42. Si sono aggiunte qualche goccia di *p*-nitrofenolo e successivamente una quantità di H₂SO₄ 2.5M, sufficiente a far scomparire il giallo della soluzione. A questa soluzione sono stati aggiunti 8ml di reagente solfomolibdico (50% H₂SO₄ 2.5M, 30% acido ascorbico 0.1M, 15% ammonio molibdato 40g/l, e 5% potassio antimonil-tartarato 1mg/l) e portato a volume in

tubi da centrifuga da 50ml. La determinazione colorimetrica della soluzione è stata fatta con spettrofotometro a $\lambda=882\text{nm}$. La retta di taratura è stata fatta con soluzioni standard di KH_2PO_4 . L'**azoto totale**, N_t , secondo MIPAAF (2000b), deve essere determinato per distillazione secondo il metodo proposto da Kjeldahl. Per l'indisponibilità dell'apparecchio si è utilizzato il digestore DK20 (VELP Scientifica), regolato a 370°C . Con due cicli di lavoro da 30 min si sono mineralizzate tutte le forme organiche di N del suolo con un attacco acido di 11 ml di H_2SO_4 e 4 ml H_2O_2 concentrati. Vi è stata anche l'aggiunta di ulteriori 4ml H_2O_2 per favorire la completa mineralizzazione dell'azoto organico. L'estrazione dell'azoto dai provettoni da 500 ml utilizzati si è effettuata sulle tre repliche di suolo attraverso un distillatore semiautomatico in corrente di vapore UDK 127 (VELP Scientifica). Tramite l'aggiunta ogni volta di 50 ml di NaOH 35g/l, ogni volta, gli ioni ammonio sono convertiti in NH_3 volatile e strippati via per la decantazione in forma liquida, a seguito del passaggio in serpentina fredda, in beuta contenente una soluzione H_3BO_3 20g/l. L'azoto totale (TKN, Total Kjeldahl Nitrogen, o semplicemente N_t), espresso in mg/kg, è stato successivamente determinato mediante cromatografia ionica ad alte prestazioni HPLC con cromatografo Metrohm (colonna cationica Metrospec3 di 250x4mm, particelle di fase stazionaria da $5\mu\text{m}$, eluente HNO_3 3 μM , pressione di esercizio circa 10MPa). Sono state condotte tre iniezioni per ognuna delle tre repliche del campione fino al raggiungimento di un $\text{CV}<5\%$.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Effetti delle pratiche di gestione sugli indicatori di salute del suolo

Per quanto riguarda le proprietà fisiche i suoli dei quattro sistemi agricoli presentano notevoli differenze (Tab.4). La tessitura si presenta limosa per il sistema *Org-rb*, franco limosa per il sistema *Organic* e *Conv-2*, franco sabbiosa per *Conv-1*. La densità apparente varia in un range 0.83-1.46 g/cm³, il sistema *Conv-1* risulta quello con la maggior compattazione (B.D.= 1.46±0.04 g/cm³) e *Org-rb* quello con la minore (B.D.= 0.83±0.20 g/cm³). Lo stesso trend si osserva per la porosità, la quale presenta valori massimi in *Conv-1* (55±2 %). Un maggior stato di compattazione è dovuto alle eccessive lavorazioni durante l'anno sui terreni agricoli, ed è un risultato dimostrato in molti studi comparativi di questo genere (Condron *et al.*, 2000; Govaerts *et al.*, 2007; Hathaway-Jenkins *et al.*, 2011). La densità apparente e la porosità risultano inoltre molto ben correlate con sabbia, limo e argilla (P=0,01) (Tab.5). Effetti dovuti alla gestione del suolo e alla irrigazione delle colture si notano nel valore di *water-filled pore space* (WFPS). Come riscontrato anche in Glover *et al.* (2000) le differenze significative in questo parametro dipendono dai giorni antecedenti all'irrigazione, solamente 4 giorni per *Org-rb* e *Conv-2* testimoniano differenze significative rispetto a *Organic* e *Conv-1* (14 giorni).

Tab.4 – Effetti dei sistemi di gestione su alcune proprietà fisiche del suolo. I valori tra parentesi indicano le deviazioni standard.

SYSTEM	Texture			Bulk		Water-filled	Field-saturated
	Sand %	Silt %	Clay %	density g/cm ³	Porosity %	Pore Space %	Infiltrability cm/h
Org-rb	4.2 (2.9)	83.2 (18.0)	12.6 (15.1)	0.83 a* (0.20)	32 a* (6)	56.7 a* (18.54)	4.19 a* (1.01)
Organic	28.9 (9.0)	44.0 (8.1)	27.0 (0.9)	1.19 b (0.05)	45 b (2)	19.9 b (4.53)	2.91 a (0.13)
Conv-1	52.9 (0.4)	33.9 (0.2)	13.2 (0.3)	1.46 c (0.04)	55 c (2)	13.3 b (4.75)	3.22 a (0.26)
Conv-2	18.4 (4.2)	44.8 (1.7)	36.8 (2.5)	1.21 b (0.03)	46 b (1)	45.0 a (8.10)	1.26 b (0.35)

* Differenti lettere per ogni indicatore indicano una differenza significativa tra i sistemi di gestione (P<0.05) (Tukey Test).

Il test dell'infiltrazione d'acqua nel suolo ha fornito risultati interessanti. I sistemi biologici e *Conv-2* (franco sabbioso) risultano essere significativamente differenti rispetto a *Conv-2*. Rispetto a *Org-rb* il sistema *Conv-2* è differente significativamente anche nei valori densità apparente e porosità. Queste due proprietà tra l'altro sono ben correlate con le tessiture (Tab.4). Questo significa che l'infiltrazione è controllata da questi parametri fisici, e determinano un effetto sul tasso di infiltrazione (cm/h) tra un terreno gestito biologicamente con aiuole rialzate e uno gestito convenzionalmente. Questi risultati confermano quelli ottenuti da Thierfelder and Wall (2009), sottolineando inoltre come un terreno gestito in maniera conservativa abbia anche una miglior efficienza nell'uso delle piogge (espressa in kg/m² di pioggia catturata).

Tab.5– Coefficienti di correlazione lineare di Pearson per gli indicatori misurati. Il colore indica una significatività a P=0.05. Il colore invece a P=0.01.

	sand	silt	clay	B.D.	SAI	SmAI	WSA	MWD	Poros	WFPS	Act-C	SOC	PMN	Resp.	EarW	QBS	alkP	aryS	Chit	Este	B-glu	Leuc	DNA	N tot	pH	E.C.	C.E.C.	Ext-P
sand	1																											
silt	-0.83	1																										
clay	0.16	-0.69	1																									
B.D.	0.83	-0.94	0.57	1																								
SAI	-0.25	0.52	-0.59	-0.57	1																							
SmAI	-0.64	0.68	-0.37	-0.78	0.80	1																						
WSA	-0.87	0.82	-0.32	-0.76	0.38	0.71	1																					
MWD	-0.80	0.73	-0.26	-0.74	0.50	0.87	0.88	1																				
Poros	0.85	-0.94	0.56	-1	-0.55	-0.79	-0.79	-0.77	1																			
WFPS	-0.80	0.71	-0.22	-0.80	0.36	0.49	0.67	0.50	-0.79	1																		
Act-C	-0.82	0.92	-0.76	-0.91	0.70	0.86	0.90	0.86	-0.91	0.74	1																	
S.O.C	-0.76	0.86	0.73	-0.82	0.72	0.87	0.91	0.90	-0.84	0.64	0.98	1																
P.M.N.	-0.64	0.80	-0.56	-0.79	0.87	0.87	0.72	0.79	-0.78	0.61	0.93	0.94	1															
Resp.	-0.34	0.52	-0.47	-0.65	0.75	0.76	0.26	0.59	-0.64	0.30	0.58	0.58	0.74	1														
EarWo	-0.68	0.79	-0.52	-0.79	0.69	0.91	0.79	0.94	-0.81	0.42	0.89	0.92	0.88	0.75	1													
QBS	-0.68	0.71	-0.36	-0.79	0.68	0.95	0.67	0.91	-0.81	0.44	0.81	0.82	0.83	0.84	0.95	1												
alkP	-0.82	0.93	-0.58	-0.87	0.59	0.83	0.87	0.90	-0.89	0.55	0.93	0.93	0.86	0.62	0.94	0.86	1											
aryS	-0.19	0.32	-0.31	-0.39	0.52	0.66	0.20	0.61	-0.40	-0.12	0.37	0.43	0.52	0.85	0.74	0.80	0.55	1										
chit	-0.50	0.61	-0.43	-0.65	0.92	0.87	0.59	0.74	-0.64	0.48	0.82	0.86	0.96	0.78	0.84	0.81	0.74	0.59	1									
ester	-0.59	0.69	-0.44	-0.78	0.85	0.99	0.68	0.84	-0.78	0.50	0.87	0.88	0.89	0.79	0.91	0.93	0.82	0.66	0.90	1								
β-glu	-0.66	0.87	-0.77	-0.81	0.69	0.81	0.69	0.81	-0.82	0.41	0.85	0.85	0.88	0.76	0.23	0.87	0.95	0.69	0.79	0.81	1							
leuc	-0.49	0.73	-0.65	-0.72	0.85	0.88	0.61	0.80	-0.73	0.33	0.83	0.86	0.92	0.85	0.95	0.89	0.86	0.78	0.90	0.91	0.93	1						
DNA	0.07	0.33	-0.77	-0.31	0.78	0.58	0.24	0.44	-0.31	-0.07	0.47	0.56	0.63	0.66	0.66	0.55	0.47	0.67	0.68	0.66	0.59	0.81	1					
N tot	-0.79	0.85	-0.47	-0.83	0.70	0.86	0.92	0.89	-0.84	0.70	0.98	0.99	0.93	0.54	0.89	0.79	0.90	0.37	0.85	0.86	0.81	0.82	0.50	1				
pH	-0.18	-0.03	0.28	-0.15	-0.22	0.01	0.15	-0.08	-0.16	0.42	0.02	-0.06	-0.25	-0.35	-0.24	-0.14	-0.17	-0.51	-0.30	-0.02	-0.39	-0.38	-0.42	0.00	1			
E.C.	-0.77	0.95	-0.67	-0.87	0.62	0.77	0.91	0.83	-0.89	0.66	0.97	0.96	0.86	0.50	0.87	0.74	0.95	0.35	0.72	0.79	0.86	0.80	0.50	0.95	-0.01	1		
C.E.C.	-0.55	0.07	0.58	-0.19	-0.53	0.02	0.27	0.26	-0.22	0.33	0.01	-0.50	-0.21	-0.16	-0.01	0.14	0.08	-0.09	-0.28	-0.08	-0.11	-0.28	-0.68	0.00	0.46	-0.04	1	
ext-P	-0.06	-0.27	0.55	0.22	-0.56	-0.41	-0.07	-0.40	0.22	0.20	-0.30	0.39	-0.53	0.74	-0.61	-0.54	-0.43	-0.82	-0.58	-0.47	-0.62	-0.76	-0.85	-0.32	0.76	-0.34	0.52	1

B.D.: Bulk Density; **SAI:** Stable Aggregate Index; **SmAI:** Stable macro Aggregate Index; **WSA:** Water Stability Aggregate; **MWD:** Mean Weight Diameter; **WFPS:** Water filled pore space; **Poros:** Porosity; **Act-C:** Active carbon; **SOC:** Soil Organic carbon; **PMN:** Potentially Mineralizable Nitrogen; **Resp.:** basal respiration; **EarWo:** Earthworms density; **QBS:** QBS-ar; **alkP:** alkaline phosphatase; **aryS:** arylsulfatse; **chit:** chitinase; **ester:** acetate esterase; **β-glu:** beta glucosidase; **leuc:** leucine amminopeptidase; **E.C.:** electrical conductivity; **C.E.C.** Cation Exchange Capacity; **ext-P:** extractable Phosphorous.

Hathaway-Jenkins *et al.* (2011) riportano che un tale range di infiltrazione saturo di campo (cm/h) per i terreni gestiti biologicamente portano ad avere un 28% di riduzione potenziale di run-off a scala di bacino. I primi dati nei sistemi di gestione valutati sembrano confermare questo potenziale. Da Fig.22 si nota questo trend nel tasso di infiltrazione. Monitorando il run-off superficiale con il simulatore di pioggia nei primi minuti erogazione, il terreno gestito convenzionalmente si satura d'acqua e riduce la sua capacità di infiltrazione molto più rapidamente rispetto al terreno gestito biologicamente.

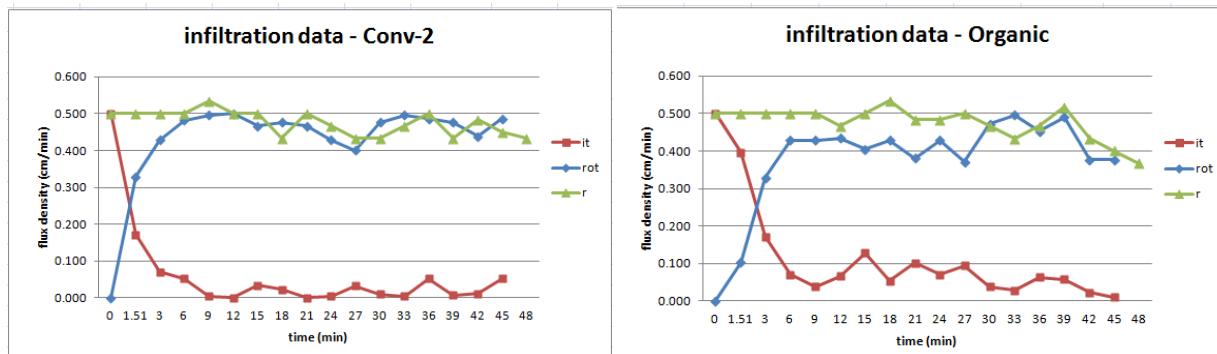


Fig. 22 - Risultati del test dell'infiltrazione effettuato con simulatore di pioggia accoppiato al disco rigido per il sistema *Conv-2* e *Organic*. Legenda: *it*: è il tasso di infiltrazione (cm/h), *rot*: è il tasso di run-off e *r* il tasso di pioggia applicato con lo strumento.

L'analisi della stabilità degli aggregati secondo i vari metodi utilizzati ha dimostrato una maggior stabilità per i due sistemi biologici rispetto ai due convenzionali (Tab.6 e Fig.23). Utilizzando il *rainfall simulator* (WSArf) questa differenza è significativa statisticamente ($P < 0.05$) e dimostra come questi sistemi reggano maggiormente l'impatto delle piogge intense, come dimostrato anche in Schindelbeck *et al.*, (2008) in un'analisi condotta su sistemi agricoli convenzionali e biologici a scala di bacino. Interessante inoltre come questo indice sia correlato positivamente ($P = 0.01$) con la % di sabbia and indicare come le particelle $>53\mu\text{m}$ influenzino questo tipo di test effettuato con una reale simulazione di pioggia. Al contrario gli indici di stabilità ottenuti col metodo della setacciatura, correggendoli col contenuto di sabbia non mostrano questa correlazione. Gli indici di *Water Stability Aggregate*, proposti da Kemper (1986), non discriminano, invece, i diversi trattamenti in maniera significativa. L'analisi della stabilità degli aggregati migliore, risulta dunque essere quella effettuata attraverso i due contemporanei pre-trattamenti, *slaking* e bagnamento per capillarità (Tab.6 e Fig.18). Utilizzando il SAI e lo SmAI, proposti da Marquez *et al.* (2004) si ottiene un quadro d'insieme più completo sia della dinamica che della stabilità sulla varie frazioni dimensionali degli aggregati. Lo SmAI applicato sulla frazione dei macroaggregati $>0.25\text{mm}$, indica per il sistema *Org-rb* e *Organic* % di macroaggregati stabili del $21.1\pm 3.2\%$ e $19.1\pm 2.2\%$, significativamente differenti rispetto a *Conv-1* (8.6 ± 1.5) e *Conv-2* (11.8 ± 6.2). Analizzando invece con il SAI tutte le frazioni dimensionali stabili di aggregati i sistemi *Org-rb* e *Conv-1* presentano i valori maggiori. Questo significa che esistono delle differenze significative anche all'interno dei sistemi convenzionali, perché la frazione % stabile di aggregati in *Conv-2* è praticamente occupata da un 50% da parte dei macroaggregati. Il sistema *Conv-1*, è perciò un sistema stabile "fittizio" perché solo l'8% del SmAI è compreso all'interno 38% espresso dal SAI. Questo si spiega grazie ai differenti apporti di sostanza organica applicati nel corso degli anni nei diversi sistemi di gestione.

Questi, insieme a rotazioni colturali e gestione dei residui colturali permettono di creare un legame tra particelle minerali e sostanza organica, formando aggregati in dimensioni e stabilità maggiori (Six *et al.*, 2000b; Barrios, 2007; Powlson *et al.*, 2011a). Risultati simili relativi al ruolo delle letamazioni delle concimazioni organiche sulla stabilità degli aggregati sono stati ottenuti da Papadopoulos *et al.* (2006). Analizzando la distribuzione di stabilità degli aggregati (Tab.7) risultano essere maggiormente influenzate dai sistemi di gestione le frazioni degli *small* e *large macroaggregates*. I macroaggregati è dimostrato essere meno stabili e più suscettibili alla forza distruttiva delle lavorazioni (Elliott, 1986). I sistemi *Org-rb* e *Organic* risultano essere più stabili in queste frazioni. Grazie all'utilizzo disaccoppiato del pre-trattamento con bagnamento per capillarità (Marquez *et al.*, 2004), emerge che i sistemi *Conv 1-2* in queste frazioni hanno aggregati instabili, e la % di stabilità del SAI è spiegata dalla frazioni dei *microaggregates* (0.25-0.053mm) e *silt+clay*. La validità di questo metodo è confermato dal coefficiente di determinazione (R^2) ottenuto comparando la % di stabilità dei macroaggregati dei due trattamenti di *slaking* (Fig.24). Come osservato anche da Marquez *et al.* (2004) il sistema regge e discrimina in maniera significativa ($P=0.05$) i diversi sistemi di gestione e permette così di non sovrastimare la frazione di *small macroaggregate* (2-0.25mm) che sopravvive se si applica solo il pre-trattamento di *slaking*. Questo viene valutato secondo la formula $G_2 = T_{25} - T_{25s}$ dove G_2 è il guadagno della frazione degli *small macroaggregate* durante la setacciatura ad umido e T_s e T_{ss} le frazioni di aggregati stabili ottenute con lo *slaking* (s) e il *sub-sequent slaking* (ss) (Fig.24).

Tab.6 – Effetti dei sistemi di gestione sui vari indici di stabilità e dimensione degli aggregati. I valori tra parentesi indicano le deviazioni standard.

SYSTEM	SAI %	SmAI %	WSArf %	WSAs %	WSAcw %	MWDs mm	MWDcw Mm	GWDs mm	GWDcw Mm
Org-rb	48.6 a* (10.7)	27.1 a (3.2)	62.1 a (7.1)	63.5 a (8.7)	50.5 a (5.2)	1.01 a (0.10)	2.03 a (0.48)	0.57 a (0.14)	1.06 a (0.39)
Organic	36.4 b (0.9)	19.1 b (2.2)	43.7 b (0.5)	47.9 b (1.2)	54.2 a (0.7)	0.80 b (0.01)	1.43 b (0.01)	0.39 b (0.02)	0.61 b (0.00)
Conv-1	38.9 ab (1.0)	8.6 c (1.5)	29.4 c (1.3)	29.6 c (1.4)	40.1 b (0.6)	0.52 c (0.20)	0.97 b (0.5)	0.25 b (0.05)	0.38 bc (0.1)
Conv-2	22.6 c (22.6)	11.8 cd (6.2)	35.2 cd (1.3)	47.4 bd (0.3)	48.9 ac (2.3)	0.69 c (0.04)	1.95 a (0.09)	0.33 b (0.03)	0.89 ab (0.02)

* Differenti lettere per ogni indicatore indicano una differenza significativa tra i sistemi di gestione ($P<0.05$) (Tukey Test).

SAI: Stable Aggregate Index; **SmAI:** Stable macroAggregate Index; **WSArf:** Water Stability Aggregate with rainfall simulator; **WSAs:** Water Stability Aggregate (slaking pre-treatment); **WSAcw:** Water Stability Aggregate (capillary-wetted pre-treatment); **MWDs:** Mean Weight Diameter (slaking); **MWDcw:** Mean Weight Diameter (capillary-wetted); **GWDs:** Geometric Weight Diameter (slaking); **GWDcw:** Geometric Weight Diameter (capillary-wetted).

Da Tab.7 emerge che il *Mean Weight Diameter* ottenuto con lo *slaking* è sensibile all'ammontare dei *large macroaggregates* instabili. Emerge quindi che l'MWD è un parametro influenzato dal tipo di pre-trattamento che si applica (Tab.6), il quale può ridistribuire quantità di suolo nelle frazioni di aggregati più piccole e il risultato che si ottiene sulle 4 frazioni dimensionali è sovrastimato, come sottolineato anche in Marquez *et al.* (2004).

Questo è supportato da una mancata presenza di un chiaro trend significativo tra i sistemi di gestione per l'MWD ottenuto con bagnamento per capillarità (Tab.6). In alternativa se gli aggregati in termini di distribuzione percentuale si distribuissero in maniera non simmetrica, si potrebbe usare il GMD, ma questo non è il nostro caso (Fig.25). Molti autori hanno trovato molti più macroaggregati in % sui suoli con lavorazioni ridotte rispetto a sistemi convenzionali (Condron *et al.*, 2000; Six *et al.*, 2000b; Cheng *et al.*, 2011). I sistemi convenzionali hanno una % maggiore di microaggregati (significativa a P=0.05) rispetto ai sistemi biologici, i quali hanno % maggiori di *small macroaggregates* (Fig.25). Differenze significative per i *large macroaggregates* si riscontrano invece solo quando si applica un bagnamento per capillarità, che non degrada immediatamente questa frazione. Questo trend si osserva per entrambe le setacciate ad umido con i due diversi pre-trattamenti. Le lavorazioni ancora un volta incrementano la suscettibilità dei macroaggregati alla distruzione (Mikha and Rice, 2004), al contrario i residui colturali incorporati in *Org-rb* e *Organic* promuovono maggiormente l'aggregazione, agendo da nuclei di aggregazione. Qui viene stimolata l'attività biologica della biomassa microbica favorendo la creazione di legami stabili tra residui degradati e particelle del suolo all'interno dei macroaggregati (Six *et al.*, 2000a).

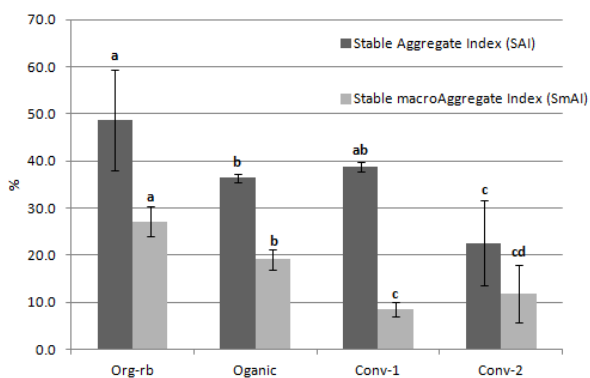


Fig. 23 – Effetti dei sistemi di gestione sulla stabilità degli aggregati, valutati secondo il SAI e lo SmAI. Le barre di errore indicano la deviazione standard. Differenti lettere per ognuno degli indicatori indicano una differenza statistica significativa tra i sistemi di gestione P=0.05 (Tuckey Test).

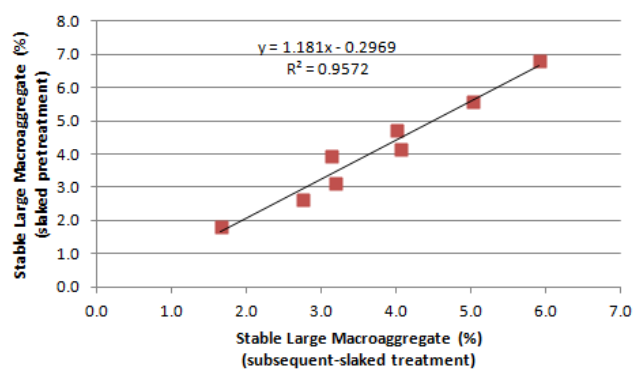


Fig.24 – Relazione tra la quantità (%) di large macroaggregates (>2mm) ottenute dal primo *slaking* e dal *sub-sequent slaking* dopo bagnamento per capillarità. I valori sono espressi come % di suolo secco corretta del contenuto di sabbia.

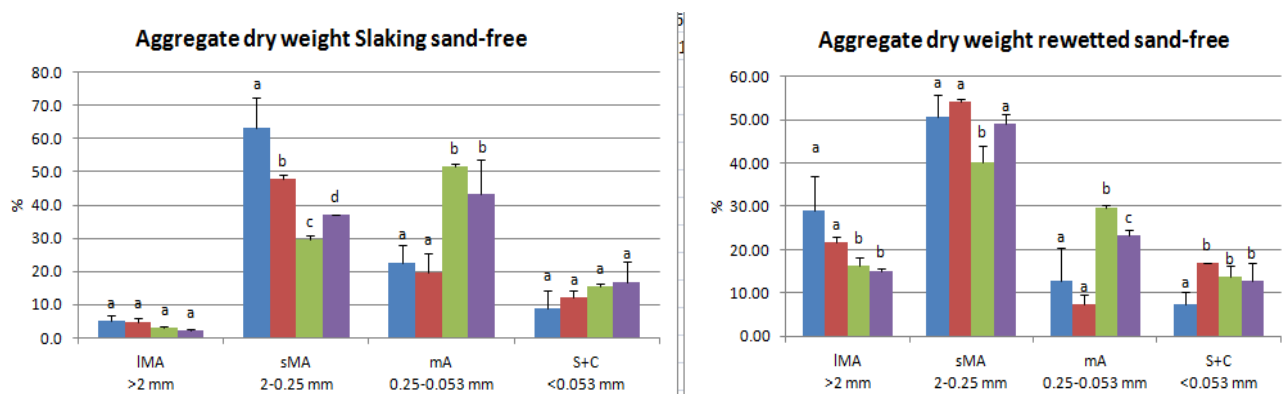


Fig.25 – Distribuzione % delle frazioni di aggregati ottenute con pretrattamento *slaking* (sinistra) e bagnamento per capillarità (destra). Le barre di errore indicano la deviazione standard. Differenti lettere all'interno delle frazioni dimensionali indicano una differenza statistica significativa tra i sistemi di gestione P=0.05 (Tuckey Test).

Tab.7 – Distribuzione di stabilità all'interno dei quattro sistemi di gestione. I valori sono espressi come % di suolo secco con correzione del contenuto di sabbia. TS è la % totale di aggregate stabili, TU è il totale percentuale degli aggregate instabili e TG è il guadagno totale in aggregati dalle altre frazioni .

System	Size fraction mm	Aggregate-size stability distribution		
		Stable	Unstab	Gains
		% dry weight of soil and on a sand-free basis		
Org-rb	> 2000	5.2a*	24.0a	-
	2000- 250	30.4a	20.1a	33.1a*
	250 – 53	8.9 a	-	9.7 a
	<53	9.4 a	-	4.4 a
	TS= 53.8	TU: 44.1	TG= 47.3	
Organic	> 2000	4.9a*	16.8b	-
	2000- 250	17.1b	37.1b	30.8 a
	250 – 53	7.3 a	-	13.6 a
	<53	16.8 b	-	4.5 a
	TS= 46.1	TU: 53.9	TG= 49.0	
Conv-1	> 2000	3.1b*	13.1b	-
	2000- 250	4.9c	35.3b	24.8 a
	250 – 53	29.8b	-	21.9b
	<53	13.8 a	-	1.7b
	TS= 51.6	TU: 48.4	TG= 48.4	
Conv-2	> 2000	2.2 a*	32.9c	-
	2000- 250	13.8 c	35.1b	33.6 a
	250 – 53	3.3 c	-	30.3c
	<53	12.7 a	-	4.1a
	TS= 32.0	TU: 68.0	TG= 68.0	

* Differenti lettere all'interno della stessa frazione dimensionale indicano differenze significative ($P < 0.05$) (Tuckey test).

Passando alle proprietà biologiche, sia il contenuto di carbonio organico (g/kg) che lo stock di SOC (t/ha) è significativamente diverso tra i diversi sistemi di gestione (Tab.8). Il sistema *Org-rb* è quello con il più alto contenuto e stock di SOC tra tutti i quattro sistemi. Questo valore così elevato (95.19 ± 7.55 g/kg) è spiegato dall'origine dei suoli, Mollisuoli di bonifica lagunare. I contenuti di SOC invece mostrano una differenza significativa tra *Organic* e gli altri due sistemi convenzionali.

Tab.8 – Contenuto (g/kg), stock (t/ha) di C e N e rapporto C/N dei diversi sistemi di gestione. I valori tra parentesi indicano le deviazioni standard.

SYSTEM	SOC g/Kg	N _t g/Kg	C/N	SOC stock t/ha	N _t stock t/ha
Org-rb	95.19 (7.55) a*	6.24 (0.59) a*	15.21 (0.75) a*	120.14 (38.38) a*	7.87 (2.55) a*
Organic	17.73 (0.64) b	1.44 (0.02) b	12.84 (0.39) b	31.68 (0.16) b	2.58 (0.15) b
Conv-1	5.61 (0.38) c	0.79 (0.00) c	14.00 (0.40) ab	12.28 (0.24) c	1.73 (0.19) b
Conv-2	9.19 (1.23) d	1.48 (0.09) b	6.26 (1.22) c	16.69 (1.89) c	2.69 (0.22) b

* Differenti lettere per ognuno degli indicatori indicano una differenza statistica significativa tra i sistemi di gestione ($P < 0.05$) (Tukey Test).

L'effetto delle concimazioni e della gestione dei residui colturali, incorporati dopo la raccolta, hanno portato ad un sequestro negli anni di quantità maggiori di C. Soprattutto l'utilizzo della trinciatura e dell'incorporazione dei residui, seguito alla concimazione, si è dimostrato essere un meccanismo reale di sequestro del C negli agroecosistemi (Powlson *et al.*, 2011a,b; Lal, 2011b). Analizzando i processi di sequestro di carbonio nelle varie frazioni di aggregati (Tab.9) il sistema biologico *Organic* presenta un contenuto e uno stock di TOC significativamente maggiore negli *small macroaggregate* (2-0.25mm) rispetto al sistema *Conv-2*. Non si notano invece differenze significative nei valori di SOC nei microaggregati. Questo dato in parte è dovuto a percentuali di abbondanza maggiori di macroaggregati stabili e dall'altro all'effetto delle lavorazioni sul turnover di formazione dei macroaggregati. I nostri risultati confermano le osservazioni di Six *et al.* (2002) che dimostrano come il cambiamento nel contenuto di C nei macroaggregati possa servire come indicatore sensibile degli effetti della gestione del suolo nel sequestro di C. Dall'analisi del contenuto di C nei microaggregati protetti all'interno dei macroaggregati è emerso un ulteriore trend di stabilizzazione di C nel sistema biologico *Organic* (Tab.9). Anche se la quantità di microaggregati protetti dai macroaggregati è significativamente maggiore in *Conv-2*, nella frazione totale di mM il contenuto di C sand-free in *Organic* (19.4 ± 0.5 g mM-C \cdot kg⁻¹) è significativamente maggiore rispetto a *Conv-2* (17.7 ± 1.1 g mM-C \cdot kg⁻¹). A differenza dei risultati di Deneff *et al.* (2007) in questo caso il 50% di C della frazione mM-C è rappresentato dalle frazioni intra-mM-POM e mineral-mM. Questo trend si osserva anche per quanto riguarda lo stock di C delle varie frazioni. A parte la frazione minerale, le frazioni Total mM, Intra-mM-POM e Inter-mM-POM in *Organic* hanno stoccato quantità significativamente maggiori di C. In accordo con quanto ottenuto da Deneff *et al.* (2007) si dimostra come la frazione minerale sia quella frazione che contribuisce maggiormente al contenuto totale di C in mM e SOC. Studi recenti hanno rivelato come la frazione mM possa fungere da indicatore ideale per il sequestro di carbonio negli agro ecosistemi gestiti sostenibilmente (Deneff *et al.*, 2004). I primi dati mostrano come, per la produzione orticola su queste tipologie di terreno, il C della frazione mM, in particolare la frazione di POM occlusa nei microaggregati protetti all'interno dei macroaggregati (intra-mM-POM), agisca da sito di stabilizzazione del C a lungo termine negli agroecosistemi. Le differenze nello stock delle varie frazioni di mM-C tra *Organic* e *Conv-2* ammontano al 40% delle differenze totali nello stock di SOC. Questo dato è più basso rispetto al 60% trovato da Deneff *et al.* (2004) anche se è da considerare che il sistema biologico era di tipo *No-till* (NT) e non *reduced tillage* (RT) come *Organic*. Al contrario che in Six *et al.* (2002) l'ammontare di mM e la stabilizzazione di C-mM non sembra essere strettamente correlati tra loro. Al contrario, come postulano Deneff *et al.* (2007), la stabilizzazione di C in mM è strettamente correlata con il comportamento dinamico dei microaggregati (e i macroaggregati che li proteggono). Riducendo il disturbo fisico dei macroaggregati con lavorazioni ridotte si aumenta la stabilità e l'ammontare, e quindi anche il turnover di mM (Six *et al.*, 2002b). Un turnover più lento della frazione di mM dovuta all'ambiente protettivo dei macroaggregati permette una maggior protezione dell'intra-Mm-POM e la stabilizzazione dei legami dei prodotti di decomposizione del C con la frazione minerale e col risultato in mM di una maggior stabilità (Deneff *et al.*, 2007) (Fig.23).

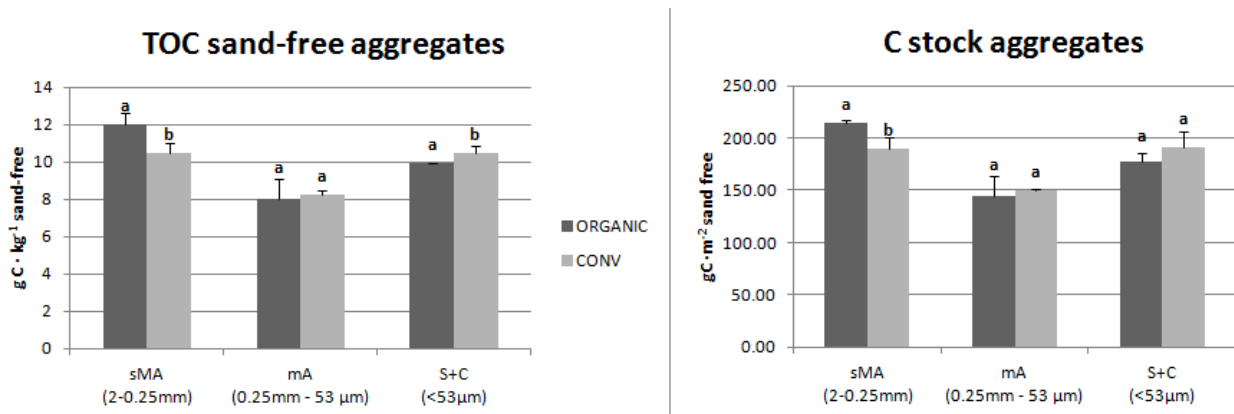


Fig.XX – Contenuto (gC · kg⁻¹) e stock (gC · m⁻²) di carbonio organico totale (TOC) corretto per il peso della sabbia nelle varie frazioni dimensionali di aggregate nei Quattro sistemi di gestione. Le barre di errore rappresentano le deviazioni standard. Valori di C con differenti lettere all'interno di ogni frazione dimensionale sono significativamente differenti tra i sistemi di gestione (P<0.05)(Tuckey test).

Tab.9 – Proporzione in peso trovata di *microaggregates* (mM) occlusi negli *small macroaggregates*; contenuto di carbonio organico totale (TOC, g mM-C·kg⁻¹) e stock (gC · m⁻²) con correzione per la sabbia sulle frazioni: Total mM (macroaggregate-occluded microaggregates), mineral-mM, intra-mM-POM e inter-mM-POM nei primi 15 cm di suolo dei sistemi *Organic* e *Conv-2*.

	<i>Organic</i>	<i>Conv-2</i>
mM proportion (g mM·100g ⁻¹ macroaggregate size fraction)		
mM (%)	28.7 ± 9.2 a*	42.1 ± 0.4 b

C fraction	SOC content	
	<i>Organic</i>	<i>Conv-2</i>
g mM-C · kg ⁻¹ sand-free macroaggregates		
Total mM	19.4 ± 0.5 a**	17.7 ± 1.1 b
Mineral-mM	9.8 ± 0.8 a	10.5 ± 0.3 a
Intra-mM-POM	9.3 ± 0.3 a	6.8 ± 1.1 b

C fraction	SOC stock	
	<i>Organic</i>	<i>Conv-2</i>
C stocks (gC · m ⁻²)		
Total mM	353 ± 4 a**	317 ± 28 b
Mineral-mM	179 ± 4 a	188 ± 2 a
Intra-mM-POM	169 ± 7 a	123 ± 24 b
Inter-mM-POM	158 ± 7 a	136 ± 4 b

* il valore di mM (%) è seguito da differenti lettere se significativamente diverso tra i sistemi di gestione (P<0.05) (Tuckey test).

** per ogni frazione specifica i valori di C sono seguiti da differenti lettere se significativamente tra i sistemi di gestione (P<0.05) (Tuckey test).

POM: *Particulate Organic Matter*; **inter-mM-POM** : POM non occlusa nei mM ma occlusa all'interno degli *small macroaggregates*; **intra-mM-POM** : POM occlusa all'interno dei mM; **mineral-Mm** : frazione minerale (<53 μm) associata coi mM.

Per quanto riguarda il contenuto di N, ancora il sistema *Org-rb* risulta il più dotato (Tab.8), ma per questo elemento non vi sono differenze significative tra *Organic* e *Conv-2*. Lo stock di N_t risulta essere differente solo per *Org-rb*. Anche se non si notano differenze significative il sistema *Organic* dimostra di stoccare potenzialmente maggiore quantità di N. Il bilancio tra mineralizzazione, lisciviazione e immobilizzazione è più equilibrato, dato che in *Conv-1,2* si apportano grandi quantità di N minerale annualmente ma il contenuto rispetto ad *Organic* è lo stesso. Questo dimostra una lisciviazione, una denitrificazione e un prevalere della mineralizzazione dell' N minerale rispetto all'humificazione e assimilazione dei microrganismi che avviene nei sistemi biologici (Drinkwater and Snapp, 2007; Dell'Abate e Benedetti, 2011). Avere una dotazione di N maggiore considerando il rapporto C/N risulta essere nei primi 15 cm maggiore per i sistemi biologici e *Conv-1* rispetto a *Conv-2*. La situazione di maggior equilibrio tra rilascio dell'N dalla sostanza organica e la sua riorganizzazione è riscontrabile in *Conv-1* (12.84 ± 0.39). Situazioni di squilibrio verso una umificazione spinta, senza stabilizzazione della SOM per carenza di N è presente soprattutto in *Org-rb* (15.21 ± 0.75). In *Org-rb* questo si presume sia dovuto alla pratica di concimazione con scarti di potature, e quindi con materiale che presenta abbondanti % di lignina. Al contrario la situazione di degrado e maggior depauperamento previsto del contenuto di SOM è quello osservato in *Conv-2*, dove l'assenza di concimazioni organiche, di gestione dei residui e lavorazioni profonde porta a risultati simili anche nelle indagini condotte da Chen *et al.* (2009). Un contenuto di azoto potenzialmente maggiore, se mineralizzato in maniera efficiente dai microorganismi, è un vantaggio limitato rispetto ai problemi che può portare un depauperamento del contenuto in sostanza organica (ARPAV,2007).

Questo trend verso una maggior umificazione, e di allontanamento di una situazione di equilibrio tra umificazione e mineralizzazione, nei sistemi biologici è confermato dai valori di carbonio attivo, e soprattutto dalla percentuale di *Active-C* sul contenuto totale di SOC (Tab.10). Nei sistemi *Conv-1,2* i valore di *Active-C/SOC* si attesta su un range di 7-10%, ed è significativamente differente rispetto ai sistemi biologici. Questo pool labile (C_{dec}) insieme al pool più stabile e inerte di C (C_i) sono le due componenti principali del pool di C nel suolo (Korschens *et al.*, 1998).

Tab.10 – Effetti dei sistemi di gestione su alcuni parametri biologici e microbiologici del suolo. I valori tra parentesi indicano le deviazioni standard.

SYSTEM	Active-C mg/kg	Act-C/SOC %	P.M.N. mg N/g _{ss} · week	Basal			Earthworm
				Respiration μg C-CO ₂ /g _{ss}	DNA ngDNA/g _{ss}	QBS-ar Value	Density #/m ²
Org-rb	1117.79 a* (40.78)	1.18 a* (0.12)	13.76 a* (3.08)	6.39 a* (0.83)	2241 a* (139)	107.9 a* (3.2)	119 a* (13)
Organic	679.55 b (12.71)	3.84 b (0.21)	4.78 b (1.73)	6.43 a (0.34)	1863 a (621)	93.3 b (3.8)	62 b (3)
Conv-1	591.10 c (35.50)	10.54 c (0.33)	2.99 b (0.56)	6.43 a (0.21)	13 b (1)	47.0 c (0)	2 c (1)
Conv-2	676.25 b (21.69)	7.41 d (0.76)	0.66 c (0.40)	4.26 b (0.16)	469 c (118)	62.3 d (5.2)	3 c (1)

* Differenti lettere per ognuno degli indicatori indicano una differenza statistica significativa tra i sistemi di gestione ($P < 0.05$) (Tukey Test).

Questo significa che gran parte del pool di carbonio organico nei sistemi convenzionali è rappresentato dalla biomassa microbica, dai carboidrati del suolo e dalla POM (*Particulate Organic Matter*), essendo l'*active-C* ("*light fraction*") rappresentato da queste componenti (Weil *et al.*, 2003). Questo pool labile, dove avvengono tutte le trasformazioni microbiche sul C, può fornire carbonio prontamente assimilabile alle piante ma può essere allo stesso tempo depauperato in una stagione colturale col raccolto e le lavorazioni. Frequenti lavorazioni annue nei sistemi convenzionali (4 in *Conv-1* e 6 in *Conv-2*) rompono gli aggregati e espongono il SOC protetto alla decomposizione microbica incrementando di conseguenza il pool di C labile del suolo, come hanno dimostrato Cheng *et al.* (2009). La riduzione in *Active-C* osservata nei sistemi convenzionali associata alle lavorazioni profonde è responsabile della distruzione degli aggregati del suolo, come suggerito da Bronick and Lal (2005). Questo significa, che la distruzione dei macroaggregati può avere degli effetti negativi sul C labile e limitare la protezione dello stesso, portando a una riduzione del contenuto di SOC totale. Weil *et al.* (2003) e Li *et al.* (2007) infatti hanno trovato una correlazione positiva dell'*active-C* con la stabilità degli aggregati, cosa che si ritrova anche in questo studio ($r=0.86$ tra *Active-C* e *SmAI*). Inoltre anche qui, come in Korschens *et al.* (1998) e Six *et al.* (1998) si trova una correlazione negativa significativa dell'*active-C* con l'argilla (0.76), a testimoniare come questa componente granulometrica protegga la sostanza organica dall'attacco della componente microbica.

Calcolando la percentuale di incremento (%) del SOC e dell' *Active-C* del sistema *Organic* rispetto ai sistemi *Conv-1,2* si ottiene un 43,74% per il SOC e 93,25% per l'*Active-C*. Si sono considerati questi sistemi perché impostati sulle stesse tipologie di suolo e quindi con identici contenuti intrinseci di SOC. È confermato anche nel nostro studio che l'effetto combinato dell' utilizzo di compost animali e vegetali, ridotte lavorazioni e incorporazione dei residui colturali di mais nei sistemi biologici portino ad una costruzione di un pool maggiore sia di SOC ma soprattutto di *Active-C*. Non è quindi sorprendente trovare un'alta e significativa correlazione lineare (0.98, $P<0.01$) tra SOC e *Active-C* (Tab.5). Il SOC però è correlato con un maggior numero di parametri chimici, fisici e biologici del MDS rispetto all'*active-C*. Questo significa che la sostanza organica, come la maggior parte di autori riporta (Lal, 2011; Powsoln *et al.*, 2011a,b; Singh *et al.*, 2011) ha ricadute, nei sistemi esaminati, positive e significative ($P<0.01$) sui processi di aggregazione (*SmAI*, *WSA*, *MWD*), infiltrazione e aerazione (porosità e densità apparente), ha attività enzimatiche (fosfatasi alcalina, esterasi, e β -glucosidasi), pool e ciclo dell'azoto (*PMN* e N_t) e attività di bioturbazione (densità di lombrichi).

Le indicazioni fornite dal rapporto C/N non sono confermate invece dalla mineralizzazione dell'azoto nei sistemi convenzionali come testimoniano i valori di *PMN*. Bassi valori di *PMN* in *Conv-1,2* significano una scarsa capacità dei terreni di fornire azoto assimilabile in forma di NH_4^+ . Per esempio in *Conv-2* (7.41 ± 0.40 mg N/ $g_{SS} \cdot week$) rispetto al sistema *Organic* (4.78 ± 1.73 mg N/ $g_{SS} \cdot week$). La respirazione basale (espressa come μg C-CO₂ / g_{SS}), adattata al valore di campo di *WFPS* come suggerito da Parkin *et al.* (1996), non mostra differenze significative tra i sistemi, eccetto per per *Conv-2*.

Per quanto riguarda i diversi gruppi funzionali della catena trofica del suolo, il sistema *Org-rb*, e in parte *Organic*, sono significativamente maggiori in termini di contenuto di DNA a doppia elica, valore di QBS-ar e densità di lombrichi (Tab.10). Il sistema *Conv-1* è il meno biodiverso e attivo biologicamente di tutti e quattro i sistemi. In ordine decrescente di biodiversità funzionale quindi i quattro sistemi si posizionano: *Org-rb*<*Organic*<*Conv-2*<*Conv-1*. Soprattutto la densità di lombrichi sembra essere un parametro che discrimina in modo netto l'effetto delle pratiche di gestione su questa componente trofica del suolo, come confermato in Pelosi *et al.*(2009). Allo stesso modo i microartropodi analizzati nel QBS-ar danno un'informazione utile nel valutare la capacità di degradare i residui colturali e regolare le popolazioni microbiche in maniera efficiente (Parisi *et al.*, 2005). L'habitat che si presenta all'interno dell'ecosistema suolo gestito con agricoltura biologica è quindi funzionale allo sviluppo delle funzionalità ecologiche di questi organismi (Lavelle *et al.*, 2006, Turbe *et al.*, 2010). Il DNA anche se mostra differenze significative tra i sistemi di gestione, sembra esser strettamente dipendente dal periodo di campionamento e non mostra correlazioni significative con la maggior parte dei parametri biologici e biochimici del suolo (Calbrix *et al.*, 2007) (Tab.10). I parametri, invece, maggiormente correlati ($P=0.01$) alla densità di lombrichi e al QBS-ar sono stati selezionati come MDS ed è stata eseguita una regressione lineare multipla (regredendo in maniera iterativa i parametri come variabili indipendenti). I risultati di Tab.11 mostrano un elevato R^2 nel modello considerato sia per il QBS-ar (0.983) e la densità di lombrichi (0.993), a testimonianza dell'effetto di questi due parametri sul ciclo dei nutrienti, della SOM e la dinamica degli aggregati.

Tab.11 - Regressione multipla lineare dei valori di alcuni indicatori correlati positivamente ($P=0.01$) con alcuni *end-point* (variabile dipendente) rappresentati due diversi gruppi funzionali di organismi dell'ecosistema suolo, classificati secondo Turbè *et al.*(2010).

Endpoint (functional group)	Adjusted R^2	Indicators used	P value
Earthworms density (ecosystem engineers)	0.993	SmAI, MWD, Act-C, SOC, PMN, N_t	0.039
QBS-ar (biological regulators)	0.983	SMai, MWD, Act-C, SOC, PMN, N_t , Respiration	0.043

*adjusted R^2 è il coefficiente di determinazione regolato dai gradi di libertà del modello per tenere conto delle differenze nel numero di variabili in ogni modello e permettere il raffronto tra i modelli.

Osservando più in dettaglio i parametri cinetici e di attività della biomassa microbica dei suoli ottenuti dall'analisi delle curve respirometriche dei suoli emergono dei trend significativi tra i differenti sistemi (Tab.12). La determinazione della respirazione del suolo è considerata uno tra i parametri più utili nello studio delle dinamiche dell'attività microbiologica del terreno (Bloem *et al.*, 2008, Luo and Zhuo, 2006). Dalle curve respirometriche di 28 gg di incubazione i valori del C_t e C_{28} indicano come i sistemi biologici siano quelli con respirazione basale maggiore. Al contrario i sistemi convenzionali, come C_t cumulativo e C potenzialmente mineralizzabile, indicano una maggior mineralizzazione della sostanza organica, come testimoniato anche dai valori di C/N (Tab.12).

I parametri cinetici della biomassa microbica, estratti dal modello di primo ordine $C_t=C_0 \cdot (1-e^{-kt})$, spiegano in maniera migliore lo stato dei terreni agricoli. Il valore della costante cinetica k di mineralizzazione esplicita la velocità dei processi di mineralizzazione della sostanza organica (1/gg). Il tasso di mineralizzazione dei sistemi Conv-2 (0,193) e Conv-1 (0,077) sono significativamente differenti tra loro, ma soprattutto rispetto ai sistemi biologici. Questa differenza è interpretabile come una lieve difficoltà da parte dei microrganismi ad attaccare la frazione mineralizzabile della SOM, ma d'altro lato valori troppo elevati di k indicano una degrado veloce della sostanza organica (Benedetti *et al.*, 2006). Differenze di questo tipo, di una maggior vicinanza all'equilibrio dei sistemi biologici, rispetto ai sistemi convenzionali si sono riscontrate anche in Marinari *et al.* (2006).

Tab.12 - Parametri di attività e parametri cinetici della biomassa microbica dei suoli.

SYSTEM	C_{28} mg C/day/kg	C_t mg C/day/kg	$qCO_2 (10^3)$ (mg C-CO ₂ / mg actC x kg)/h	qM %	C_o mg-C/kg	K 1/day	R^2
Org-rb	18.70 a	92.86 a	4.12 a	3.32 a	118.25 a	0.055 a	0.987
Organic	16.28 a	86.05 a	3.92 a	6.41 b	111.52 a	0.049 a	0.948
Conv-1	13.52 b	157.73 b	9.19 b	3.68 a	179.39 b	0.077 b	0.989
Conv-2	20.86 c	183.69 c	4.76 c	3.73 a	170.69 b	0.192 c	0.98

* Differenti lettere per ognuno degli indicatori indicano una differenza statistica significativa tra i sistemi di gestione ($P < 0.05$) (Tukey Test).

C_{28} : respirazione basale della biomassa microbica dopo 28 giorni di esperimento; C_t : valore cumulativo del carbonio mineralizzato durante il periodo di 28 giorni di respirazione; qCO_2 : quoziente metabolico; qM : quoziente di mineralizzazione; C_o : carbonio potenzialmente mineralizzabile; k : costante cinetica di mineralizzazione; R^2 : significatività statistica dei dati ottenuti dalla cinetica di primo ordine utilizzata nel modello: $C_t=C_0 (1-e^{-kt})$.

Ad ulteriore conferma di quanto appena detto, i valori del quoziente metabolico (qCO_2) si presentano molto alti per il sistema *Conv-1* e alti per *Conv-2*, rispetto a quelli dei sistemi biologici. Questo significa che siamo in una situazione di stress, la biomassa microbica è risaputo (Singh *et al.*, 2011) essere stressata da inquinanti (grosso input di pesticidi, Tab.1) e lavorazioni profonde che espongono la SOM dei primi cm a valori elevati di T e CO₂. Questi sono tra i fattori di stress principali per l'allontanamento nei sistemi agrari della biomassa microbica dalla capacità di mantenere un equilibrio metabolico e rispondere agli impatti esterni (Benedetti *et al.*, 2006, Anderson and Domsch, 1993, Luo and Zhang, 2006). I sistemi biologici presi in esame sembrano quindi essere maggiormente vicini ad una stabilità tipica dei sistemi maturi, con un pool di C humificato che sembra essere maggiore. Per concludere il sistema che risulta essere più stabile e in salute è *Organic*, il quale tra l'altro presenta, rispetto al pool di SOC presente, il miglior quoziente di mineralizzazione (qM) (6.41%) significativamente maggiore rispetto a tutti gli altri tre sistemi.

I valori delle attività enzimatiche del suolo riscontrate (Fig.26,27,28) rientrano all'interno dei range normalmente riscontrati nei suoli (Nannipieri *et al.*, 2002). I dati sugli enzimi sono ormai considerate il fondamento per lo sviluppo di un modello concettuale per la comprensione dei processi chiave che legano le popolazioni microbiche e la ciclizzazione dei nutrienti (Schimel *et al.*,

2003). L'acetato esterasi come indice globale dell'attività enzimatica non mostra differenze significative tra i diversi sistemi di gestione (Fig.26).

Questo è dovuto all'elevata variabilità di questo enzima e alla molte interazioni che le specifiche attività hanno con il periodo e il sito di campionamento (Dick, 1994). La β -glucosidasi (Fig.27) mostra invece un'attività intensa (19.6-31.3 nM/g) nei sistemi *Org-rb* e *Organic* rispetto a quelli convenzionali dove invece si attesta su livelli molto bassi (5.7-8.5 nm/g). L'attività di questo enzima sui residui vegetali e colturali, catalizza le reazioni di idrolisi e la biodegradazione dei substrati polisaccaridici (Caldwell, 2005).

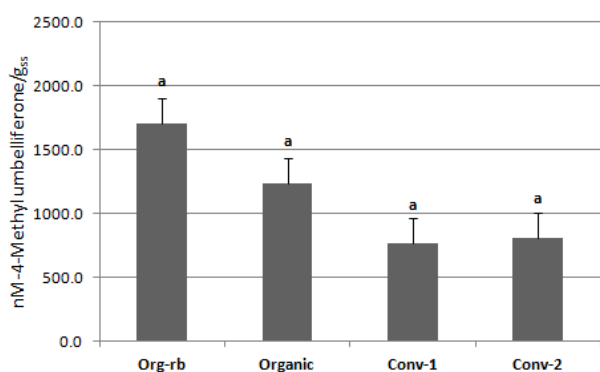


Fig.26 - Concentrazioni di acetato esterasi nei quattro sistemi di gestione. Le barre di errore rappresentano la deviazione standard. Differenti lettere indicano differenze significative tra i sistemi di gestione ($P < 0.05$) (Tuckey test).

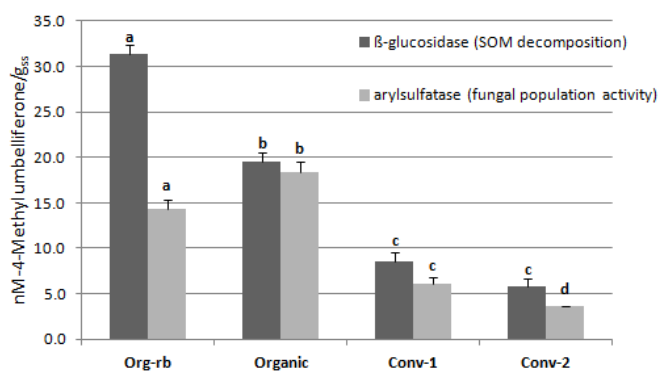


Fig.27 - Concentrazioni di β -glucosidasi e arilsulfatasi nei quattro sistemi di gestione. Le barre di errore rappresentano la deviazione standard. Differenti lettere indicano differenze significative tra i sistemi di gestione ($P < 0.05$) (Tuckey test).

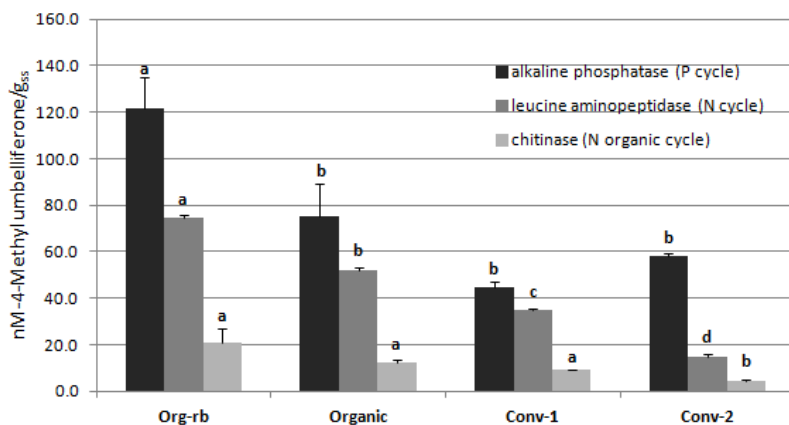


Fig.28 - Concentrazioni di fosfati alcalina, leucina aminopeptidasi e chitinasi nei quattro sistemi di gestione. Le barre di errore rappresentano la deviazione standard. Differenti lettere indicano differenze significative tra i sistemi di gestione ($P < 0.05$) (Tuckey test).

Questo significa che i sistemi biologici risultano in grado di fornire in maniera più efficiente alle comunità microbiche il glucosio, come fonte di energia per le loro attività metaboliche (Nannipieri *et al.*, 2003). Esiste infatti un correlazione significativa di questo enzima (Tab.5) con i parametri legati al carbonio e la sua mineralizzazione. L'attività dell'arisulfatasi segue lo stesso trend nei sistemi di gestione della β -glucosidasi ma si trova una correlazione significativa ($p < 0,01$) solo con la respirazione (0.85).

L'arilsulfatasi è coinvolta nella mineralizzazione degli esteri solfati aromatici, e la sua attività può riflettere l'incremento della biomassa fungina a causa della forte correlazione dei funghi con gli ergosteroli (Balota et al., 2004). Le differenze si possono spiegare nella rottura del network di ife fungine nei suoli a lavorazione convenzionale.

Per quanto riguarda i substrati di N e P i cui legami peptici e diesterici possono venir degradati rispettivamente da leucina-amminopeptidasi e fosfatasi alcalina, si osservano dei trend contrastanti. Solo il sistema *Organic* presenta valori medio-alti nell'attività della leucina-amminopeptidasi, invece differenze più marcate si osservano sulle attività della fosfatasi alcalina nei vari sistemi di gestione. L'abilità nel solubilizzare gli elementi minerali del suolo dai fosfomonoesteri è prevedibile più alta nei sistemi biologici a causa di un contenuto più alto di carbonio attivo e SOC (Makoi et al., 2008). Infatti è stata trovata un forte correlazione con l'*active-C* e il SOC (0.93 entrambi). Non si sono riscontrate invece differenze significative dell'attività della chitinasi tra i vari sistemi di gestione. Tra le diverse attività enzimatiche analizzate esiste una significativa correlazione lineare a $p < 0.01$ (Ta.5). L'arilsulfatasi è significativamente correlata con la β -glucosidasi (0.87). La β -glucosidasi invece con la fosfatasi alcalina (0.95) e la leucina amminopeptidasi (0.93). La leucina amminopeptidasi invece è fortemente correlata con la chitinasi (0.90), la β -glucosidasi (0.91) e la esterasi (0.93).

A differenza da quanto riportato da Nannipieri et al. (2002) e Gianfreda et al. (2005) le attività enzimatiche nei quattro sistemi di gestione non sono significativamente correlate con il pH. Invece sono fortemente correlate con i parametri Active-C, SOC, azoto totale, la respirazione basale, la stabilità degli aggregati (SAI e SmAI), il PMN, la densità di lombrichi e il QBS-ar. Questo testimonia un ruolo chiave nella maggior parte dei processi biochimici e biologici chiave nel mantenere la salute del suolo negli agroecosistemi (Nannipieri et al., 2003). Questa correlazione delle attività enzimatiche con l'aggregazione e il contenuto di C del suolo porta ad affermare la presenza di una relazione funzionale tra la stabilità degli aggregati del suolo con l'attività enzimatica. Come emerge dai risultati ottenuti da Allison and Jastrow (2006) all'interno delle frazioni dimensionali di aggregati, soprattutto nella frazione minerale, l'ammontare delle attività enzimatiche e il turnover di C dipende dalla produzione di enzimi tanto quanto dai processi di stabilizzazione fisica. Questi autori hanno trovato che gli enzimi vengono prodotti in quantità elevate all'interno delle frazioni di POM da parte della comunità microbica attiva che degrada il C labile. Al contrario nella frazione minerale, il carbonio sequestrato porta ad avere una bassa produzione e attività di enzimi, ed entrambi sono legati alla superficie minerale delle particelle del suolo. Osservando i dati del sequestro di carbonio sulla varie frazioni di mM (Tab.9) e la distribuzione % degli aggregati (Fig.24), insieme ai valori di correlazione lineare che le attività enzimatiche hanno con gli indici di stabilità degli aggregati (Tab.5), anche nel nostro caso, si può supporre la presenza di questo meccanismo di sequestro del C e stabilizzazione della struttura del suolo mediato dagli enzimi.

I parametri chimici indicano una buona dotazione di nutrienti per tutti i sistemi di gestione considerati (Tab.13). Il valore di pH varia in un range ristretto di 6.9-7.3. Per quanto riguarda il contenuto di carbonati totali è basso per i sistemi *Organic*, *Conv-1,2* e medio per *Org-rb* ($6.8 \pm 2.0\%$), lo stesso vale per i carbonati attivi, dove non si notano differenze significative tra i sistemi di gestione. Il contenuto maggiore di NH_4^+ risulta essere quello di *Conv-2* ($0.91 \pm 0.15 \text{ mgNH}_4^+/\text{kg}$), significativamente differente rispetto agli sistemi di gestione.

Il sistema *Conv-2* anche per il complesso di scambio (C.E.C.) risulta essere quello maggiormente dotato (40.9 ± 2.8 $\text{cmol}^{(+)}/\text{kg}$). Valori comunque alti di CEC si sono riscontrati nei due sistemi biologici, il sistema che invece è meno dotato è *Conv-1* (15.2 ± 2.9 $\text{cmol}^{(+)}/\text{kg}$). Anche per quanto riguarda il fosforo assimilabile il sistema *Conv-2* presenta elevatissime quantità di questo elemento (102.4 ± 17.1 mg/kg). Questi valori sono plausibili considerando l'elevata quantità di P come P_2O_5 applicata nelle due parcelle (155 kg /ha concimazione minerale e 50kg di fertirrigazione). Non si notano differenze significative tra i gli altri sistemi di gestione, che si attestano su un range comunque alto di 49.1-57.5 mg/kg . Valori estremamente bassi di conducibilità si osservano in tutti i sistemi a parte *Org-rb* (3.18 ± 0.56 mS/cm) il quale essendo impostato su terreni di bonifica lagunare presenta qualche problema di tossicità legato al contenuto di sali solubili.

Tab.13 – Parametri chimici di qualità del suolo nei sistemi di gestione trattati. Tra parentesi indicate le deviazioni standard

SYSTEM	pH	Total Carbonate %	Active Carbonate %	NH_4^+ $\text{mgNH}_4^+/\text{kg}$	C.E.C. $\text{cmol}^{(+)}/\text{kg}$	Extractable Phosphorous mg/kg	Electrical Conductivity mS/cm
Org-rb	7.0 a* (0.0)	6.8 a* (2.0)	1.7 a* (1.1)	0.67 a* (0.13)	31.5 a* (2.5)	56.3 a* (2.6)	3.18 a* (0.56)
Organic	6.9 a (0.3)	2.4 b (0.1)	0.8 a (0.1)	0.64 a (0.19)	33.3 a (0.1)	49.1 a (1.8)	0.24 b (0.00)
Conv-1	6.9 ab (0.1)	1.4 b (0.2)	0.6 a (0.3)	0.34 b (0.02)	15.2 b (2.9)	57.5 a (1.2)	0.16 b (0.05)
Conv-2	7.3 ac (0.2)	2.2 b (0.3)	1.3 a (0.6)	0.91 c (0.15)	40.9 c (2.8)	102.4 c (17.1)	0.27 b (0.02)

* Differenti lettere per ognuno degli indicatori indicano una differenza significativa tra i sistemi di gestione ($P < 0.05$) (Tukey Test).

SCelta DEGLI INDICATORI

Scelta degli indicatori su base esperta

La scelta finale su base esperta è ricaduta su una lista di 25 indicatori di salute chimica, fisica, microbiologica, biochimica e biologica del suolo (Tab.14). Ognuno di questi è stato scelto all'interno del data set di indicatori misurati sperimentalmente. Ogni indicatore di Tab.14 è risultato essere inoltre presente e misurabile all'interno del database dello SMAF (Andrews *et al.*, 2004), e correlabile a determinati processi ecologici che avvengono nel suolo. Diversi sono quelli legati al pool e la dinamica della sostanza organica. Il SOC, come indicatore chiave di salute del suolo, che descrive il contenuto di carbonio organico totale come fonte di energia per le componenti attive biologicamente del suolo (Powlson *et al.*, 2011a, Lal, 2011b). L'*active-C*, che descrive la frazione labile di C prontamente assimilabile (Weil *et al.*, 2003; Gugino *et al.*, 2009) dalle piante, la respirazione che indica l'attività biologica di mineralizzazione dei substrati organici (Luo and Zhou, 2006; Bloem *et al.*, 2008) e la β -glucosidasi che indica la decomposizione della lignina (Nannipieri *et al.*, 2002). Per quanto riguarda l'azoto vi sono il contenuto totale di azoto (N_t) e l'attività di mineralizzazione (PMN) che indica la capacità di fornire N alle piante (Bloem *et al.*, 2008). A questo quadro si sono aggiunte la valutazione di 5 attività enzimatiche per avere un quadro completo della diversità metabolica del suolo e per valutare il ruolo che ognuno di questi enzimi ha nella ciclizzazione dei nutrienti (C, N e P) essenziali negli agroecosistemi e nella stabilizzazione della struttura del suolo (Nannipieri *et al.*, 2002). Si sono scelte attività enzimatiche come la leucina-amminopeptidasi e la chitinasi indicatori della decomposizione dei legami peptidici (Makoi and Ndakidemi, 2008). Per la ciclizzazione del P la fosfatasi alcalina e l'arilsulfatasi che descrive la degradazione dei legami esterici del S (Caldwell, 2005) e in maniera indiretta l'attività della popolazione fungina (Balota *et al.*, 2004). Per quanto riguarda la disponibilità di nutrienti vi sono indicatori come il pH, la C.S.C, la conducibilità elettrica e il fosforo assimilabile (Karlen *et al.*, 1994). La biodiversità del suolo e il loro ruolo funzionale sono stati valutati secondo tre livelli della catena trofica (Turbè *et al.*, 2010, Lavelle *et al.*, 2006): come *ecosystem engineers* si è scelto la densità di lombrichi, per i *biological regulators*, invece, il QBS-ar basato sulla comunità di microartropodi (Parisi *et al.*, 2005). Per i *chemical regulators* (comunità microbica e funghi) si è scelto il contenuto di DNA a doppia elica estratto dal suolo, che è considerato essere un importante strumento verso un miglior riconoscimento della funzionalità microbica e delle interrelazioni tra le sue componenti (Agnieszka *et al.*, 2012). La parte di salute fisica del suolo è composta da indicatori utili a valutare i processi di infiltrazione, aerazione, regolazione dell'erosione, del clima come la tessitura, la densità apparente, la porosità e il *Water-filled Pore Space* (Hathaway-Jenkins *et al.*, 2011). Per quanto riguarda la dinamica e la stabilità degli aggregati sono stati scelti gli indicatori di stabilità degli aggregati alla pioggia (WSArf, Gugino *et al.*, 2009), quelli proposti da Marquez *et al.* (2004) e l'MWD come misura della dimensione media degli aggregati.

Tab.14 – Lista degli indicatori di salute del suolo selezionati come MDS su base esperta, e relativo ruolo nel descrivere particolari processi ecologici che avvengono nel suolo.

INDICATOR	SOIL PROCESS	INDICATOR	SOIL PROCESS
PHYSICAL		MICROBIOLOGICAL, BIOCHEMICAL, BIOLOGICAL	
Texture	all process	Active carbon	organic material to support biological functions
Water Stability Aggregate (rainfall simulation)	aeration, infiltration, crusting	Soil Organic Carbon (SOC)	energy/C storage, water and nutrient retention
Stability Aggregate Index	aeration, infiltration, permit C sequestration, erosion regulation	Potentially Mineralizable Nitrogen (PMN)	ability to supply N
M.W.D.	Soil aggregate dynamics	Basal Respiration	soil microbial biomass activity, C mineralization, CO ₂ production
Bulk Density	rooting at in plow layer, aeration, infiltration, compaction	QBS-ar	biodiversity, biological regulation, decomposition of SOM
Porosity	aeration, gas exchange, infiltration	DNA content	soil life status
Water-filled Pore Space	water retention	Alkaline phosphatase	P cycle
CHEMICAL		Arisulfatse	fungal population activity
Nitrogen total	nutrient availability, environmental loss potential	Chitinase	N organic cycle and pool
pH	toxicity, nutrient availability	Acetate-esterase	Enzymatic general Activity
Extractable Phosphorous	P availability, environmental loss potential	β glucosidase	SOM decomposition
C.E.C.	nutrient availability	Leucine Aminopeptidase	N cycle
Electrical Conductivity	toxicity, nutrient availability		

Analisi delle componenti principali (PCA)

Prima di condurre la PCA sul data set di indicatori scelti su base esperta (EO) si sono eliminati quelli che non presentavano differenze significative a $P < 0.05$ tra i sistemi di gestione. Sul valori osservati del data set di dati di indicatori scelto è stata condotta la PCA, i cui risultati sono presentati in Tab.15 . I primi quattro componenti principali hanno autovalori > 1 . Il primo componente principale spiega il 58.42 % della varianza dell'intero MDS. Tutti gli indicatori all'interno del PC1, a parte la CEC presentano *factor loadings* elevati. Il SOC è quello con il peso più elevato ed è stato selezionato all'interno del MDS. La maggior parte degli altri indicatori sono altamente correlati con esso.

Servendosi dei dati della correlazione lineare (Tab.5), ha portato ad individuare il parametro non ridondante nel PC1, e cioè il DNA. Il secondo componente principale spiega invece il 13.66 % della varianza e all'interno di esso l'indicatore col peso più alto in valore assoluto è il fosforo assimilabile (extr-P). Gli altri parametri, non ridondanti scelti all'interno di questo PC2 sono l'Active-C, la conducibilità elettrica, la porosità e il WFPS. Il PC3 e il PC4 spiegano rispettivamente il 7.31% e 5.57% della varianza del MDS sottoposto a PCA. L'analisi della correlazione, ha portato a selezionare ulteriori parametri non ridondanti, per un totale di 17 parametri dai 24 di partenza di Tab.14. Le varianze espresse dai vari PC sono state utilizzate per il calcolo dei pesi, da 0 a 1, da assegnare ai vari indicatori nella costruzioni dei rispettivi indici pesati. Agli indicatori scelti all'interno di PC1 è stato assegnato un peso di 0.69, agli indicatori del PC2 il valore 0.16, 0.09 per quelli del PC3 e 0.07 agli indicatori scelti in PC4.

Tab.15 – Risultati della PCA sui dati significativamente differenti (P<0.05) del MDS.

Principal components	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Eigen values ^a	5.92	2.12	1.43	1.13	0.75
variance %	58.42	13.66	7.31	5.57	4.08
Cumulative var %	58.42	72.08	79.39	84.96	89.04
Factors loadings ^{b,c}					
SOC	<u>-0.266</u>	0.076	0.042	-0.026	-0.097
Active-C	-0.254	<u>0.143</u>	0.088	0.013	-0.016
PMN	-0.260	-0.005	-0.100	0.044	0.121
DNA	<u>-0.167</u>	-0.333	-0.165	0.095	-0.248
QBS-ar	-0.246	-0.024	0.035	-0.036	-0.071
Earthworms	-0.263	-0.072	0.050	<u>-0.130</u>	-0.082
Respiration	-0.195	-0.227	-0.236	<u>0.189</u>	0.146
alkP	-0.256	0.052	0.088	<u>-0.156</u>	0.073
aryS	-0.044	0.264	<u>-0.560</u>	0.141	0.129
Chit	-0.044	0.126	<u>-0.579</u>	0.230	-0.280
β-gluc	0.062	0.304	-0.113	<u>-0.403</u>	-0.358
Leuc	-0.259	-0.153	-0.087	-0.004	-0.039
total N	-0.265	0.037	0.014	-0.021	-0.070
extr-P	0.151	<u>0.427</u>	0.174	0.009	-0.066
CEC	0.016	0.216	-0.355	<u>-0.600</u>	0.321
pH	0.044	0.414	0.096	0.316	-0.452
E.C.	-0.247	<u>0.103</u>	0.125	-0.013	-0.048
Bulk Density	0.229	<u>-0.208</u>	-0.092	-0.109	-0.225
WSArf	-0.251	0.022	0.059	<u>-0.151</u>	-0.215
Porosity	0.229	<u>-0.208</u>	-0.092	-0.109	-0.226
WFPS	-0.148	<u>0.318</u>	0.080	0.286	0.372
SmAl	-0.252	-0.009	-0.036	0.023	-0.165
MWD	-0.234	0.016	0.081	<u>-0.300</u>	-0.136

^a gli *eigen values* in grassetto corrispondono ai PC considerati nell'indice finale

^b i *factors loading* in grassetto sono considerati quelli considerati con peso maggiore

^c i *factors loading* in grassetto e sottolineati sono quelli scelti nel MDS finale

TRASFORMAZIONE IN PUNTEGGI DEGLI INDICATORI

Trasformazione lineare

La trasformazione lineare è una trasformazione, per come eseguita, che risente molto del range dell'indicatore ottenuto nelle analisi sperimentali. I risultati di Tab.17 mostrano per alcuni parametri, ad es. SOC, la respirazione, il PMN o la maggior parte delle attività enzimatiche, delle differenze non giustificabili agronomicamente e ambientalmente. In Fig.29b,d,f,h si mostrano alcuni esempi di *scoring algorithm* applicati a diversi indicatori. Andrews *et al.* (2002a) fanno notare che i valori più alti (valore soglia della curva "*more is better*") e più bassi (più alto e più basso per le curve "*more is better*" e "*less is better*") diluiscono i punteggi della trasformazione in un range troppo ampio, essendo i valori intermedi una proporzione di essi (Fig.29f,h). Si aggiunge poi che se non sono state trovate in letteratura valori soglia utilizzabili (come per gli enzimi) o si sono utilizzati direttamente algoritmi proposti in letteratura, in questo tipo di trasformazione non possono venir considerati i fattori di controllo sito-specifici.

Il risultato, perciò, come per il SOC (Fig.29f) non rispecchia una corrispondenza reale dell'algoritmo di trasformazione con la funzione ecologica associata al parametro considerato. A titolo di esempio i Mollisuoli di *Org-rb* hanno un valore di SOC intrinseco di 120 g/kg e un valore osservato di 95.15 g/kg. Il punteggio trasformato infatti rispecchia la ottima qualità (0.88) di questo sistema in relazione alle pratiche di gestione adottate. I sistemi *Organic* e *Conv-2*, al contrario, presentano valori intrinseci di SOC di 12 g/kg e valori osservati rispettivamente di 17.73 g/kg e 9.19 g/kg. Ci si aspetterebbe valori prossimi all'unità, considerando la capacità massima di questi suoli, ma essendo i valori soglia massimi quelli di *Org-rb*, i valori trasformati ottenuti (0.12 e 0.04) non sono rappresentativi della realtà pedologica.

Trasformazione non lineare

La trasformazione non lineare, sebbene si basi su diversi step decisionali, sembra essere il miglior metodo per valutare la qualità degli indicatori (Tab.16). I valori di ogni indicatore sono stati trasformati secondo una serie di *scoring functions*, del tipo "*more is better*", "*optimum*" e "*less is better*", utilizzando i valori soglia massimi ("*upper threshold*"), intermedi ("*baseline value*") e minimi ("*lower threshold*") di Tab.18.

Per gli indicatori SOC e PMN si sono utilizzati gli *scoring algorithm* del tipo "*more is better*" proposti da Andrews *et al.* (2004) (Fig.29c) utilizzando come fattori di controllo sito specifici i valori di SOC intrinseci delle unità di suolo corrispondente nella "Carta dei suoli del bacino scolante in laguna di Venezia" (ARPAV, 2004). Da Tab.16 e Fig.(29a,c,e) si osserva che, al contrario delle trasformazioni lineari (Tab.17), i punteggi per questi due parametri rispecchiano in maniera più efficace la qualità ecosistemica relativa. Per la densità apparente si è utilizzata la trasformazione dei valori secondo una curva del tipo "*less is better*" utilizzando come valori soglia massimo (1.2 g/cm³) e minimo (2.1 g/cm³) (Fig.29a). I valori ottenuti sembrano rappresentare anche qui meglio lo stato di compattazione dei suoli rispetto alla trasformazione lineare. L'indice di stabilità degli aggregati (SAI) con la trasformazione non lineare, utilizzando le soglie di Karlen *et al.* (1994) corrette secondo Marquez *et al.* (2004) produce valori migliori e più reali.

Un' aggregazione al di sotto del 30% è considerata di scarsa qualità e quindi ha ricevuto valore 0. Alcuni parametri invece sono stati normalizzati e trasformati attraverso curve logistiche utilizzando il range di valori ottenuti sperimentalmente (*best managed values*)(Fig.29h) e dalle curve ottenute sono stati calcolati i valori soglia (Tab.18). Si è deciso di procedere in questa maniera, per la mancanza di soglie in letteratura e/o per la sensibilità alle condizioni sito-specifiche, per i parametri *Water Stability Aggregate, Stable Macroaggregate Index* (SOC_{obs} come fattore sito specifico) , *Mean Weight Diameter, Water-filled Pore Space* (tessitura come fattore sito specifico), DNA e C.E.C. Per il fosforo invece si è usato la funzione trapezoidale proposta da Morari *et al.* (2008). La respirazione è stata modellata con il fattore sito specifico dell' umidità riscontrata in campo e si sono utilizzate le soglie riportate in Luo e Zhou (2006). Per i valori di pH e conducibilità elettrica si sono utilizzate curve del tipo "optimum"(Fig.29C) i cui valori ottimali, per le colture presenti nelle rotazioni colturali esaminate, sono stati estratti dai requisiti colturali proposti in ARPAV (2007). Dagli studi di Parisi *et al.* (2005) e Peigné *et al.*(2009) sono state rispettivamente ricavate le soglie per il QBS-ar e la densità di lombrichi. Per quanto riguarda le attività enzimatiche, in letteratura non esistono ancora dei valori soglia attendibili, data la variabilità di questi parametri al periodo e sito di campionamento. Nannipieri *et al.*(2002) riporta dei range attendibili di valori per diverse attività enzimatiche e consiglia il pH come possibile fattore di controllo predominante. Ma dai risultati sui sistemi di gestione (Fig.26,27,28) le differenze significative riscontrate tra i diversi trattamenti ci ha condotto a scegliere di modellare le attività enzimatiche secondo i *best managed values* osservati. Come fattore di controllo si è scelto il SOC, a parte per la leucina ammino-peptidasi dove si è usato il contenuto di N totale, essendo questo fattore fortemente e significativamente correlato a P<0.01 a tutte e 6 le attività enzimatiche considerate. Gli *scoring algorithm* ottenuti, tramite distribuzione normale e interpolazione con CurveExpert per gli enzimi sono presentate in Tab.19. L'interpolazione ha portato ad ottenere curve sinusoidali con parametri fissi e parametri sito-specifici(in questo caso i valori di SOC).

Tab.19 - *Scoring algorithm* ottenuti dalle interpolazioni non lineari per le 6 attività enzimatiche

Enzyme	Scoring algorithm	Fixed Parameter			Site specific factors
		A	B	c	
alkaline phosphatase	$y=a+b \cdot \cos(cx-d)$	0.5046	0,4453	0.0262	d: $f(SOC \cdot 2.481)$
Arylsulfatase	$y=a+b \cdot \cos(cx-d)$	0.4976	0.4364	0.1435	d: $f(SOC)$
Chitinase	$y=a+b \cdot \cos(cx+d)$	0.5038	0.4455	0.1131	d: $f(SOC \cdot 3.213)$
acetate-esterase	$y=a+b \cdot \cos(cx-d)$	0.4980	0.4398	0.002	d: $f(SOC \cdot 2.256)$
β -glucosidase	$y=a+b \cdot \cos(cx+d)$	0.5020	0.4325	0.0757	d: $f(SOC \cdot 3.257)$
leucine-amminopeptidase	$y=a+b \cdot \cos(cx+d)$	0.4962	0.4350	0.0356	d: $f(N_t \cdot 2.967)$

Tab.16 – Tabella riassuntiva delle medie e deviazioni standard (parentesi) dei punteggi ottenuti dalla trasformazione non lineare, e utilizzati per la selezione del MDS su base esperta (EO) e statistica (PCA).

System	B.D.	SAI	SmAI	WSArf	MWDs	Porosity	WFPS	Active C	S.O.C.	P.M.N.	Resp.	Earthwo	QBS-ar
Org-rb	1.00 (0.00)	0.95 (0.05)	1.00 (0.00)	0.84 (0.13)	0.83 (0.14)	0.13 (0.23)	0.90 (0.07)	1.00 (0.00)	1.00 (0.00)	1.00 (0.00)	0.70 (0.20)	0.79 (0.07)	0.98 (0.00)
Organic	0.99 (0.00)	0.04 (0.02)	1.00 (0.00)	0.21 (0.03)	0.45 (0.03)	0.92 (0.06)	0.07 (0.09)	0.99 (0.00)	1.00 (0.00)	0.78 (0.27)	0.75 (0.09)	0.40 (0.02)	0.95 (0.01)
Conv1	0.98 (0.00)	0.10 (0.05)	0.56 (0.00)	0.11 (0.01)	0.06 (0.01)	0.93 (0.06)	0.00 (0.01)	0.15 (0.02)	0.90 (0.01)	0.35 (0.04)	0.19 (0.02)	0.00 (0.00)	0.45 (0.08)
Conv2	0.94 (0.05)	0.00 (0.00)	0.73 (0.38)	0.42 (0.02)	0.25 (0.06)	0.95 (0.02)	0.94 (0.09)	0.93 (0.02)	1.00 (0.00)	0.04 (0.02)	0.11 (0.03)	0.02 (0.01)	0.70 (0.07)

	alkP	aryS	chit	ester	β -gluc	leuc	DNA	N total	pH	E.C.	C.E.C.	extr-P
Org-rb	0.68 (0.41)	0.14 (0.07)	0.80 (0.24)	0.50 (0.13)	0.64 (0.28)	0.49 (0.30)	0.74 (0.05)	0.90 (0.04)	0.45 (0.10)	0.00 (0.00)	0.46 (0.12)	1.00 (0.00)
Organic	0.19 (0.15)	0.46 (0.03)	0.82 (0.01)	0.91 (0.03)	0.74 (0.13)	0.92 (0.00)	0.57 (0.28)	0.23 (0.01)	0.61 (0.45)	0.00 (0.00)	0.55 (0.01)	1.00 (0.00)
Conv-1	0.94 (0.04)	0.87 (0.08)	0.08 (0.01)	0.09 (0.02)	0.16 (0.10)	0.10 (0.04)	0.75 (0.07)	0.05 (0.09)	0.72 (0.08)	0.00 (0.00)	0.02 (0.02)	1.00 (0.00)
Conv-2	0.82 (0.08)	0.77 (0.04)	0.10 (0.06)	0.19 (0.18)	0.11 (0.05)	0.58 (0.09)	0.07 (0.02)	0.25 (0.02)	0.14 (0.19)	0.00 (0.00)	0.85 (0.08)	0.88 (0.08)

B.D. = Bulk density ; **SAI**= Stable Aggregate Index; **SmAI**=Stable macro Aggregate Index; **WSArf**=Water Stability Aggregate with rainfall simulator; **MWDs**= Mean Weigth Diameter with slaking; **WFPS**= Water-felled Pore Space; **SOC**=Soil Organic Carbon; **P.M.N.**=Potentially Mineralizable Nitrogen; **Resp.**=Basal respiration; **alkP**=alkaline phosphatase; **aryS**=arylsulfatase; **chit**=chitinase; **ester**= acetate-esterase; **β -gluc**=beta-glucosidase; **E.C.**=Electrical Conductivity; **C.E.C.**= Cation Exchange Capacity; **extr-P** = extractable.

Tab.17 – Tabella riassuntiva delle medie e deviazioni standard (parentesi) dei punteggi ottenuti dalla trasformazione lineare, e utilizzati per la selezione del MDS su base esperta (EO) e statistica (PCA).

System	B.D.	SAI	SmAI	WSArf	MWDs	Porosity	WFPS	Active C	S.O.C.	P.M.N.	Resp.	Earthwo	QBS-ar
Org-rb	1.00 (0.00)	0.62 (0.36)	0.87 (0.14)	0.81 (0.17)	0.85 (0.10)	0.41 (0.21)	0.66 (0.08)	0.86 (0.06)	0.88 (0.07)	0.85 (0.19)	0.67 (0.12)	0.62 (0.17)	1.00 (0.00)
Organic	1.00 (0.00)	0.21 (0.03)	0.52 (0.10)	0.16 (0.03)	0.49 (0.02)	0.83 (0.06)	0.11 (0.10)	0.19 (0.02)	0.12 (0.01)	0.28 (0.11)	0.68 (0.05)	0.00 (0.00)	0.87 (0.08)
Conv-1	0.97 (0.02)	0.30 (0.02)	0.05 (0.02)	0.02 (0.02)	0.04 (0.02)	0.83 (0.05)	0.00 (0.00)	0.06 (0.02)	0.00 (0.00)	0.17 (0.03)	0.42 (0.03)	0.00 (0.00)	0.00 (0.00)
Conv-2	0.81 (0.13)	0.00 (0.00)	0.19 (0.27)	0.37 (0.01)	0.31 (0.06)	0.86 (0.03)	0.67 (0.18)	0.19 (0.03)	0.04 (0.01)	0.02 (0.03)	0.37 (0.02)	0.00 (0.00)	0.25 (0.10)

	alkP	aryS	chit	ester	β -gluc	leuc	DNA	N total	pH	E.C.	C.E.C.	extr-P
Org-rb	0.84 (0.14)	0.69 (0.07)	0.79 (0.30)	0.89 (0.15)	0.88 (0.16)	0.96 (0.04)	0.92 (0.07)	1.00 (0.00)	0.65 (0.03)	0.00 (0.00)	0.59 (0.08)	1.00 (0.00)
Organic	0.33 (0.15)	0.95 (0.07)	0.38 (0.07)	0.51 (0.14)	0.48 (0.26)	0.61 (0.00)	0.74 (0.31)	0.11 (0.01)	0.75 (0.21)	0.24 (0.00)	0.65 (0.00)	1.00 (0.00)
Conv-1	0.00 (0.00)	0.17 (0.04)	0.23 (0.09)	0.14 (0.10)	0.11 (0.08)	0.33 (0.03)	0.94 (0.05)	0.00 (0.00)	0.75 (0.08)	0.16 (0.02)	0.07 (0.09)	1.00 (0.00)
Conv-2	0.15 (0.02)	0.01 (0.01)	0.02 (0.02)	0.17 (0.24)	0.01 (0.02)	0.02 (0.03)	0.04 (0.06)	0.12 (0.02)	0.48 (0.15)	0.27 (0.02)	0.89 (0.09)	0.88 (0.08)

Tab.18 – *Scoring functions* utilizzate , valori soglia, fattori sito specifici e *references* utilizzate per la trasformazione non lineare degli indicatori di qualità del suolo. Per tutti gli indicatori prima della trasformazione è stato eseguito il test di normalità con successo a $P < 0.02$, con successiva trasformazione ($\log(x)$) fino a raggiungimento test normalità.

INDICATOR	Scoring curve	Lower Threshold	Baseline	Upper Threshold	Lower baseline	Optimum	Upper Baseline	Slope	Site-spec. factors ^a	References ^b
Bulk density (g/cm ³)	Less is better	1.2	1.8	2.1	-	-	-	-1.6041	Texture ^c	Grossman <i>et al.</i> (2001) Merrington <i>et al.</i> (2006)
Stable Aggregate Index SAI (%)	More is better	30	45	60	-	-	-	0.0879	SOC _{obs} ^d	Karlen and Stott (1994) Marquez <i>et al.</i> (2004)
Stable Macro Aggregate. Index, SmaI (%)	More is better	0	8	18	-	-	-	0.1097	SOC _{obs}	Best managed soil
Water Stability Aggregate (%)	More is better	10	46.6	75	-	-	-	0.0292		Best managed soil
Mean Weight Diameter (mm)	More is better	0.1	0.8	1.2	-	-	-	2.180		Best managed soil
Porosity (%)	Optimum	20	-	80	40	50	60	0.128	Texture	Karlen and Stott (1994)
Water-Filled Pore Space (%)	Optimum	15	-	105	30	60	90	0.0398	Texture	Best managed soil
Active Carbon (mg/Kg)	More is better	0	420	857	-	-	-	0.00299	SOC _{obs}	Gugino <i>et al.</i> (2009)
Potentially Mineralizable Nitrogen PMN (mgN/g _{ss} -week)	More is better	0	3.7	8	-	-	-	0.326	inSOC ^e	Andrews <i>et al.</i> (2004)
Respiration (gC-CO ₂ -g _{soil} ⁻¹)	More is better	2	6.6	10.1	-	-	-	0.311	Soil moisture ^f	Luo and Zhou (2006)
S.O.C. (g/Kg)	More is better	0	4.2	8.7	-	-	-	0.3041	inSOC	Andrews <i>et al.</i> (2004)
Earthworms density (#/m ²)	More is better	0	70	150	-	-	-	0.0076		Peigné <i>et al.</i> (2009)
QBS-ar	More is better	0	50	100	-	-	-	0.0169		Parisi <i>et al.</i> (2005)
Enzymatic activities ^g	More is better	-	-	-	-	-	-	-	SOC _{obs}	Best managed soil
DNA (ng/g _{ds})	More is better	0	1704	3547	-	-	-	0.00049		Best managed soil
Total Nitrogen (mg/Kg)	More is better	1	3	5	-	-	-	0.1619		Karlen and Stott (1994)
Electrical Conduct. (mS/cm)	Optimum	0	-	2.5	0.7	1	1.3	0.8456	Crop ^h	ARPAV (2007)
C.E.C. (cmol ⁽⁺⁾ /kg)	More is better	10	32.2	48.5	-	-	-	0.0507		Best managed soil
pH	Optimum	5	-	8	6	6.5	7	1.9648	Crop ^h	ARPAV (2007)
Extractable -P (mg/kg)	Trapezoidal	7.5	-	300	-	30-75	-	0.5032		Morari <i>et al.</i> (2008)

^a è il valore del coefficiente angolare della *scoring curve* quando il punteggio è 0.5

^b se presenti in letteratura viene citata la fonte, ove non disponibile si è scelto di creare la *scoring function* con i valori ottenuti sperimentalmente e quindi utilizzando il principio del *best managed soil values*

^c utilizzate le seguenti 5 classi tessiturali: (1) Sabbioso; (2) Franco sabbioso; (3) Franco; (4) Limoso argilloso, (5) Argilloso

^d valore misurato di Soil Organic Carbon (g/Kg)

^e valore di SOC ereditato naturalmente, si sono utilizzati i valori di SOC intrinseci delle unità cartografiche della "Carta dei suoli del bacino scolante in laguna di Venezia" (ARPAV, 2004)

^f contenuto gravimetrico d'acqua (gH₂O/g_{suolo}) al momento del prelievo in campo

^g per i valori soglia (LT,B;UT) si veda Tab.XX

^h crop – requisiti colturali per pH e Electrical Conductivity scelti e mediati per tutte le colture in rotazione delle aziende esaminate secondo ARPAV (2007).

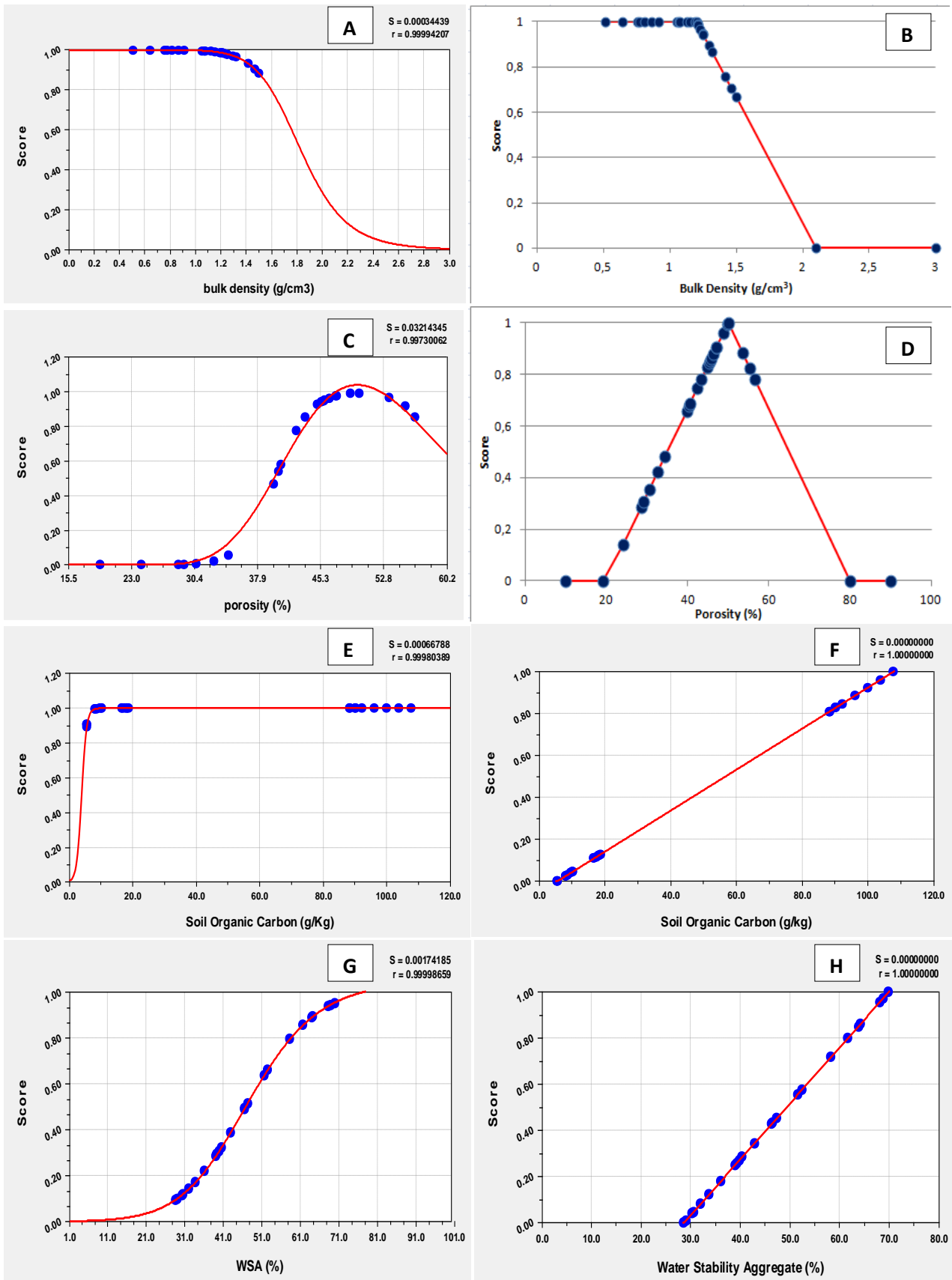


Fig.29 – Scoring algorithms per alcuni indicatori scelti nel MDS finale. A sinistra le trasformazioni non lineari e a destra quelle lineari. La bulk density come esempio di curva del tipo “less is better”, la porosità la curva del tipo “optimum” e il carbonio organico (SOC) e la stabilità degli aggregati (WSA) come esempi delle curve del tipo “more is better”.

INTEGRAZIONI DEGLI INDICATORI IN UN INDICE

Indice additivo (ADD-SHI)

I risultati dell'indice ADD-SHI (Fig.30) mostrano che sia la selezione su base esperta che quella tramite PCA portano ad avere punteggio di salute del suolo significativamente ($P < 0.05$) maggiore in *Org-rb* (0,6-0,77). Al sistema *Organic* invece viene assegnato un valore di qualità del suolo in un range di 0.45-0.61. Significativamente diversi sono risultati in termini di qualità del suolo dei sistemi convenzionali rispetto ai biologici, sia riguardo le due tecniche di trasformazione dei dati che le due tecniche di selezione degli indicatori. Solo la tecnica di selezione esperta (EO) con valori trasformati linearmente non porta alla distinzione dei due sistemi *Conv-1* e *Conv-2*. Si osserva un generale decremento del punteggio di ADD-SHI, per tutti i sistemi di gestione, ricevuto tramite la trasformazione lineare (Fig.30c,d) rispetto a ADD-SHI ricevuto con la trasformazione non lineare (Fig.30a,b). Questo decremento osservato si attesta attorno a un *score* di 0.05, al contrario di quanto avviene sugli indici ADD-SHI elaborati in Andrews *et al.* (2002a). Questo è dovuto all'utilizzo in questa sede, anche nella trasformazione lineare, dei valori soglia di qualità per la maggior parte degli indicatori. I valori trasformati linearmente risentono dell'inserimento di queste soglie, soprattutto i valori estremi del range di valori osservati, diminuendo le differenze artificiali indotte da questo tipo di trasformazione.

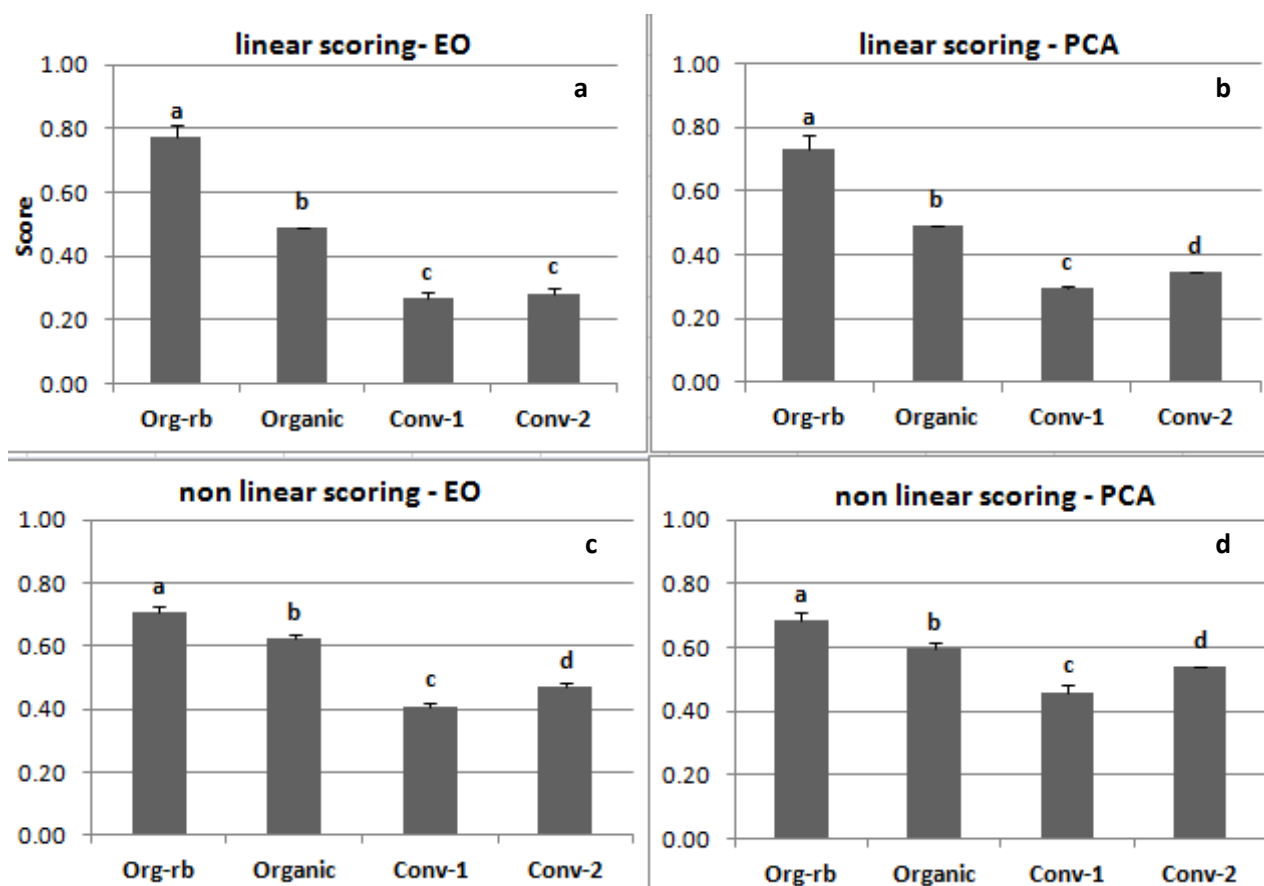


Fig.30 – Indice additivo (ADD-SHI) per i diversi sistemi di gestione usando i dati degli indicatori trasformati linearmente (a,b) e non linearmente (c,d) e scelti all'interno del MDS tramite tecnica su base esperta (EO) o statistica (PCA). Le barre di errore indicano le deviazioni standard delle medie calcolate. Differenti lettere indicano differenze significative tra i sistemi di gestione ($P < 0.05$) (Tuckey test).

Indice additivo pesato (WTD-SHI)

L'unico indicatore scelto su base esperta non considerato in WTD-SHI è l'esterasi che non ha potuto ricevere un peso perché non inserita nella PCA. Questo perché non risultavano differenze significative di questo indicatore tra i diversi sistemi di gestione (Fig.26). I risultati della pesatura degli indicatori scelti su base esperta (Fig.31a,c) ha fornito una graduatoria di salute del suolo per i diversi sistemi di gestione: *Org-rb*>*Organic*>*Conv-1,2*. Con la tecnica di selezione su base statistica (PCA) (Fig.31b,d), in particolare la trasformazione non lineare i diversi sistemi di gestione variano all'interno di un range più ristretto. Sembra che la tecnica di esclusione di alcuni indicatori ritenuti ridondanti nel PC1, e scelti quindi nei PC che spiegano varianze minori, ottenendo pesi più bassi, abbia influenzato i valori di WTD-SHI tra i sistemi biologici e convenzionali. Questo trend viene rafforzato dall'aumento dei punteggi ottenuto tramite trasformazione non lineare (Fig.31a,c contro Fig.31c,d).

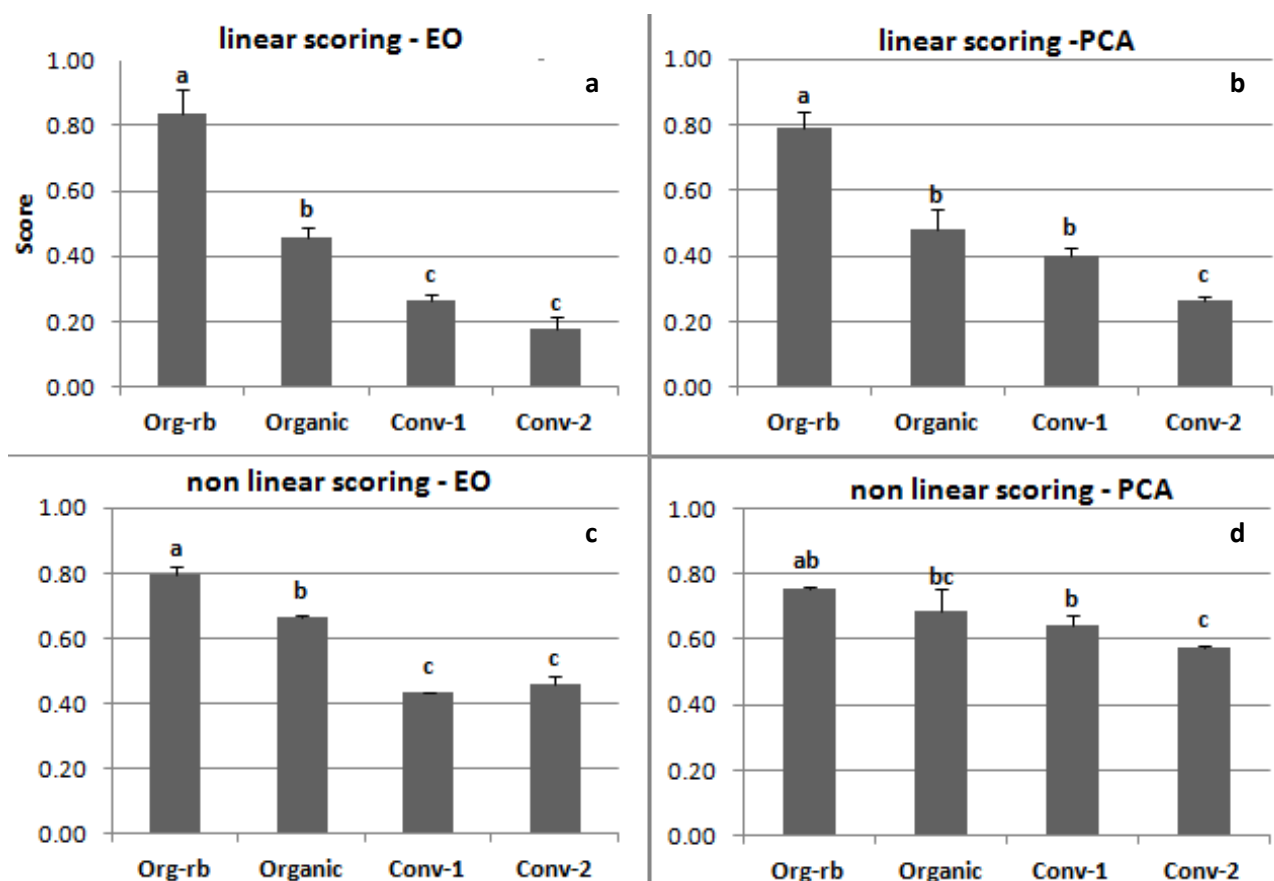


Fig.31 – Indice additivo pesato (WTD-SHI) per i diversi sistemi di gestione usando i dati degli indicatori trasformati linearmente (a,b) e non linearmente (c,d) e scelti all'interno del MDS tramite tecnica su base esperta (EO) o statistica (PCA). Le barre di errore indicano le deviazioni standard delle medie calcolate. Differenti lettere indicano differenze significative tra i sistemi di gestione ($P < 0.05$) (Tukey test).

Indice additivo pesato su funzioni ecologiche del suolo (WTD_{SF}-SHI)

La costruzione dell'indice WTD_{SF}-SHI ha comportato prime la scelta di 5 funzioni ecologiche rappresentative del suolo, proposte da Andrews *et al.* (2004), poi l'assegnazione a ognuna di un peso nell'indice. Successivamente vi è stata la scelta degli indicatori relativi ai vari processi ecologici su cui si basa la funzione e infine l'assegnazione del peso che ogni indicatore ha nella funzione. I framework creati per l'indice WTD_{SF}-SHI sono di due tipi, uno basato sulla selezione degli indici all'interno del MDS su base esperta (EO) (Tab.20), e l'altro basato sulla selezione degli indici all'interno del MDS su base statistica (PCA) (Tab.21). I risultati di questi due indici, per le trasformazioni lineari e non-lineari sono presentati in Fig.32. Molto similmente a quanto accade per ADD-SHI (Fig.30) e WTD-SHI (Fig.31) il sistema *Org-rb* è quello che riceve il punteggio più alto di salute del suolo. Il valore del punteggio si attesta attorno a 0.8. Il ranking in ordine decrescente di salute del suolo è quindi per i diversi sistemi di gestione il seguente: *Org-rb* > *Organic* > *Conv-1,2*. Non si notano differenze significative, infatti, nei punteggi di salute del suolo complessiva ottenuti per i due sistemi convenzionali. Il trend nell'aumento dei punteggi di WTD_{SF}-SHI con la trasformazione non-lineare è confermato anche qui, come in ADD-SHI e WTD-SHI. Altresì è dimostrato il trend per il quale la selezione degli indici su base statistica (PCA) e la loro trasformazione non lineare (Fig.32d) sembra essere il metodo meno adatto nel discriminare l'effetto delle pratiche di gestione tra il sistema *Organic* e *Conv-1,2*. Gli altri 3 indici (Fig.32a,b,c) invece sembrano esser efficienti e questo fatto è supportato dall'osservazione e interpretazione dei dati analitici.

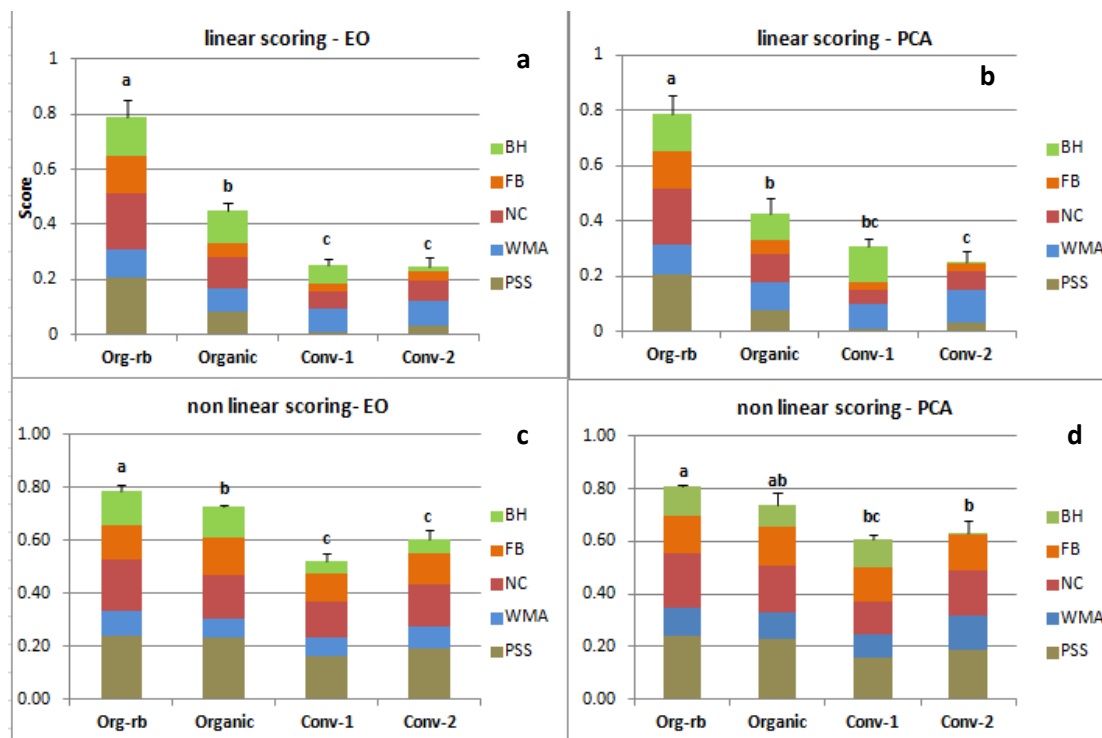


Fig.32 – Indice additivo pesato basato sulle funzioni ecologiche del suolo (WTD_{SF}-SHI) per i diversi sistemi di gestione usando i dati degli indicatori trasformati linearmente (a,b) e non linearmente (c,d) e scelti all'interno del MDS tramite tecnica su base esperta (EO) o statistica (PCA). Le funzioni ecologiche sono rappresentate dalle barre colorate, **PSS**: Physical Stability and Support, **WMA**: Water Movement and Availability, **NC**: Nutrient Cycling; **FB**: Filtering and Buffering; **BH**: Biodiversity and Habitat. Le barre di errore indicano le deviazioni standard delle medie calcolate. Differenti lettere indicano differenze significative tra i sistemi di gestione (P<0.05)(Tuckey test).

Tab.20 - Esempio di framework applicato dell' indice additivo pesato basato sulle funzioni ecologiche del suolo (WTD_{sf}-SHI) utilizzando gli indicatori scelti su base esperta per i valori trasformati non linearmente di un campione del sistema *Organic*.

SOIL ECOLOGICAL FUNCTION	WEIGHT	SCORE	VALUE	INDICATOR Level 1	WEIGHT	SCORE	VALUE	INDICATOR Level 2	WEIGHT	SCORE	VALUE		
Physical Stability and Structural Support	0.25	0.92	0.23	Macroaggregate Stability	0.43	1.00	0.43						
				Organic carbon	0.43	1.00	0.43						
				Mean Weighted Diameter	0.04	0.44	0.02						
				Respiration	0.04	0.68	0.03						
				Earthworms	0.04	0.39	0.02						
Water Movement and Availability	0.20	0.40	0.08	Accommodate water entry	0.28	0.22	0.06	Stability Aggregate Index	0.75	0.03	0.02		
							Bulk density	0.17	0.99	0.17			
							Earthworms	0.08	0.39	0.03			
							Porosity	0.18	0.96	0.17			
							Electrical conductivity	0.18	0.00	0.00			
							Water-filled pore space	0.18	0.00	0.00			
							pH	0.18	0.93	0.17			
Nutrient Cycling	0.25	0.71	0.18	Organic Carbon pool and dynamics	0.29	0.95	0.28	SOC	0.70	1.00	0.70		
							Active Carbon	0.16	0.99	0.16			
							Respiration	0.07	0.68	0.05			
							β-glucosidase	0.07	0.64	0.05			
				N pool and dynamics	0.22	0.71	0.16	Total Nitrogen	0.32	0.22	0.07		
							PMN	0.32	0.96	0.31			
							Leuc-amminopeptidase	0.32	0.93	0.30			
							Chitinase	0.04	0.82	0.03			
				P pool and dynamics	0.14	0.79	0.11	P available	0.70	1.00	0.70		
							Alkaline phosphatase	0.30	0.30	0.09			
Filtering and Buffering	0.15	0.96	0.14	SOC	0.59	1.00	0.59						
				Acetate esterase	0.21	0.93	0.20						
				Bulk density	0.14	0.99	0.14						
				Respiration	0.06	0.68	0.04						
Biodiversity and Habitat	0.15	0.65	0.09	QBS-ar	0.48	0.94	0.45						
				DNA content	0.48	0.36	0.18						
				Earthworms density	0.05	0.39	0.02						

Tab.21 - Esempio di frame work applicato dell' indice additivo pesato basato sulle funzioni ecologiche del suolo (WTD_{sf}-SHI) con indicatori scelti tramite PCA per i valori trasformati non linearmente di un campione del sistema *Organic*.

SOIL ECOLOGICAL FUNCTION	WEIGHT	SCORE	VALUE	INDICATOR Level 1	WEIGHT	SCORE	VALUE	INDICATOR Level 2	WEIGHT	SCORE	VALUE
Physical Stability and Structural Support	0.25	0.92	0.23	Macroaggregate Stability	0.43	1.00	0.43				
				Organic carbon	0.43	1.00	0.43				
				Mean Weighted Diameter	0.04	0.44	0.02				
				Respiration	0.04	0.68	0.03				
				Earthworms	0.04	0.39	0.02				
Water Movement and Availability	0.20	0.49	0.10	Accommodate water entry	0.34	0.81	0.28	Bulk density	0.70	0.99	0.69
				Porosity	0.22	0.96	0.21	Earthworms	0.30	0.39	0.12
				Electrical conductivity	0.22	0.00	0.00				
				Water-filled pore space	0.22	0.00	0.00				
Nutrient Cycling	0.25	0.71	0.18	Organic carbon pool and dynamics	0.33	0.95	0.31	SOC	0.70	1.00	0.70
				Active Carbon				0.16	0.99	0.16	
				Respiration				0.07	0.68	0.05	
				β-glucosidase				0.07	0.64	0.05	
				N cycle (chitinase)	0.25	0.82	0.21				
				P pool and dynamics	0.16	0.79	0.13	P available	0.32	1.00	0.70
				Alkaline phosphatase				0.04	0.30	0.09	
Water-filled pore space	0.13	0.00	0.00								
Arylsulfatase	0.07	0.48	0.03								
C.E.C.	0.06	0.55	0.03								
Filtering and Buffering	0.15	0.97	0.15	SOC	0.75	1.00	0.75				
				Bulk density	0.17	0.99	0.17				
				Respiration	0.08	0.65	0.05				
Biodiversity and Habitat	0.15	0.37	0.06	DNA content	0.91	0.36	0.33				
				Earthworms density	0.09	0.39	0.03				

Per com'è strutturato l'indice WTD_{sf} -SHI è possibile utilizzare i punteggi delle singole funzioni ecologiche, ottenuti dalla somma dei valori dei singoli indicatori (Tab.20 e 21), come indice di performance ecosistemica (*Ecosystem Performance Index - EPI*). In Fig.33 sono riportati i valori di EPI dei diversi metodi indicizzazione per i quattro sistemi di gestione. Si osservi come i sistemi biologici hanno un performance migliore (80-100%) in termini di "*Physical Stability and Support*" rispetto ai sistemi convenzionali. La situazione di questi sistemi è particolarmente critica in ottica dei cambiamenti previsti col cambiamento climatico. Si notano inoltre dei cali drastici nel valore di EPI operando la trasformazione lineare. Questo è dovuto alla presenza dell'indicatore SOC all'interno della funzione, e come già visto in Tab.17 e Fig.29e,f. esistono differenze significative tra le due trasformazioni. Una grande differenza tra sistemi biologici e convenzionali, è che i primi promuovono, con le tecniche sostenibili adottate, una elevata capacità del suolo di fornire differenti tipologie di habitat ai differenti gruppi di organismi della fauna edafica. I suoli di *Org-rb* e *Organic*, infatti, offrono un ambiente più stabile e resiliente allo sviluppo delle comunità di *ecosystem engineers, biological regulators and chemical engineers*, valutati rispettivamente attraverso gli indicatori: densità di lombrichi, QBS-ar e contenuto di DNA a doppia elica estratto dal suolo. L'esclusione dell'indicatore densità di lombrichi con la tecnica PCA falsa leggermente i risultati in *Conv-1* (Fig.33b,d). Un risultato simile si ottiene per la funzione "*Filtering and Buffering*", nella quale, per gli indici costruiti secondo MDS-PCA, è stato escluso l'enzima acetato-esterasi, come indice globale dell'attività enzimatica esocellulare. Appare chiaro anche in WTD_{sf} -SHI il problema della trasformazione lineare di SOC. Questi problemi testimoniano come la costruzione dell'indice WTD_{sf} -SHI necessiti di una tecnica di scelta su base esperta degli indicatori che rappresentano al meglio la funzione ecologica e gli obiettivi della valutazione che si conduce.

In generale comunque i suoli dei vari sistemi di gestione hanno una buona capacità di filtrare, tamponare e degradare eccessivi carichi di inquinanti e fertilizzanti. Ritornando ai valori di EPI (Fig.33) ottenuti, per quanto riguarda la capacità di ciclizzazione dei nutrienti dei suoli esaminati, esistono delle differenze significative derivanti dalle diverse tecniche di indicizzazione. Sicuramente i suoli di *Org-rb* e *Organic* funzionano meglio e hanno una attività di mineralizzazione e immobilizzazione nelle frazioni stabili dei nutrienti migliore rispetto ai sistemi convenzionali. Questo è sicuramente vero osservando i dati della funzione "*Nutrient Cycling*" per le trasformazioni non-lineari (Fig.33c,d). Utilizzando gli *scoring algorithm* e i fattori sito specifici, che modellano al meglio la relazione tra indicatore e funzione ecosistemica, la capacità performante del sistema biologico emerge chiaramente. Con la trasformazione lineare invece i valori di EPI si equiparano al contrario di quanto ci si aspetti osservando le differenze nei valori sperimentali degli indicatori biologici (Tab.10), biochimici (Fig.26,27,28) e microbiologici (Tab.12).

Osservando poi in maniera più specifica le sottofunzioni "*Organic Carbon pool and dynamics*", "*N pool and dynamics*" e "*P pool and dynamics*" si denota come però i suoli dei sistemi biologici hanno una capacità di fornire alle piante e stoccare C nel suolo leggermente migliore rispetto agli analoghi convenzionali. La situazione più marcata e preoccupante si osserva nei valori di EPI della sottofunzione "*N pool and dynamics*".

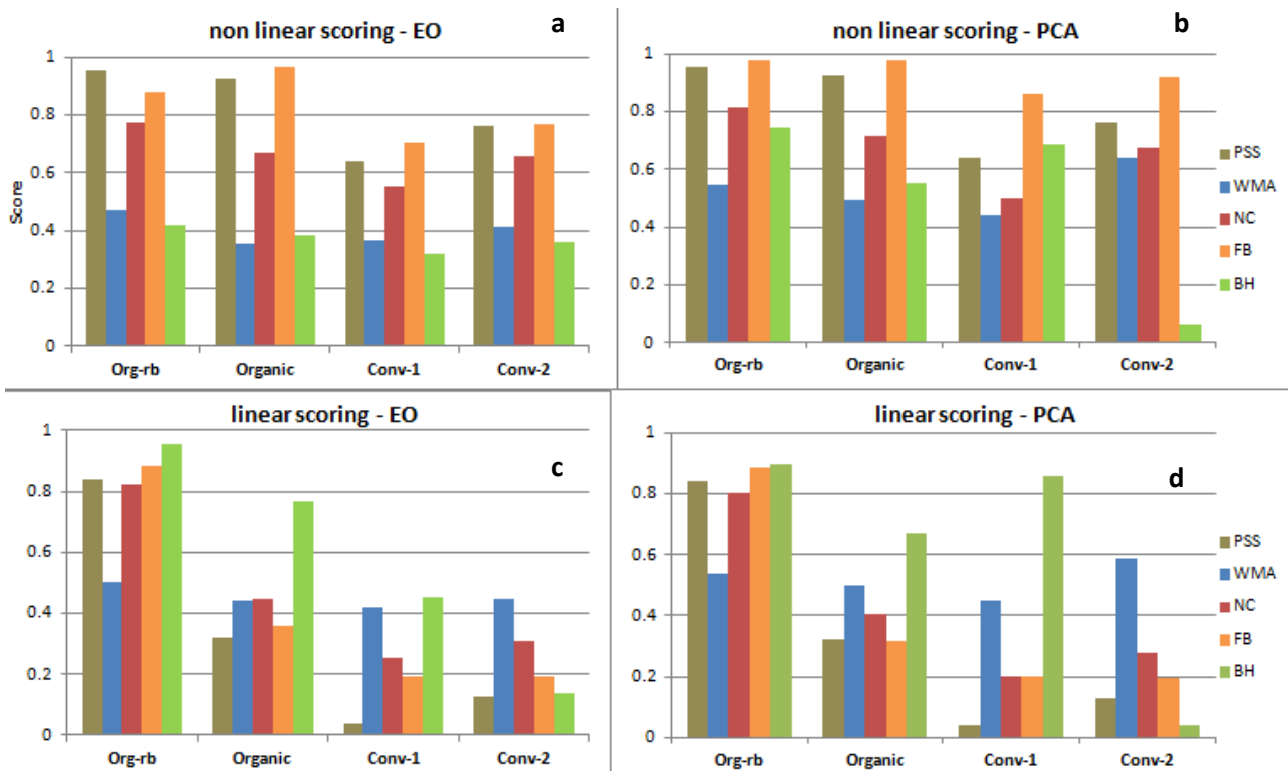


Fig.33 – Indice di performance eco sistemica (EPI) delle diverse funzioni ecologiche del suolo dell'indice WTDsf-SHI per i differenti per i diversi sistemi di gestione usando i dati degli indicatori trasformati linearmente (a,b) e non linearmente (c,d) e scelti all'interno del MDS tramite tecnica su base esperta (EO) o statistica (PCA).

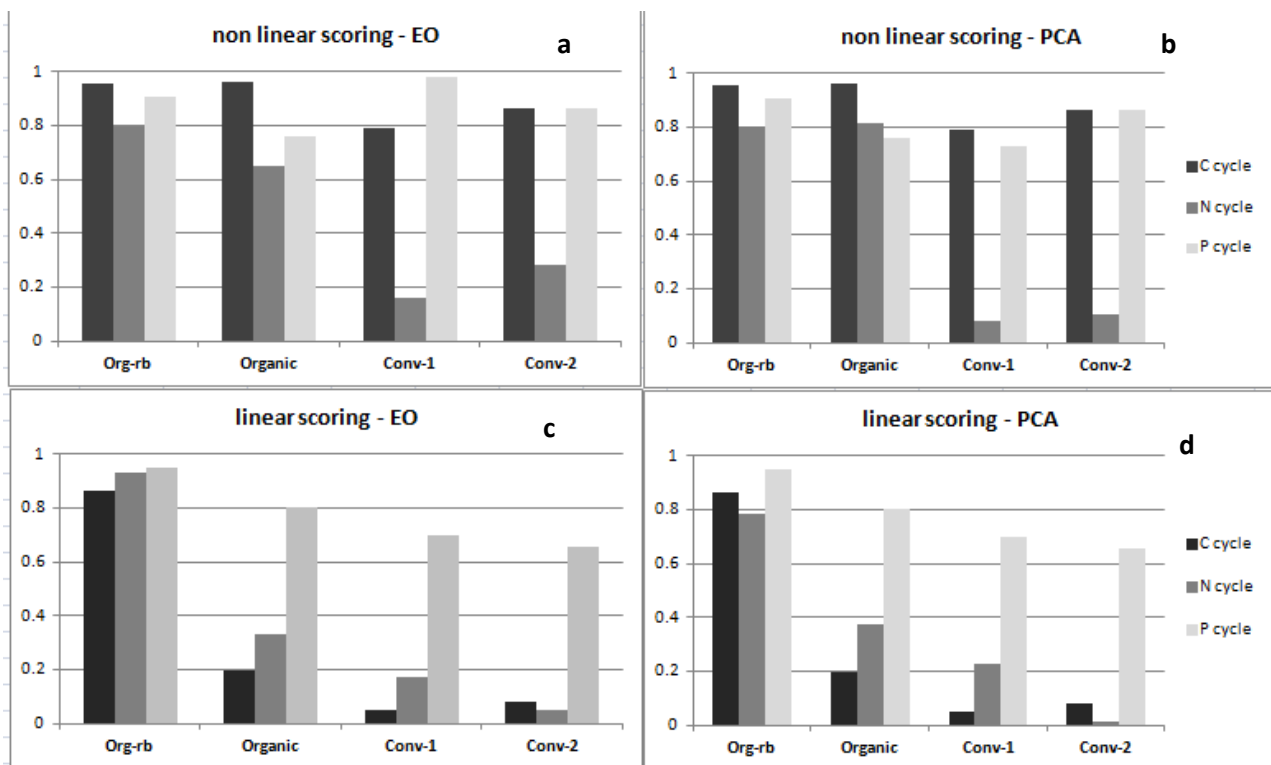


Fig. 34 - Indice di performance eco sistemica (EPI) delle sottofunzioni ecologiche "C,N and P cycle" dell'indice WTDsf-SHI per i differenti per i diversi sistemi di gestione usando i dati degli indicatori trasformati linearmente (a,b) e non linearmente (c,d) e scelti all'interno del MDS tramite tecnica su base esperta (EO) o statistica (PCA).

I suoli dei sistemi convenzionali con la gestione dei nutrienti affidata esclusivamente alle concimazioni minerali non permettono alla comunità microbiche di immobilizzare nelle frazioni stabili della SOM, incorporare nella biomassa microbica e mineralizzare efficacemente l'N. Sia con la trasformazione lineare (Fig.34a,b) che non lineare (Fig.34c,d) il valore di EPI non supera mai il 30%. Non si notano invece particolari problemi nel pool e nella mineralizzazione del P. I valori di EPI per la sottofunzione "P pool and dynamics" sono sempre superiori al 60%.

Passando alla funzione *Water movement and availability* non si notano differenze significative tra i sistemi di gestione. La performance si attesta per i quattro sistemi su valori di 0.35-50%. Sono suoli quindi che gestiti in tali maniere, non permettono un efficiente trasporto dei soluti all'interno della porosfera del suolo. Esiste però un fattore che evidenzia gli effetti della gestione del suolo sul ciclo dell'acqua. I valori della sottofunzione "Accomodate water entry" plottati contro i valori misurati direttamente in campo dell'infiltrabilità satura (Fig.35) mostrano come i sistemi biologici permettano più facilmente all'acqua di entrare nel sistema suolo e non scorrere come acqua di run-off. Questo significa avere un potenziale di riduzione del run-off superficiale maggiore, una minor stagnazione in superficie, con meno problemi relativi agli attacchi dei patogeni, ma soprattutto un'efficienza maggiore nell'uso delle piogge e dell'acqua irrigua. Dai valori di R^2 di Fig.35 si evidenzia come la scelta degli indicatori per questa sottofunzione abbiano dato dei risultati positivi nello stimare l'infiltrazione potenziale dei suoli. L'utilizzo della densità di lombrichi (che creano macrobiopori superficiali entro cui l'acqua in eccesso trova un via preferenziale di infiltrazione), la densità apparente (che stima la compattazione e l'incrostamento superficiale) e la stabilità degli aggregati, testimonia un buona efficacia di questo indicatore nel rappresentare la performance ecosistemica.

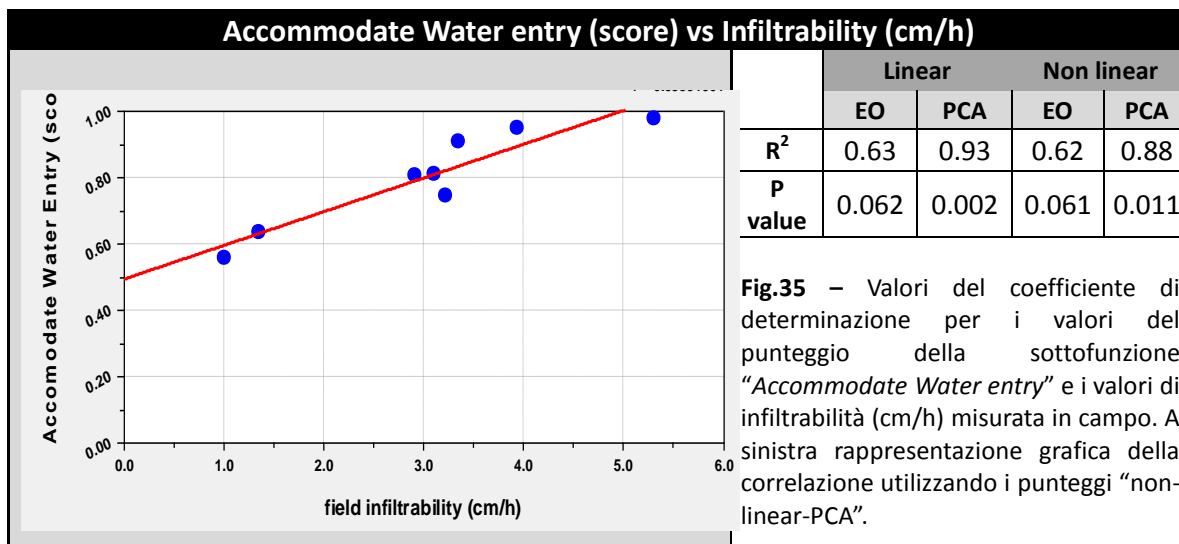


Fig.35 – Valori del coefficiente di determinazione per i valori del punteggio della sottofunzione "Accommodate Water entry" e i valori di infiltrabilità (cm/h) misurata in campo. A sinistra rappresentazione grafica della correlazione utilizzando i punteggi "non-linear-PCA".

RAPPRESENTAZIONE DEGLI END POINTS (OBIETTIVI DI SOSTENIBILITA')

Attraverso una analisi della regressione si è testata l'abilità degli MDS di dati scelti su base esperta e statistica nell'esprimere la variabilità negli *end-points* considerati come obiettivi di gestione sostenibile dell'agroecosistema. La regressione iterata delle variabili dipendenti (*end-point*) con la serie di variabili indipendenti (indicatori del MDS-EO e MDS-PCA) ha fornito dei trend importanti (Tab.22). Innanzi tutto si notano delle differenze ricorrenti utilizzando uno o l'altro MDS. Il metodo di selezione su base esperta (EO) risulta più performante nel rappresentare gli obiettivi di gestione sostenibile rispetto a quello su base statistica. Emerge inoltre chiaramente che la variabilità viene spiegata in maniera più consistente utilizzando i dati di tutte le colture dei sistemi di gestione. Se gli indici che derivano dai dati sperimentali misurati non differiscono tra le colture, chiaramente nemmeno gli *end-points* possono spiegare differenze tra le colture. Nell'area di studio, per gli indicatori considerati, non si notano influenze significative sugli indicatori del suolo. Per esempio l'utilizzo dei pesticidi (q/ha) è spiegato in maniera migliore utilizzando i dati osservati sia osservati che trasformati per tutte le colture che usando solo i dati per il radicchio rosso IGP di Treviso. Ancora una volta l'intero data set di indicatori scelti su base esperta esplicita meglio la sostenibilità delle pratiche adottate, rispetto al metodo di scelta tramite PCA. I valori di R^2 ottenuti per l'MDS-EO considerando le produzioni nette (q/ha) indicano una buona correlazione tra qualità del suolo e questo importante parametro economico. Considerando gli altri *sustainability goals* più prettamente collegati alla sfera ambientale il numero di lavorazioni e la % di copertura in *cover crop* sono gli *end-points* in maniera più efficiente spiegati dall'MDS su base esperta., come testimoniano valori di $R^2 > 0.80$. Utilizzando invece i dati trasformati non linearmente anche la variazione del contenuto di SOC % rispetto ai suoli originari e l'utilizzo di pesticidi ricevono valori $R^2 < 0.80$. Questo significa una efficiente scelta condotta in fase di selezione dei valori soglia e nella modellazione sito-specifica di alcuni fattori di controllo degli indicatori di qualità del suolo.

CONFRONTO DEI RISULTATI FINALI DEGLI INDICI

I valori ottenuti dai due diversi data set, EO e PCA, sono stati combinati all'interno delle diverse tipologie di indice di salute del suolo (SHI) (Tab.23). Per la maggior parte degli indici il sistema *Org-rb* è quello che ha ricevuto il punteggio di qualità maggiore. Il range si attesta sempre su valori di ottima salute complessiva del suolo (0.65-0.88, con media di 0.77 ± 0.04 sui 12 indici prodotti). Secondariamente viene il sistema *Organic* che è sempre maggiore, nella maggior dei casi anche significativamente a $P < 0.05$, rispetto ai due sistemi convenzionali. *Organic* sui dodici indici riceve sempre un punteggio di media-alta salute del suolo che varia tra 0.33-0.74. la media di questo sistema invece complessiva è 0.57 ± 0.12 . Non sembrano, invece, esserci delle differenze significative tra questi due sistemi, le quali emergono nei punteggi di 6 indici sui 12 totali. Il punteggio di salute del suolo è praticamente sempre inferiore a 0.6, testimoniando in molti casi situazione di degrado elevato in termini di vitalità e funzionalità ecosistemica dei suoli gestiti convenzionalmente. Il punteggio medio ottenuto dalle varie tecniche di indicizzazione è rispettivamente 0.41 ± 0.14 per *Conv-1* e 0.40 ± 0.16 per *Conv-2*.

Tab.22 - Coefficienti determinazione R² ottenuti tramite regressione lineare multipla del data set di dati sperimentali e trasformati non linearmente degli indicatori scelti su base esperta ((EO) e base statistica (PCA) per tutte le colture e solo per il radicchio rosso IGP di Treviso.

END POINT	Data sources for multiple regression analysis							
	Observed values				Non linear transformed values			
	ALL CROPS		CHYCORY		ALL CROPS		CHYCORY	
	EO	PCA	EO	PCA	EO	PCA	EO	PCA
Yield (q/ha)	0.79	0.76	0.72	0.78	0.74	0.69	0.67	0.62
Tillage (n° operation per year)	0.98	0.92	0.92	0.95	0.99	0.95	0.93	0.97
Pesticide Use (q/ha)*	0.88	0.76	0.70	0.68	0.90	0.79	0.92	0.86
TOC change (%)**	0.73	0.62	0.63	0.59	0.86	0.85	0.92	0.91
Weed Cover (%)***	0.79	0.75	0.67	0.71	0.82	0.79	0.74	0.73

* quantità di pesticidi utilizzata sulle parcelle senza discriminazioni della tipologia di *chemical*.

** % di cambiamento nel contenuto di SOC rispetto al valore medio dell'unità di suolo del sistema di gestione.

*** percentuale media della copertura del suolo di *cover crops* mediata sull'arco della stagione colturale (9 mesi)

Tab.23 - Valori medi ottenuti per le tre tipologie di indice di salute del suolo (SHI) applicati ai sistemi di gestione dello studio sperimentale . Ogni indice è stato calcolato dai valori ottenuti dalle trasformazioni lineari e non lineari del MDS di dati scelti su base esperta (EO) o base statistica (PCA). Tra parentesi indicate le deviazioni standard.

SYSTEM	Additive Index ADD-SHI				Weighted Additive Index WTD-SHI				Weighted additive Index soil functions based WTD _{sf} -SHI			
	Linear scoring		Non linear scoring		Linear scoring		Non linear scoring		Linear scoring		Non linear scoring	
	EO**	PCA***	EO	PCA	EO	PCA	EO	PCA	EO	PCA	EO	PCA
Org-rb	0.77a*	0.73a*	0.71a*	0.69a*	0.84a	0.79a	0.80a	0.76ab	0.65a	0.78a	0.66a	0.81a
	(0.04)	(0.04)	(0.02)	(0.03)	(0.07)	(0.05)	(0.02)	(0.01)	(0.06)	(0.07)	(0.02)	(0.01)
Organic	0.49b	0.49b	0.62b	0.59b	0.46b	0.48b	0.67b	0.68bc	0.33b	0.43b	0.61b	0.74ab
	(0.00)	(0.00)	(0.01)	(0.02)	(0.03)	(0.06)	(0.00)	(0.07)	(0.01)	(0.05)	(0.03)	(0.04)
Conv-1	0.27c	0.30c	0.41c	0.46c	0.26c	0.40b	0.43c	0.64b	0.19c	0.31bc	0.48c	0.61bc
	(0.02)	(0.01)	(0.01)	(0.02)	(0.02)	(0.02)	(0.00)	(0.03)	(0.02)	(0.03)	(0.03)	(0.02)
Conv-2	0.28c	0.34d	0.47d	0.54d	0.17c	0.26c	0.46c	0.58c	0.23c	0.25c	0.55c	0.63b
	(0.02)	(0.00)	(0.01)	(0.00)	(0.04)	(0.02)	(0.03)	(0.00)	(0.02)	(0.04)	(0.03)	(0.04)

* differenti lettere all'interno dei sistemi di gestione per ogni indicatore indicano differenze significative (P<0.05) (Tuckey test)

** EO: significa un MDS di indicatori scelti su base esperta tramite letteratura e verifica con database SMAF (Andrews *et al.*,2004)

*** PCA: significa un MDS di indicatori scelti su base statistica tramite analisi delle componenti principali (PCA)

Tab.24 – Confronto dei risultati dei diversi metodi di indicizzazione di salute del suolo (SHI) usando una ANOVA due vie (valori P) tra i diversi sistemi di gestione.

MODEL	Additive Index ADD-SHI				Weighted Additive Index WTD-SHI				Weighted additive Index soil functions based WTD _{sf} -SHI			
	Linear scoring		Non linear scoring		Linear scoring		Non linear scoring		Linear scoring		Non linear scoring	
	EO*	PCA**	EO	PCA	EO	PCA	EO	PCA	EO	PCA	EO	PCA
System	0.04	0.016	0.006	0.017	0.025	0.021	0.017	0.182	0.014	0.022	0.049	0.099
Crop***	0.184	0.197	0.394	0.288	0.603	0.415	0.861	0.981	0.305	0.285	0.709	0.821

* EO: significa un MDS di indicatori scelti su base esperta tramite letteratura e verifica con database SMAF (Andrews *et al.*,2004)

** PCA: significa un MDS di indicatori scelti su base statistica tramite analisi delle componenti principali (PCA)

*** questa variabile nel modello indica differenze tra le colture all'interno di ogni sistema di gestione

All'interno dell'indice additivo, che è sembrato essere il metodo più efficiente tra quelli sviluppati (Tab.23), quello basato sulla tecnica di scelta esperta e trasformazione non lineare fornisce questo ranking di riferimento per salute del suolo dei sistemi di gestione: *Org-rb* (0.71 ± 0.02) > *Organic* (0.62 ± 0.01) > *Conv-2* (0.47 ± 0.01) > *Conv-1* (0.41 ± 0.01).

I risultati degli indici sono stati analizzati attraverso una ANOVA due vie per osservare gli effetti derivanti dai sistemi di gestione e gli effetti del tipo di coltura all'interno di ogni sistema di gestione (Tab.24). Questa analisi ha permesso di individuare quali fossero i trend emergenti dalle diverse tecniche di trasformazione e indicizzazione dei dati. All'interno degli indici pesati con o senza le funzioni del suolo sembra che gli indicatori scelti su base esperta risultino in una miglior differenziazione tra i diversi sistemi di gestione. La trasformazione non lineare ha fornito nella maggior parte dei casi una miglior performance nel valutare la qualità del suolo. Ma come già osservato per le trasformazioni lineari queste non rispecchiano la maggior parte delle volte una reale corrispondenza con la funzione ecologica collegata all'indicatore. È il caso proprio di SOC la cui trasformazione lineare risulta essere lontana dalle condizioni sito-specifiche di qualità del suolo. Due risultano gli indicatori non significativi a $P < 0.05$ nel discriminare l'effetto delle pratiche di gestione: $WTD_{sf} - SHI$ e $WTD - SHI$ con scelta degli indicatori tramite PCA e trasformazione non lineare. L'effetto delle colture non sembra essere significativo nell'indicizzazione della salute del suolo attraverso nessun degli indici sviluppati. L'indice che esprime al meglio quindi le differenze tra i sistemi di gestione è risultato essere l'indice additivo ADD-SHI su base esperta con trasformazione non lineare ($P = 0.006$). L'indice additivo pesato sembra, infatti, risentire delle sistema di pesatura su base statistica calcolato dalla proporzioni di varianza spiegate nei vari PCs. La sola trasformazione (*varimax rotation*) dei valori per massimizzare la correlazione tra le variabili non permette, con il numero di osservazioni disponibili, di discriminare al meglio l'effetto delle pratiche di gestione. Questo vale per le trasformazioni non lineari in tutti e tre gli indici.

Appare quindi necessario effettuare un'analisi più approfondita della ridondanza e delle discriminanza lineare (LDA), come proposto da Shulka *et al.* (2005). L'indice additivo, per quanto detto, sembra non risentire dei pesi attribuiti dai fattori di pesatura ottenuti tramite PCA. La scelta su base esperta si dimostra essere capace di comprendere nel MDS set un maggior numero di informazioni funzionali a discriminare la variabilità degli effetti dei sistemi di gestione sui processi multipli del suolo. La salute del suolo, come concettualizzata da Kibblewhite *et al.* (2008), risulta essere maggiormente descritta nella sua complessità.

Un risultato simile è stato ottenuto dal data set di partenza di 25 indicatori monitorati da Lima (2007). Il metodo di scelta tramite PCA invece risulta essere più discriminante nei risultati ottenuti dall'utilizzo di 10 indicatori da Mastro *et al.* (2008), e di 6 indicatori su 12 colture da Andrews *et al.* (2002a). L'ANOVA tre vie condotta in Andrews *et al.* (2002a) tra i data set ottenuti tramite PCA con diverso numero di variabili e parametri considerati contro il data set completo di dati dello studio esprime una miglior performance della PCA con molte osservazioni e molte variabili. Nel nostro caso il modello statistico è composto da 4 sistemi di gestione con una matrice di dati 25x12 (indicatori x campioni) che porta ad avere $N = 300$ osservazioni. Il fatto che la PCA lavori meglio tanto più grande è il data set dimostra come i nostri risultati siano carenti in due caratteristiche. Anche se il numero di variabili è alto, questo non riesce a mascherare la mancanza di un numero di osservazioni tali da poter discriminare l'effetto sia delle pratiche di gestione, che l'effetto delle colture (che nel nostro caso sono $N = 8$ per il radicchio e $N = 4$ per melanzana e zucchina).

L'altra grande limitazione del metodo di scelta basato sulla PCA che è emerso anche nei nostri studi è che questo è un metodo sito- e pratica di gestione specifico (Andrews *et al.*, 2002a). La selezione del sito *Org-rb* impostato su suoli differenti rispetto a *Organic* e *Conv-1* ha fatto shiftare il range di molti parametri legati alla sostanza organica. In secondo luogo la PCA richiede dati significativamente differenti tra i sistemi di gestione. Questo come fanno notare Andrews *et al.* (2002a) e Shukla *et al.* (2005) dipende dal periodo di campionamento e dal numero di campionamenti ripetuti nel corso delle varie stagioni colturali. Inoltre in Andrews *et al.* (2002a) si riportano anche le condizioni climatiche come fattore di disturbo nella scelta degli indicatori che possono affliggere e limitare le funzioni del suolo.

Infine si è condotta l'analisi delle correlazione tra i risultati dell'indicizzazione, i singoli indicatori (valori osservati sperimentalmente) e gli *end-point (sustainability goals)* (Tab.25). L'obiettivo di questo step finale dello studio è stato quello di comprendere quale fosse il livello di corrispondenza tra gli indici di salute del suolo (SHI) e gli indicatori individuali e la direzione di questo cambiamento al variare degli *end-point*. In tutti gli indici sviluppati il contenuto di carbonio organico è risultato significativamente correlato ($P < 0.01$). Questo era un risultato attendibile, vista l'importanza della sostanza organica nell'influenzare molte funzioni del suolo (Lal, 2011) e molti dei parametri ad essa legati (Smith, 2008). Nel nostro studio già questo trend si era osservato attraverso l'analisi della correlazione iniziale tra i parametri (Tab.5), e viene ulteriormente confermato da questi dati. I parametri legati alla dinamica del C, come l'*active-C* e la β -glucosidasi assumono anch'essi l'etichetta di ottimi indicatori di salute nel suolo. I parametri fisici della densità apparente e quelli legati all'aggregazione del suolo come l'indice di stabilità dei macroaggregati e l'MWD, svolgono anch'essi una significativa funzione all'interno dell' MDS scelto per la valutazione della salute del suolo nei vari sistemi di gestione. Per quanto riguarda il ciclo dell'azoto, sia il contenuto totale di N, ma ancor di più l'azoto potenzialmente mineralizzabile (PMN) si sono dimostrati degli utili indicatori per comprendere gli effetti delle pratiche di gestione nella creazione dell'indici finali di salute del suolo. Legate al ciclo dei nutrienti, tutte le attività enzimatiche, a parte l'arilsulfatasi, sono risultate correlate significativamente con la maggior parte degli indici. Il QBS-ar e la densità di lombrichi, come indicatori di biodiversità di due importantissimi gruppi funzionali di organismi del suolo, sono risultati degli indicatori capaci in maniera significativa di descrivere il cambiamento della salute del suolo in seguito all'adozione di pratiche di gestione del suolo sostenibili. La combinazione di indicatori migliore in un indice sembra dunque essere ancora quella su base esperta rispetto alla tecnica di scelta su base statistica. Tra gli EO-MDS la tecnica di trasformazione e combinazione più efficiente è quella della trasformazione non lineare e la somma additiva dei punteggi ottenuti. L'indicatore ADD-SHI (EO-MDS trasformato non linearmente) risulta essere il più performante, confermando quanto emerso dall'ANOVA due vie di Tab.24. Tra gli *end-points* scelti la produzione netta, e il suo cambiamento, sembra essere spiegata meglio solo utilizzando un MDS su base esperta. In generale comunque per i sistemi di gestione considerati sembra che gli indici sviluppati siano capaci di predire le variazioni nei valori di produzione netta delle colture. L'applicazione di pesticidi (q/ha) è inversamente ben correlata con molti degli indici, ma non significativa nella maggior parte dei casi. La % di copertura di *cover crop* nella stagione colturale e il numero di lavorazioni annue, come importanti obiettivi di gestione dell'agroecosistema, si sono dimostrati, invece, essere significativamente correlati con l'intero data set di indici sviluppato, supportando la correttezza delle metodologie di valutazione adottate.

Tab.25 – Coefficienti di Pearson tra i diversi metodi di indicizzazione (SHI), gli indicatori singoli e i *sustainability goals*. Significatività con P: 0.05 0.01

VARIABLE	Additive Index				Weighted additive Index				Weighted additive Index-soil funct. based			
	EO-LIN	EO-NLIN	PCA-LIN	PCA-NL	EO-LIN	EO-NLIN	PCA-LIN	PCA-NL	EO-LIN	EO-NLIN	PCA-LIN	PCA-NL
Bulk Density (g/cm ³)	-0,82	-0,84	-0,81	-0,93	-0,80	-0,80	-0,73	-0,68	-0,81	-0,78	-0,78	-0,82
Porosity (%)	-0,83	-0,85	-0,83	-0,95	-0,81	-0,81	-0,74	-0,69	-0,82	-0,80	-0,79	-0,84
Water-filled Pore Space (%)	0,53	0,47	0,52	0,64	0,51	0,45	0,42	0,32	0,54	0,44	0,52	0,45
Water Stability Aggregate (%)	0,80	0,69	0,85	0,80	0,75	0,69	0,75	0,59	0,81	0,67	0,81	0,68
Stability Aggregate Index (%)	0,77	0,67	0,69	0,58	0,85	0,77	0,81	0,80	0,79	0,73	0,80	0,74
Stable macroAggregate Index	0,94	0,91	0,92	0,88	0,94	0,95	0,89	0,86	0,95	0,96	0,93	0,97
Mean Weight Diameter (mm)	0,93	0,89	0,96	0,91	0,88	0,90	0,87	0,78	0,92	0,89	0,90	0,87
Active Carbon (mg/kg)	0,93	0,84	0,93	0,90	0,92	0,86	0,89	0,78	0,94	0,82	0,93	0,84
Potentially Mineralizable N	0,95	0,85	0,91	0,82	0,97	0,90	0,93	0,83	0,95	0,86	0,94	0,83
Soil Organic Carbon (g/kg)	0,96	0,84	0,96	0,88	0,95	0,88	0,95	0,83	0,97	0,84	0,97	0,85
alkaline phosphatase	0,93	0,92	0,95	0,93	0,90	0,90	0,88	0,77	0,92	0,87	0,89	0,86
Arylsulfatase	0,67	0,78	0,65	0,63	0,66	0,79	0,64	0,74	0,63	0,79	0,59	0,76
Chitinase	0,91	0,80	0,86	0,73	0,94	0,88	0,90	0,83	0,91	0,86	0,91	0,81
acetate esterase	0,95	0,90	0,92	0,87	0,96	0,95	0,92	0,90	0,96	0,95	0,95	0,97
β- glucosidase	0,92	0,93	0,91	0,88	0,90	0,92	0,87	0,80	0,89	0,89	0,86	0,86
leucine ammino peptidase	0,95	0,91	0,92	0,84	0,97	0,96	0,96	0,95	0,94	0,91	0,94	0,91
DNA content (ng/g)	0,64	0,54	0,59	0,44	0,72	0,63	0,79	0,87	0,66	0,56	0,70	0,64
QBS-ar	0,94	0,98	0,94	0,94	0,91	0,98	0,86	0,85	0,92	0,99	0,89	0,98
Earthworms density (#/m ²)	0,98	0,96	0,99	0,93	0,96	0,97	0,96	0,91	0,97	0,95	0,96	0,95
Basal Respiration	0,70	0,75	0,63	0,63	0,75	0,78	0,70	0,81	0,68	0,75	0,66	0,74
N total (g/kg)	0,94	0,81	0,94	0,86	0,93	0,85	0,91	0,79	0,95	0,81	0,95	0,82
P extractable (g/kg)	-0,55	-0,56	-0,52	-0,41	-0,59	-0,61	-0,63	-0,73	-0,53	-0,54	-0,53	-0,53
C.E.C. (cmol ⁽⁺⁾ /kg)	-0,04	0,11	0,04	0,23	-0,16	-0,01	-0,23	-0,28	-0,07	0,08	-0,14	0,03
pH	-0,19	-0,22	-0,17	0,00	-0,20	-0,24	-0,22	-0,20	-0,14	-0,18	-0,13	-0,05
Electrical conduc.(mS/cm)	0,89	0,79	0,90	0,87	0,88	0,80	0,88	0,77	0,90	0,75	0,90	0,79
Yield (q/ha)	0,74	0,72	0,52	0,72	0,75	0,75	0,63	0,77	0,77	0,67	0,57	0,73
Pesticide use (q/ha)	-0,70	-0,77	-0,71	0,70	-0,68	-0,75	-0,66	-0,70	-0,66	-0,71	-0,63	-0,66
Tillage (# passage/year)	-0,88	-0,86	-0,85	-0,89	-0,90	-0,91	-0,89	-0,88	-0,88	-0,89	-0,87	-0,91
Cover crop (%)	0,97	0,96	0,97	0,94	0,94	0,98	0,93	0,90	0,95	0,96	0,93	0,95
SOC Change (%)	-0,71	-0,54	-0,78	-0,68	-0,68	-0,56	-0,79	-0,64	-0,74	-0,59	-0,78	-0,57

CONCLUSIONI

I suoli dei sistemi biologici analizzati (*Org-rb* e *Organic*) sono risultati essere maggiormente in salute rispetto ai suoli dei due sistemi convenzionali (*Conv-1,2*). Dal punto di vista fisico sono dotati di una maggiore stabilità e dimensione degli aggregati, soprattutto nella frazione dei macroaggregati. Le lavorazioni ridotte praticate hanno consentito, insieme all'apporto di concimazioni organiche, una struttura più stabile e l'incorporazione della frazioni di POM fine all'interno dei microaggregati occlusi nei macroaggregati. Se da un lato una maggior stabilità consente di resistere alla forza battente delle piogge intense dall'altro comporta una stabilizzazione del C nel suolo. Nel sistema *Organic* l'analisi del C nelle frazioni di mM ha dimostrato come il sequestro di C sia avvenuto nelle frazioni minerali e intra-mM-POM dei microaggregati. Quest'ultima frazione, per i sistemi considerati, spiega il 40% delle differenze nel contenuto di SOC rispetto ai sistemi convenzionali. Il mM-C è quindi da considerarsi un ottimo indicatore di stabilizzazione a lungo-termine del C negli agroecosistemi. In questo processo sembra essere determinante l'attività dei lombrichi, i quali insieme ai microartropodi, presentano comunità molto ben strutturate in abbondanza rispetto ai sistemi convenzionali. Le dinamiche di mineralizzazione del C e dell'N nei sistemi biologici risultano essere governate da una maggior vicinanza ad un equilibrio metabolico tipico degli agroecosistemi maturi. L'azoto potenzialmente mineralizzabile, il carbonio attivo e i parametri cinetici (costante di mineralizzazione k e quoziente metabolico qCO_2) testimoniano nei sistemi convenzionali situazioni di stress metabolico verso una mineralizzazione spinta del carbonio organico, e quindi a un depauperamento di SOC negli anni. A conferma della scarsa attività biologica dei sistemi convenzionali tutte le attività enzimatiche considerate hanno testimoniato per questi sistemi una scarsa capacità nel degradare alcuni dei più importanti legami chimici presenti nei composti organici. Le differenze maggiormente significative tra sistemi biologici e convenzionali si sono riscontrate per le attività della β -glucosidasi, leucina amminopeptidasi e arilsufatasi. Lo stato dei nutrienti, invece, risulta essere buono per tutti i sistemi considerati, il pH è ottimale per le colture e la dotazione di P e cationi di scambio è soddisfacente per le colture prese in esame.

A supporto delle osservazioni sperimentali si è sviluppato un approccio valutativo basato sui servizi/funzioni ecologiche fornite dal suolo per esaminare i *links* tra salute del suolo, pratiche di gestione del suolo e *end-points* (obiettivi di sostenibilità) all'interno di alcuni agroecosistemi dell'entroterra veneziano. I risultati degli indici di salute del suolo (SHI) ottenuti, secondo le varie tecniche di indicizzazione, hanno confermato quello che si era osservato dai dati sperimentali. La salute globale dei sistemi di gestione considerati per tutti gli indici sviluppati ha mostrato questo ranking: *Org-rb* > *Organic* > *Conv-1,2*. La metodologia nelle sue tre fasi ha mostrato una flessibilità e una adattabilità alle condizioni sito-specifiche dei suoli, colture, pratiche di gestione nell'interpretazione della curve di trasformazione.

A livello di selezione degli indicatori, entrambe le metodologie hanno fornito dei buoni risultati. La tecnica di selezione su base esperta, però, è risultata essere più efficace nella maggior parte dei casi rispetto alla selezione tramite PCA. La scelta del Minimun Data Set (MDS) di indicatori attraverso l'analisi della letteratura si è dimostrata corretta per le pratiche di gestione adottate nell'area di studio.

Inoltre l'MDS su base esperta è riuscito a rappresentare meglio per la produzione vegetale considerata la variabilità negli obiettivi di gestione e sostenibilità delle aziende agricole. Il numero delle lavorazioni annue, l'applicazione di pesticidi e la percentuale di colture di copertura sono gli *end-points* indiziabili a essere rappresentati dagli indici di salute del suolo come importanti indicatori di sostenibilità degli agroecosistemi. La produzione netta (q/ha) è risultata ben correlata con gli indici solo nel caso di MDS su base esperta, ma questa correlazione non è sempre significativa. Questa differenza nelle due metodologie si può ricondurre alla capacità dell'analisi delle componenti principali di lavorare meglio con un ampio data set di variabili e osservazioni. Se le variabili di partenza (n=25) potevano considerarsi sufficienti, il numero di osservazioni (n=12) non ha potuto fornire dei risultati ottimali.

I risultati delle trasformazioni degli indicatori in punteggi, attribuibili al livello espresso della funzione ecologica, è stata una fase cruciale nella creazione dell'indice. La trasformazione non lineare è risultata per buona parte degli indicatori rappresentare al meglio la funzionalità ecologica degli indicatori stessi, la sensibilità alle pratiche di gestione e una miglior corrispondenza ai fattori sito specifici. Gli algoritmi di trasformazione ottenuti sono quindi da considerarsi dei modelli generali applicabili all'intera produzione vegetale dell'area di studio. Il metodo ha richiesto un lavoro di modellazione e affinamento per ognuno degli indicatori considerati, ma il risultato si può considerare trasferibile anche ad altre realtà simili. Anche i valori trasformati non linearmente sono stati in grado di spiegare in maniera efficiente la variabilità nelle misure di *end-points* disponibili. La trasformazione lineare invece ha risentito maggiormente dell'ampio range di valori iniziali così che deve essere creato l'algoritmo ogni volta che si ha a disposizione un nuovo data set di partenza.

Nella fase finale di integrazione sono emersi i risultati più interessanti per gli sviluppi futuri della metodologia. Questa fase si è dimostrata uno strumento utile per interpretare un data set di partenza complesso e ricco di informazioni. Il metodo addittivo (ADD-SHI) si è dimostrato il metodo più efficace ($P=0.006$) nel descrivere le differenze tra le diverse pratiche di gestione. Anche il metodo additivo pesato (WTD-SHI) ha fornito risultati significativi, ma la fase di pesatura è stata influenzata direttamente dai risultati della PCA. Una metodologia di pesatura è necessaria ogni qualvolta si cambi l'area di studio e le pratiche di gestione valutate. Questo soprattutto comporta che il peso assegnato a ogni indicatore è capace di rappresentare al meglio la variabilità dei sistemi solo quando è supportato da un consistente numero di osservazioni, ripetute nel tempo. Anche se è il meno efficiente tra i tre indici, l'indice additivo pesato basato sulle funzioni del suolo (WTD_{sf}-SHI) ha fatto intravedere delle grandi potenzialità come strumento di valutazione della performance ecosistemica. Anche qui la scelta su base esperta richiede delle ottime conoscenze sul significato ecologico di ogni indicatore, ma sembra che la tecnica, accompagnata da una metrica di pesi staticamente significativa, possa in futuro rappresentare un utile strumento di valutazione quantitativa dei servizi ecosistemici forniti dal suolo. I sistemi biologici sembrano funzionare meglio riguardo le funzioni "*Physical Stability and Support*", "*Biodiversity and habitat*" e le sottofunzioni relative ai cicli dei vari elementi (C, N, P) inserite nella funzione "*Nutrient Cycling*". I primi test di validazione dell'efficacia dei punteggi ottenuti per le funzioni suggeriscono che la metodologia possa venir migliorata con analisi dirette del bilancio di nutrienti e acqua, cioè monitoraggi prolungati almeno in una stagione colturale.

La performance dei servizi ecosistemici forniti dal suolo, in termini spaziali e temporali, dovrà essere calcolata, come suggerito in Van Wijnen (in stampa), riferendosi a una situazione di riferimento (PEM: Potenziale Ecologico Massimo) con lo stesso uso del suolo e combinazione di tipi di suolo (es. campi coltivati su suoli franco limosi) preso da una database locale o ancor meglio regionale.

Comparando i risultati degli indici attraverso una analisi multivariata, si sono notate delle differenze per i sistemi di gestione, le quali hanno fatto emergere dei meccanismi nelle tecniche di indicizzazione che indicano dove poter lavorare al miglioramento della metodologia.

Così per come è stato creato l'indice additivo pesato, i cui indicatori sono scelti su base esperta e trasformati in maniera non lineare con algoritmi sito-specifici, risulta essere un ottimo indicatore della gestione sostenibile del territorio. L'analisi dei coefficienti di correlazione tra indici e indicatori definisce poi quali degli indicatori scelti in partenza spieghino meglio i risultati dell'indice finale. Tra i 25 indicatori alcuni di questi hanno le caratteristiche per poter essere scelti per la costruzione di un indice più semplice, veloce ma allo stesso tempo utile e rappresentativo della salute del suolo nell'agroecosistema. L'indice che si propone è dunque composto dai parametri maggiormente influenzati dalla sostanza organica: Indice di stabilità dei macroaggregati (SmAI), diametro medio degli aggregati (MWD) e densità apparente per la componente fisica; l'azoto totale per la componente chimica; per la componente biochimica-microbiologica: SOC, Active-C, azoto potenzialmente mineralizzabile (PMN), fosfatasi alcalina, β -glucosidasi e leucina amminopeptidasi; riguardo alla biodiversità: densità di lombrichi e QBS-ar. Un set di indicatori accuratamente scelto come questo che ben rappresenta le tre componenti della salute del suolo (Fig.XX), quando viene trasformato non linearmente e combinato in un semplice indice additivo, può adeguatamente fornire le informazioni necessarie ai *decision makers*.

La metodologia, data la sua flessibilità, potrà subire delle leggere modifiche al fine di ottenere in futuro algoritmi di trasformazione e una capacità integrativa degli indici finali in grado di descrivere l'effetto delle pratiche di gestione su un ampio set di funzioni ecologiche e in diverse tipologie di agroecosistemi. I risultati che sono emersi dimostrano come i sistemi biologici sono quelli che hanno adottato il programma di gestione integrata del suolo maggiormente eco-efficiente. I benefici netti ottenuti da questi sistemi in termini di funzionalità dei suoli e fornitura di servizi ecosistemici di supporto e regolazione derivano dall'adozione di una gestione ecologica integrata del suolo (lavorazioni ridotte, utilizzo di concimazioni organiche e controllo biologico delle infestanti). In quest'ottica la performance ecosistemica dei terreni agricoli gestiti biologicamente per la produzione orticola dell'entroterra veneziana mostra una buona resilienza del suolo, che permette un adattamento agli eventi estremi e la mitigazione degli impatti del cambiamento delle precipitazioni, dell'aumento delle temperature e dei livelli di CO₂, compensando quest'ultime con un reale sequestro di carbonio organico nel suolo. L'uso di uno strumento valutativo come quello sviluppato in questo lavoro di tesi riflette dunque efficacemente gli obiettivi di gestione e di sostenibilità. Questo strumento può essere utilizzato molto facilmente per promuovere la sostenibilità nelle decisioni riguardo la gestione degli agroecosistemi in piani di sviluppo rurale, politiche di conservazione del suolo, crediti verdi e altre applicazioni.

BIBLIOGRAFIA

- Agnieszka, W., Zofia, S., Aleksandra, B., Artur, B. (2012). *Evaluation of Factors Influencing the Biomass of Soil Microorganisms and DNA Content*. Open Journal of Soil Science 2: 64-69.
- Allison, S.D, and Jastrow, J.D. (2006). *Activities of extracellular enzymes in physically isolated fractions of restored grassland soils*. Soil Biology & Biochemistry 38:3245–3256.
- Altieri, M.A. (1999). *The ecological role of biodiversity in agroecosystems*. Agriculture, Ecosystems and Environment 74: 19–31.
- Anderson, T.H., Domsch, K.H., (1993). *The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effect of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils*. Soil Biol. Biochem. 25 (3), 393– 395.
- Andrews, S.S., Carroll, C.R. (2001). *Designing a soil quality assessment tool for sustainable agroecosystem management*. Ecological Applications 11 (6), 1573– 1585.
- Andrews, S.S., Karlen, D.L. and Mitchell, J.P. (2002a). *A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California*. Agriculture, Ecosystems and Environment 90:25–45.
- Andrews, S.S., J.P. Mitchell, R. Mancinelli, D.L. Karlen, T.K. Hartz, W.R. Horwath, G.S. Pettygrove, K.M. Scow, and D.S. Monk. (2002b). *On-farm assessment of soil quality in California's Central Valley*. Agronomy Journal 94:12-22.
- Andrews, S.S., D.L. Karlen, and C.A. Cambardella. (2004). *The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method*. Soil Science Society of America Journal 68:1945-1962.
- ARPAV (2004). *Carta dei suoli del bacino scolante in laguna di Venezia*. Servizio Osservatorio Suolo e Rifiuti di Castel Franco Veneto - Dipartimento Provinciale di Treviso.
- ARPAV (2007). *L'interpretazione delle analisi del terreno. Strumento per la sostenibilità ambientale*.
- Balota, E.L., Kanashiro, M., Filho, A.C., Andrade, D.S., and Dick, R.K. (2004) *Soil enzyme activities under long-term tillage and crop rotation systems in subtropical agro-ecosystems*. Braz. J. Microbiol. vol.35 no.4.
- Barrios, E. (2007). *Soil biota, ecosystem services and land productivity*. Ecological Economics, Volume: 64, Issue: 2, Pages: 269-285.
- Benedetti, A., Dell'Abate, M.T., Mocali, S., Pompili, L., (2006). *Indicatori microbiologici e biochimici della qualità del suolo*. ATLAS (Atlante degli indicatori della qualità del suolo).MIPAAF.
- Bennett, L.T., Mele, P.M., Annett, G.S., Kasel, S. (2010). *Examining links between soil management, soil health, and public benefits in agricultural landscapes: An Australian perspective*. Agriculture, Ecosystems and Environment 139:1–12.
- Benton, T.G, Vickery, J.A, Wilson, J.D. (2003) *Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. Trends Ecol. Evol.* 18, 182–188.
- Biala, K., Terres, J.M., Pointereau, P., Paracchini M.L. (eds.)(2008). *Low Input Farming Systems: an Opportunity to Develop Sustainable Agriculture*. Proceedings of the JRC Summer University Ranco, 2-5 July 2007.
- Bloem, J., Hopkins, D.W. and Benedetti A.(ed.) (2008) *Microbiological methods for assessing soil quality*. CABI; First edition .

- Brussaard, L., De ruiter, P.C., Brown, G.G. (2007). *Soil biodiversity for agricultural sustainability*. Agriculture, Ecosystems and Environment 121: 233–244.
- Butt, K.R. and Grigoropoulou, N. (2010) Basic Research Tools for Earthworm Ecology Applied and Environmental Soil Science Volume 2010: Article ID 562816, 12 pages.
- Calbrix, R., Barray, S., Chabrierie, O., Fourrie, L. and Laval, K. (2007). *Impact of organic amendments on the dynamics of soil microbial biomass and bacterial communities in cultivated land*. Applied Soil Ecology 35:511–522.
- Caldwell, B.A. (2005). *Enzyme activities as a component of soil biodiversity: A review*. Pedobiologia 49: 637–644
- Cambardella, C.A., T.B. Moorman, S.S. Andrews, and D.L. Karlen. (2004). *Watershed-scale assessment of soil quality in the loess hills of southwest Iowa*. Soil and Tillage Research 78:237-247.
- Cenci, R.M. and Jones, R.J.A. (eds) (2009). *Holistic approach to biodiversity and bioindication in soil*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities
- Chen, H., Hou, R., Gong, Y., Li, H., Fan, M., and Kuzyakov, F. (2009). *Effects of 11 years of conservation tillage on soil organic matter fractions in wheat monoculture in Loess Plateau of China*. Soil & Tillage Research 106:85–94.
- Condon, L. M. , Cameron, K. C. , Di, H. J., Clough, T. J. , Forbes, E. A., McLaren, R. G. and Silva R. G. (2000): *A comparison of soil and environmental quality under organic and conventional farming systems in New Zealand*. New Zealand Journal of Agricultural Research, 43:4, 443-466.
- Cooper, T., Hart, K. and Baldock, D. (2009) *The Provision of Public Goods Through Agriculture in the European Union*, Report for DG Agriculture and Rural Development, Contract No 30-CE-0233091/00-28, Institute for European Environmental Policy: London.
- Culman S.W., Young-Mathews A., Hollander A.D., Ferris H., Sánchez-Moreno S., O’Geen A.T., Jackson L.E. (2010). *Biodiversity is associated with indicators of soil ecosystem functions over a landscape gradient of agricultural intensification*. Landscape Ecol (2010) 25:1333–1348. DOI: 10.1007/s10980-010-9511-0.
- Daily, G. C. (ed.) (1997) *Nature’s services: societal dependence on natural ecosystems*. Washington, DC: Island Press.
- Dale, V.H. and Polasky S. (2007). Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. Ecological Economics, 64 : 286 – 296, doi:10.1016/j.ecolecon.2007.05.009
- De Castro, P. (2009). *Le sfide globali nel futuro della PAC*. In: Terra e Vita. Speciale 50 anni. n°50. Dicembre 2009.
- De Castro, P. (2010). *L’agricoltura europea e le nuove sfide globali*. Donzelli editore.
- De Groot, R. (1992). *Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making*. Wolters-Noordhoff, Groningen
- Dell’Abate, M.T. and Benedetti, A. (2011). *Nitrogen fertilization and soil microbial diversity*. EQA-Environmental Quality. N°6, 2011.
- Denef, K., Six, J., Merckx, R., Paustian, K., (2004). *Carbon sequestration in microaggregates of no-tillage soils with different clay mineralogy*. Soil Science Society of America Journal 68, 1935–1944.

- Denef, K., Zotarelli, L., Boddey, R.M. and Six J. (2007). *Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management induced changes in soil organic carbon in two Oxisols*. Soil Biology & Biochemistry 39 (2007) 1165–1172.
- Diaz, S., Tilman, D., Fargione, J. (2005) *Biodiversity Regulation of Ecosystem Services*. In: MEA (2005). *Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and human well-being: Current State and Trends*. Washington, D.C., World Resources Institute.
- Dick RP. (1994). *Soil Enzyme Activity as an Indicator of Soil Quality*. In: Doran JW et al., editors. *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison, WI. p107-124.
- Dominati, E., Patterson, M. and Mackay, A. (2010) *A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils*. Ecological Economics 69 :1858–1868.
- Doran, J.W., and T.B. Parkin. (1996). Quantitative indicators of soil quality: A minimum data set. In *Methods for Assessing Soil Quality*, ed. Doran and Jones, 25-38. Soil Science Society of America Special Publication 49. Madison, WI: Soil Science Society of America.
- Doran, J.W., Sarrantonio, M., Liebig, M. (1996). *Soil health and sustainability*. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*, vol. 56. Academic Press, San Diego, pp. 1–54.
- Doran, J.W., and M. Safley. (1997). *Defining and assessing soil health and sustainable productivity*. In: *Biological Indicators of Soil Health*, ed. Pankhurst et al., 1-28. Wallingford: CAB International.
- Doran, J.W. and Zeiss, M.R. (2000). *Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality*. Applied Soil Ecology 15 (2000) 3–11
- Dorodnikov, M., Blagodatskaya, E., Blagodatsky, S., Marhan, S., Fangmeier, A., Kuzyakov, Y., (2009). *Stimulation of microbial extracellular enzyme activities by elevated CO₂ depends on aggregate size*. Glob. Change Biol. 15, 1603– 1614.
- Drinkwater, L.E. and Snapp, S.S. (2007). *Nutrients in Agroecosystems: Rethinking the Management Paradigm*. *Advances in Agronomy*, Volume 92, Pages 163–186.
- Dudal, R. (2004), *The sixth factor of soil formation*. Proceedings of International Conference “Soil Classification 2004,” Petrozavodsk, August 3–8, Russia.
- Elliott, E.T., 1986. *Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils*. Soil Science Society of America Journal 50, 627–633.
- European Commission (2006): *Thematic Strategy for Soil Protection*, COM(2006) 231.
- European Commission (2009): *Addressing soil degradation in EU agriculture: relevant processes, practices and policies. Report on the project ‘Sustainable Agriculture and Soil Conservation (SoCo)’*. European Commission, Joint Research Centre, JRC Scientific and Technical Reports, EUR 23767 EN – 2009.
- European Commission (2011a). *Proposal for a regulation of the European parliament and of the council establishing rules for direct payments to farmers under support schemes within the framework of the common agricultural policy*. SEC(2011) 1153-1154 final.
- European Commission (2011b). *Proposal for a regulation of the European parliament and of the council on support for rural development by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD)*. SEC(2011) 1153-1154.
- FAO (2003). *Biological management of soil ecosystems for sustainable agriculture*. Report of the International Technical Workshop. Organized by EMBRAPA-Soybean and FAO, Londrina, Brazil, 24 to 27 June 2002.

- Firbank, L.G., Petit, S., Smart, S., Blain, A., and Fuller, R.J. (2008). *Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a British perspective*. *Phil. Trans. R. Soc. B.*, vol. 363, no. 1492: 777-787. doi:10.1098/rstb.2007.2183.
- Fisher, B., Turner, K., Zylstra, M., Brouwer, R., de Groot, R., Farber, S., Ferraro, P., Green, R., Hadley, D., Harlow, J., Jefferiss, P., Kirkby, C., Morling, P., Mowatt, S., Naidoo, R., Paavola, J., Strassburg, B., Yu, D., Balmford, A. (2008). *Ecosystem services and economic theory: integration for policy-relevant research*. *Ecol. Appl.* 18: 2050–2067.
- Fornasier, F. and Margon, A. (2007) *Bovine serum albumin and Triton X-100 greatly increase psophomonoesterases and arylsulfatase extraction yield from soil*. *Soil Biology and Biochemistry*, 39: 2682-2684.
- Franzluebbers, A.J. (1999). *Microbial activity in response to water-filled pore space of variably eroded southern Piedmont soils*. *Applied Soil Ecology* 11: 91-101.
- Frascarelli A. (2011). *Greening, vera novità della Pac. Il processo di “inverdimento” prevede sostegni diretti all’agricoltura verde*. *Terra e Vita*, n°23, 11 giugno 2011.
- Freibauer, A., Rounsevell, M.D.A., Smith, P. & Verhagen, J. (2004). *Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe*. *Geoderma*, 122, 1–23.
- Gale, W.J., C.A. Cambardella, and T.B. Bailey. 2000. *Root-derived carbon and the formation and stabilization of aggregates*. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:201–207.
- Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, G.P., Cleveland, C.C., Green, P.A., Holland, E.A., Karl, D.M., Michaels, A.F., Porter, J.H., Townsend, A.R., (2004). *Nitrogen cycles: past, present, and future*. *Biogeochemistry* 70: 153–226.
- Glover, J.D., Reganold, J.P. and Andrews, J.P.(2000). *Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 80 : 29–45.
- Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, J.I., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S., Toulmin, C., (2010). *Food security: the challenge of feeding 9 billion people*. *Science* 327, 812–818.
- Govaerts, B., Sayre, K. D., Lichter, K., Dendooven, L. and Deckers, J. (2007) *Influence of permanent raised bed planting and residue management on physical and chemical soil quality in rain fed maize/wheat systems*. *Plant Soil*: 291:39–54.
- Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A., (2005). *Farming and the fate of wild nature*. *Science* 307, 550–555
- Greenhouse Gas Working Group. (2010). *Agriculture’s role in greenhouse gas emissions & capture*. Greenhouse Gas Working Group Rep. ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI.
- Gregorich, E.G., M.R. Carter, D.A. Angers, C.M. Monreal, and B.H. Ellert. (1994). *Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils*. *Canadian Journal of Soil Science* 74:367-386.
- Grossman, R.B., D.S. Harms, C.A. Seybold, and J.E. Herrick. (2001). *Coupling use-dependent and use-invariant data for soil quality evaluation in the United States*. *J. Soil Water Conserv.* 56:63–68.
- Gruver, J.B. and Weil, R.R. (2007). *Farmer perceptions of soil quality and their relationship to management-sensitive soil parameters*. *Renewable Agriculture and Food Systems* (2007), 22: pp 271-281.

- Haney , R.L. and Haney, E. B. (2010). *Simple and Rapid Laboratory Method for Rewetting Dry Soil for Incubations*. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 41:1493–1501.
- Harris, R.F., D.L. Karlen, and D.J. Mulla. (1996). *A conceptual framework for assessment and management of soil quality and health*. In Methods for Assessing Soil Quality, ed. J.W. Doran and A.J. Jones, 61-82. Soil Science Society of America Special Publication 49. Madison, WI: Soil Science Society of America.
- Hathaway-Jenkins,J., Sakrabani, R., Pearce, B., Whitmore, A. P., and Godwin, R. J. (2011) *A comparison of soil and water properties in organic and conventional farming systems in England*. Soil Use and Management, June 2011, 27, 133–142.
- Hazell, P. and Wood, S.(2008) *Drivers of change in global agriculture*. Phil.TTRans.R.Soc.B.363, 467-475.
- Herrick, J.E.(2000). *Soil quality: an indicator of sustainable land management?*. Applied Soil Ecology 15 (2000) 75–83.
- Homer-Dixon, T. (Ed.), (2009) *Carbon Shift, How the Twin Crisis of Oil Depletion and Climate Change will Define the Future*. Random House, Mississauga, ON, Canada.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewell, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S. et al. (2005). *Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge*. Ecol. Monogr., 75, 3–35.
- Hussain, I., K.R. Olson, M.M. Wander, and D.L. Karlen. (1999). *Adaptation of soil quality indices and application to three tillage systems in southern Illinois*. Soil and Tillage Research 50:237-249.
- Idowu,O.J., van Es, H.M.,Abawi, G.S., Wolfe, D.W., Schindelbeck, R.R., Moebius-Clune, B.N and Gugino, B.K. (2009) *Use of an integrative soil health test for evaluation of soil management impacts*. Renew.Agric.and Food Systems 24:214-224.
- Jacobson, M.Z. (2009). *Review of solutions to global warming, air pollution, and energy security*. Energy and Environmental Science 2, 148–173.
- Karlen, D.L., Stott, D.E., (1994). *A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality*. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. SSSA Special Pub. 35, Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI, pp. 53–72.
- Karlen, D.L., M.J. Mausbach, J.W. Doran, R.G. Cline, R.F. Harris, and G.E. Schuman. (1997). *Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation*. Soil Science Society of America Journal 61:4-10.
- Karlen, D.L., L.A. Kramer, D.E. James, D.D. Buhler, T.B. Moorman, and M.R. Burkart. (1999). *Field-scale watershed evaluations on deep-loess soils. I. Topography and agronomic practices*. Journal of Soil and Water Conservation 54:693-704.
- Karlen, D.L., Ditzler, C.A., Andrews, S.S. (2003). *Soil quality: why and how?* Geoderma 114 145–156.
- Karlen D.L., Andrews S.S., Wienhold B.J. and Zobeck. T.D. (2008) *Soil Quality Assessment: Past, Present and Future*. Electronic Journal of Integrative Biosciences 6(1):3-14.
- Keating, B., Carberry, P.S., Bindrugen, P.S., Asseng, S., Meinke, H., Dixon, J. (2010). *Eco-efficient agriculture: concepts, challenges and opportunities*. Crop Sci 50: S109–S119.
- Kemper, W.D., and Rosenau., R.C. (1986). *Aggregate stability and size distribution*. p. 425–442. In A. Klute (ed.) *Methods of soil analysis Part 1*. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA, Madison, WI

- Kibblewhite, M. G., Ritz, K. and Swift, M.J. (2008). *Soil health in agricultural systems*. Phil. Trans. R. Soc. B: 363, 685–701.
- Killham K. (2010). *Integrated soil management – moving towards globally sustainable agriculture*. Journal of Agricultural Science, Page 1-8. Cambridge University Press 2010.
- Kitzes, J., Wackernagel, M., Loh, J., Peller, A., Goldfinger, S., Cheng, D. & Tea, K. (2008). *Shrink and share: humanity's present and future ecological footprint*. Phil. Trans. R. Soc. B., 363: 467–475.
- Kruse, J.S. (2007) *Framework for Sustainable soil Management: Literature Review and Synthesis*. Soil and Water Conservation Society, special publication 2007-001 disponibile su <http://www.swcs.org/documents/filelibrary/BeyondTLiteraturereview.pdf> (verificato 01/06/2012)
- Lal, (2004). *Soil carbon sequestration to mitigate climate change*. Geoderma 123: 1–22.
- Lal, R., (2006). *Managing soils for feeding a global population of 10 billion*. Journal of the Science of Food and Agriculture 86, 2273–2284.
- Lal, R. (2007). *Anthropogenic Influences on World Soils and Implications to Global Food Security*. Advances in Agronomy. Volume 93: Pages 69–93.
- Lal, R., (2010a). *Beyond Copenhagen: mitigating climate change and achieving food security through soil carbon sequestration*. Food Security 2 (2), 169–177.
- Lal, R., (2010b). *Enhancing eco-efficiency in agroecosystems through soil carbon sequestration*. Crop Science 1, 30–40.
- Lal, R., (2010c). *Managing soils and ecosystems for mitigating anthropogenic carbon emissions and advancing global food security*. BioScience 60, 708–721.
- Lal, R. (2011a). *Anthropogenic Influences on World Soils and Implications to Global Food Security*. Advances in Agronomy, Volume 93, 2007, Pages 69–93.
- Lal, R. (2011b). *Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems*. Food Policy 36 (2011) S33–S39.
- Lal, R. (2011c). *Soil Health and Climate Change: An Overview*. In: SINGH B.P. ET AL. (eds.), *Soil Health and Climate Change*. Soil Biology 29, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2011.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, F., Mora, P., Rossi, J.P. (2006). *Soil invertebrates and ecosystem services*. European Journal of Soil Biology 42 (1), 3–15.
- Li, X.G., Wang, Zh.F., Ma, Q.F., Li, F.M., (2007). *Crop cultivation and intensive grazing affect organic C pools and aggregate stability in arid grassland soil*. Soil Till. Res. 95, 172–181.
- Liebig, M.A., and J.W.Doran. 1999a. Evaluation of point-scale assessments of soil quality. J. Soil Water Conserv. 54:510–518.
- Liebig, M.A., Varvel, G.E. and Doran, J.V. (2001). *A Simple Performance-Based Index for Assessing Multiple Agroecosystem Functions*. Agronomy -- Faculty Publications of Nebraska University. Paper 336.
- Lima, A.C.R. (2007). *Soil quality assessment in rice production systems*. PhD thesis, Wageningen University, The Netherlands. With summaries in English, Dutch and Portuguese.
- Louwagie, G., Gay, S.H., Burrell, A. (Editors). (2009b). *Final report on the project 'Sustainable Agriculture and Soil Conservation (SoCo)*. European Commission, Joint Research Centre, JRC, Institute for Prospective Technological Studies, EUR 23820 EN – 2009.
- Luo, Y., and Zhou, X. (eds.) (2006). *Soil Respiration and the Environment*. Academic Press, Elsevier.
- Makoi, J.H.J.R. and Ndakidemi, Patrick A. (2008). *Selected soil enzymes: Examples of their potential roles in the ecosystem*. African Journal of Biotechnology Vol. 7 (3), pp. 181-191, 5.

- Mairura, F.S., Mugendi, D.N., Mwanje, J.I., Ramisch, J.J., Mbugua, P.K., Chianu, J.N. (2007) *Integrating scientific and farmers' evaluation of soil quality indicators in Central Kenya*. *Geoderma* 139 (2007) 134–143.
- Marinari, S., Mancinelli, R., Campiglia, E. and Grego S. (2006). *Chemical and biological indicators of soil quality in organic and conventional farming systems in Central Italy*. *Ecological Indicators* 6 (2006) 701–711.
- Masto, R.E., Chhonkar, P.K., Singh, D., and Patra, A.K. (2008) *Alternative soil quality indices for evaluating the effect of intensive cropping, fertilisation and manuring for 31 years in the semi-arid soils of India*. *Environ Monit Assess* (2008) 136:419–435.
- MEA (2005). *Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and human well-being: Current State and Trends: Cap. 26- Cultivated System*. Washington, D.C., World Resources Institute.
- Merrington, G. (2006). *The development and use of soil quality indicators for assessing the role of soil in environmental interactions*. Environment Agency, Rio House, Waterside Drive, Aztec West, Almondsbury, Bristol, BS32 4UD.
- Mikha, M.M., and Rice, C.W., (2004). *Tillage and manure effects on soil and aggregate associated carbon and nitrogen*. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 809–816.
- MIPAAF(2000a). *Metodi di analisi chimica del suolo*, Osservatorio nazionale pedologico per la conservazione del suolo, Roma.
- MIPAAF (2000b). *Metodi di analisi fisica del suolo*, Osservatorio nazionale pedologico per la conservazione del suolo, Roma.
- MIPAAF (2000c) *Metodi di analisi biochimica del suolo*, Osservatorio nazionale pedologico per la conservazione del suolo, Roma.
- Montanarella, L. (2008). *The importance of soil biodiversity and bio-indication within the EU thematic strategy for soil protection*. PSP Volume 17 – Fresenius Environmental Bulletin . No 8b.
- Moonen, A.C. and Barberi, P. (2008). *Functional biodiversity: An agroecosystem approach*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127: 7–21.
- Nannipieri, P., Kandeler, E., Ruggiero, P., (2002). Enzyme activities and microbiological and biochemical processes in soil. In: Burns, R.G., Dick, R.P. (Eds.), *Enzymes in the Environment: Activity, Ecology and Applications*. Marcel Dekker, New York, pp. 1–33.
- Nannipieri, P., Ascher, J., Ceccherini, M. T., Landi, L., Pietramellara, G., Renella, G. (2003) *Microbial diversity and soil functions*. *European Journal of Soil Science* Volume 54, Issue 4, pages 655–670.
- Olesen, J.E., Trnkab, M., Kersebaum, K.C., Skjelvag, A.O., Seguine, B., Peltonen-Sainio, P., Rossig, F., Kozyrah, J. and Micalei J. (2011). *Impacts and adaptation of European crop production systems to climate change*. *Europ. J. Agronomy* 34: 96–112.
- Olsen, S.R., C.V. Cole, F.S. Watanabe, and L.A. Dean. 1954. *Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate*. USDA Circular 9398:1–19.
- Palatnik, R.R. and Nunes A.L.D. (2010). *Valuation of linkages between climate change, biodiversity and productivity of European agro-ecosystems*. *AgriRegioni Europa*, anno 6, numero 21.
- Papadopoulos, A, Mooney, S J, and Bird, N.R.A. (2006). *Quantification of the effects of contrasting crops in the development of soil structure: an organic conversion*. *Soil Use and Management* 22:172-179.
- Parisi, V., (2001). *La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi*. *Acta naturalia de l'Ateneo Parmense* 37 (3–4), 105–114.

- Parisi, V., Menta, C., Gardi, C., Jacomini, C., Mozzanica, E., (2005). *Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy*. Agriculture, Ecosystem and Environment 105, 323–333.
- Parkin, T.B, J.W. Doran, and E. Franco-Vizcaino. (1996). *Field and laboratory tests of soil respiration*.p.231-246. In: J.W. Doran and A.J. Jones (eds.) Methods for assessing soil quality. Soil Sci.Soc. Am. Spec. Publ. 49. SSSA, Madison, WI.
- Parr, J.F., Hornick, S.B. E Papendick R.I. (1992). *Soil quality: the foundation of a sustainable agriculture*. Second International Conference on Kyusei Nature Farming : proceedings of the Conference at Luiz de Queiroz College of Agriculture, University of São Paulo, Piracicaba, SP, Brazil.
- Peigné, J., Cannavaciolo, M. , Gautronneau, Y., Aveline, A., Giteau, J.L., Cluzeau, D. (2009). *Earthworm populations under different tillage systems in organic farming* . Soil & Tillage Research 104 (2009) 207–214.
- Pelosi,C., Bertrand, M-, Capowiez, Y., Boizard, H. and Roger-Estrade, J. (2009) *Earthworm collection from agricultural fields: Comparisons of selected expellants in presence/absence of hand-sorting*. European Journal of Soil Biology, 45.176–183.
- Perfecto, I., Vandermeer, J., Wright, A. (2009). *Nature's Matrix: Linking Agriculture, Conservation and Food Sovereignty*. Earthscan, London.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., Green, R.E. (2011). *Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared*. Science 333, 1289–1291.
- Picone, L. I., Cabrera, M. L. and Franzluebbers, A. J. (2002) *A Rapid Method to Estimate Potentially Mineralizable Nitrogen in Soil*. Soil Sci. Soc. Am. J. 66:1843–1847.
- Pierce, F.J. and Lal, R. (1991). *Soil management in the 21st century*. In: R. Lal and F.J. Pierce, Editors, *Soil Management for Sustainability*, Soil and Water Cosservation Society, Ankeny, IA (1991), pp. 175–179.
- Porter, J., Costanza, R., Sandhu, H.S., Sigsgaard, L., Wratten, S.D., (2009). *The value of producing food, energy and ES within an agro-ecosystem*. Ambio,38: 186–193
- Powlson, D.S., Gregory, P.J., Whalley, W.R., Quinton, J.N., Hopkins, D.W., Whitmore, A.P., Hirsch, P.R., Goulding, K.W.T. (2011a). *Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services*. Food Policy 36: S72–S87.
- Powlson, D.S. , Whitmore, A.P. and Goulding K .W.T. (2011b). *Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false*. *European Journal of Soil Science*, February 2011, 62, 42–55.
- Power, A.G. (2010). *Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies*. Phil. Trans. R. Soc.B. : 365, 2959–2971.
- Pretty, J. (2007). *Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence*. Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.; 363(1491): 447–465.
- Richter, D.B. (2007), *Humanity's transformation of earth's soils: pedology's new frontier*. Soil Science. 172(12):957-967.
- Rutgers, M., van Wijnen, H.J., Schouten , A.J., Mulder , C., Kuiten , A.M.P., Brussaard , L., and Breure , A.M. (2012). *A method to assess ecosystem services developed from soil attributes with stakeholders and data of four arable farms*. Science of the Total Environment 415: 39–48.

- Sandhu, H.S., Wratten, S.D., Cullen, R. (2010). *The role of supporting ecosystem services in conventional and organic arable farmland*. *Ecological Complexity* 7: 302–310.
- Sandhu, H.S., Wratten, S.D., Cullen, R., Case, B., (2008). The future of farming: the value of ecosystem services in conventional and organic arable land. An experimental approach. *Ecological Economics* 64, 835–848.
- Schiller, A., C.T.Hunsaker, M.A. Kane, A.K. Wolfe, V.H. Dale, G.W. Suter, C.S. Russell, G. Pion, M.H. Jensen, and Konar, V.C. (2001). *Communicating ecological indicators to decision makers and the public*. *Cons. Ecol.* 5:19.
- Schils, R., Kuikman, P., Liski, J., van Oijen, M., Smith, P., Webb, J., Alm, J., Somogyi, Z., van den Akker, J., Billett, M., Emmett, B., Evans, C., Lindner, M., Palosuo, T., Bellamy, P., Alm, J., Jandl, R. and Hiederer R. (2008). *Review of existing information on the interrelations between soil and climate change*. Final report of CLIMSOIL Project. European Communities.
- Schimel, J.P., Weintraub, M.N., (2003). *The implications of exoenzyme activity on microbial carbon and nitrogen limitation in soil: a theoretical model*. *Soil. Biol. Biochem.* 35, 549–563.
- Schindelbeck, R.R., van Es, H.M., Abawi, G.S., Wolfe, D.W., Whitlow, T.L., Gugino, B.K., Idowu, O.J., Moebius-Clune, B.N. (2008). *Comprehensive assessment of soil quality for landscape and urban management*. *Landscape and Urban Planning* 88: 73–80.
- Schjønning, P. (2005). *The soil quality concept as a tool for exposing values in science and promoting sustainability considerations*.
- Schröter D, Cramer W, Leemans R, Prentice IC, Araújo MB, Arnell NW, Bondeau A, Bugmann H, Carter TR, Gracia CA, de la Vega-Leinert AC, Erhard M, Ewert F, Glendining M, House JI, Kankaanpää S, Klein RJ, Lavorel S, Lindner M, Metzger MJ, Meyer J, Mitchell TD, Reginster I, Rounsevell M, Sabaté S, Sitch S, Smith B, Smith J, Smith P, Sykes MT, Thonicke K, Thuiller W, Tuck G, Zaehle S, Zierl B. (2005). *Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe*. *Science* 310, 1333.
- Seybold, C.A., Herrick, J.E., Breida, J.J. (1999). *Soil resilience: a fundamental component of soil quality*. *Soil Science*. 164(4):224-234.
- Sharma, K.L., Mandal, U.K., Srinivas, K., Vittal, K.P.R., Mandal, B. Grace, J. K., Ramesh, V. (2005) *Long-term soil management effects on crop yields and soil quality in a dryland Alfisol*. *Soil & Tillage Research* 83: 246–259.
- Shukla, M.K., Lal, R., and Ebinger, M. (2005) *Determining soil quality indicators by factor analysis*. *Soil & Tillage Research*, 6.
- Singer, M.J., and S. Ewing. (2000). *Soil quality*. In *Handbook of Soil Science*, ed. M.E. Sumner, G271-G298.
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K. and Doran, J. W. (1998). *Aggregation and Soil Organic Matter Accumulation in Cultivated and Native Grassland Soils*. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:1367-1377.
- Six, J., Paustian, K., Elliott, E.T., Combrink, C., (2000a). *Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon*. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 681–689.
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., (2000b). *Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture*. *Soil Biology & Biochemistry* 32, 2099–2103.

- Smith, P., Andr en, O., Karlsson, T., Per al a, P., Regina, K., Rounsevell, M. *et al.* (2005). *Carbon sequestration potential in European croplands has been overestimated*. *Global Change Biology*, 11, 2153–2163.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., Mccarl, B., Ogle, S., O’mara, F., Rice, C., Scholes, B. and Sirotenko, O. (2007). *Agriculture*. In *Climate Change 2007: Mitigation*. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Stoate, C., B aldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzon, I., Van Doorn, A., De Snoo, G.R., Rakosy, L.E. and Ramwell, C. (2009). *Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review*. *Journal of Environmental Management* Volume 91, Issue 1, October 2009, Pages 22–46.
- Stolbovoy, V., Mar chal, B., Jones, A., Rusco, E. and Montanarella, L. (2008). *Climate change – soil can make a difference!*. Slide presentation at the conference: Climate change – can soil make a difference? Brussels, Thursday 12th June 2008.
- Swift, M.J., Izac, A.-M.N., Noordwijk, M.V. (2004). *Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions?*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104: pp.113–134.
- Swinton, S.M., Lupi, F., Robertson, G.P., Hamilton, S.K., (2007). *Ecosystem services and agriculture: cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits*. *Ecological Economics* 64, 245–252.
- Thierfelder, C. and Wall, P.C. (2009). *Effects of conservation agriculture techniques on infiltration and soil water content in Zambia and Zimbabwe*. *Soil & Tillage Research* 105: 217–227.
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R. and Polasky, S. (2002). *Agricultural sustainability and intensive production practices*. *Nature*, vol 418, 8 august 2002.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D’Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D. and Swackhamer D. (2001). *Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change*. *Science* 292, 281.
- Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T.C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., Vandermeer, J., Whitbread, A. (2012). *Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification*. *Biological Conservation* xxx (2012) xxx–xxx. Article in press.
- Tugel, A. J., Wills, S.A. and Herrick, J.E. (2008). *Soil Change Guide: Procedures for Soil Survey and Resource Inventory*, Version 1.1. USDA, Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE.
- Turb e, A., De Toni, A., Benito, P., Lavelle P., Lavelle, P., Ruiz, N., Der Putten, W.H.V., Eric, L., and Shailendra, M. (2010). *Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers*. Bio Intelligence Service, IRD, and NIOO, Report for European Commission (DG Environment).
- USDA-NRCS (2010). *Farming in the 21st Century a practical approach to improve Soil Health* Factsheet developed by the Soil Quality National Technology Development Team with contributions from North Dakota NRCS (disponibile su: http://soils.usda.gov/sqi/management/files/21st_century_soil_health_factsheet.pdf (verificato 01/06/12)).
- Valckx, J., Govers, G., Hermy, M. and Muys, B. (2011) *Optimizing Earthworm Sampling in Ecosystems*. In: A. Karaca (ed.), *Biology of Earthworms*, Soil Biology 24.

- Van Bavel, C. (1949). *Mean weight diameter of soil aggregates as a statistical index of aggregation*. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 14:20–23.
- Van Es, H., and Schindelbeck, R. (2008). *Field Procedures and Data Analysis for the Cornell Sprinkle Infiltrometer*. Department of Crop and Soil Sciences Research Series R03-01.
- VanWijnen, H, Rutgers M, Schouten AJ, Mulder C, De Zwart D, Breure AM. (2012) *How to calculate the spatial distribution of ecosystem services –Natural attenuation as example from The Netherlands*. Sci Tot Environ, in press.
- Vandermeer, John H. (2011). *The ecology of agroecosystems*. Jones and Bartlett Publishers, LLC
- Velasquez, E., Lavelle, P., Andrade, M. (2007). *GISQ, a multifunctional indicator of soil quality*. Soil Biology & Biochemistry 39: 3066–3080.
- Vitousek, P.M., Naylor, R., Crews, T., David, M.B., Drinkwater, L.E., Holland, E., Johnes, P.J., Katzenberger, J., Martinelli, L.A., Matson, P.A., Nziguheba, G., Ojima, D., Palm, C.A. Robertson, G.P., Sanchez, P.A., Townsend, A.R. and Zhang, F. S. (2009) *Nutrient imbalances in agricultural development*. Science 324, 1519–1520.
- Wall, D.H., Bardgett, R.D., Covich, A.P., Snelgrove, P.V.R., (2004). *The need for understanding how biodiversity and ecosystem functioning affect ecosystem services in soils and sediments*. In: Wall, D.H. (Ed.), *Sustaining Biodiversity and Ecosystem Services in Soils and sediments*. Island Press, Washington, pp. 1–12.
- Weber, J.L., (2007). *Accounting for soil in the SEEA*. European Environment Agency, Rome.
- Weil, R.R., Islam, K.R., Stine, M.A. Gruver, J.B. and Samson-Liebig, S.E. (2003). *Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use*. American Journal of Alternative Agriculture. Volume 18, Number 1.
- Wienhold, B.J., Andrews, s.s., Kuykendall, H. and Karlen, D.L. (2008). *Recent advances in soil quality assessment in the United States*. Journal of the Indian Society of Soil Science, vol. 56, no. 3.
- Wuebbles, D.J, and Hayhoe, K. (2002). Atmospheric methane and global change. *Earth-Science Reviews, Volume 57, Issues 3–4, Pages 177-210*.
- Wymore, A.W. (1993). *Model-Based Systems Engineering. An introduction to the mathematical theory of discrete systems and to the tricotyledon theory of systems design*. CRC, Boca Raton, FL.
- Zhang, W., T. H. Ricketts, C. Kremen, K. Carney, and Swinton. S.M. (2007). *Ecosystem services and dis-services to agriculture*. Ecological Economics. 64 (2007):pp. 253–260.
- Zhu, W., Wang, S., Caldwell, C.D. (2012) *Pathways of assessing agroecosystem health and agroecosystem management*. Acta Ecologica Sinica 32:9–17.

Ringraziamenti

Un ringraziamento particolare e sentito prima di tutto al prof Bini il quale mi ha sempre sostenuto personalmente, fornendomi sempre preziosi consigli per il mio percorso di formazione personale

un ringraziamento sostenibile al prof.Conti per l'attenzione che ha sempre mostrato alla mia tematica di ricerca e alle numerose conoscenze fornitemi

Un grazie in particolare anche alla figura del Dott.Whasha, per la disponibilità mostrata in ogni momento in questi anni assieme all'università, e al dott. Flavio Fornasier del CRA-Gorizia per l'aiuto fondamentale nello svolgimento di alcune importanti analisi delle tesi

infine, ma non meno importante, un ringraziamento di cuore a due persone speciali della mia vita, il grande Cino, per la sua onnipresenza da migliore amico, e la Pri, la quale con la sua solarità e il suo amore mi ha accompagnato nell'affrontare l'intero percorso di laurea.