



AgEcon SEARCH
RESEARCH IN AGRICULTURAL & APPLIED ECONOMICS

The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library

This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.

Help ensure our sustainability.

Give to AgEcon Search

AgEcon Search

<http://ageconsearch.umn.edu>

aesearch@umn.edu

*Papers downloaded from **AgEcon Search** may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

No endorsement of AgEcon Search or its fundraising activities by the author(s) of the following work or their employer(s) is intended or implied.



Le performance ambientali dei processi di produzione agricola. Cosa la *Carbon Footprint* dei prodotti agroalimentari non è in grado di dire.

Passeri N.¹, Blasi E.², Franco S.³

¹ Dottorando di ricerca, Dipartimento di Agricoltura, Foreste, Natura ed Energia (DAFNE), Università della Tuscia, Viterbo, Italia;

² Assegnista di ricerca - Dipartimento di Economia e Impresa (DEIM), Università della Tuscia, Viterbo, Italia

³ Ricercatore - Dipartimento di Economia e Impresa (DEIM), Università della Tuscia, Viterbo, Italia

npasseri@unitus.it

Paper prepared for presentation at the 1st AIEEA Conference
'Towards a Sustainable Bio-economy: Economic Issues and Policy Challenges'

4-5 June, 2012
Trento, Italy

Sintesi

Molti studi analizzano il rapporto tra produzione agricola ed emissioni di gas serra. Nella quantificazione dell'impatto ambientale del settore agroalimentare, in termini di gas serra, si sta affermando la metodologia del Life Cycle Assessment (LCA) normata dalle ISO 14040 e 14044. Tra i diversi risultati, l'analisi LCA determina l'Impronta Carbonica (Carbon Footprint), derivante dagli utilizzi di materia ed energia nelle fasi di produzione, trasformazione, distribuzione, consumo e smaltimento di un prodotto agroalimentare. La metodologia LCA considera l'attività agricola come un processo industriale, concentrandosi sulla determinazione delle emissioni per i singoli fattori immessi nei processi produttivi e non considerando l'intrinseca capacità delle strutture agro-ecosistemiche di assorbire CO₂.

Sarebbe opportuno tenere in considerazione l'enorme varietà di comportamento dei sistemi suolo-pianta determinata dalla molteplicità delle categorie colturali e pedoclimatiche, dall'aleatorietà dei diversi fattori che influenzano l'attività fotosintetica e dalle diverse modalità di gestione tecnica dei processi

A questo proposito la metodologia del Bilancio Ecologico (Ecological Balance), ideato per stimare l'impatto ambientale - e quindi la sostenibilità - dei processi di produzione e consumo che insistono su un territorio, sembra prestarsi, con le dovute modifiche, all'analisi delle performance ambientali di un sistema di produzione agricolo.

Il presente contributo propone un primo test di applicazione di tale approccio alla valutazione del bilancio ambientale delle coltivazioni agricole, illustrando la metodologia di valutazione e una prima applicazione empirica alla coltivazione del frumento duro.

Keywords: carbon footprint, bilancio ecologico, produzione agricola, impronta ecologica, impatto ambientale.

JEL Classification codes: Q56;Q57;Q18

Le performance ambientali dei processi di produzione agricola. Cosa la *Carbon Footprint* dei prodotti agroalimentari non è in grado di dire

Passeri N.¹, Blasi E.², Franco S.³

¹ Dottorando di ricerca, Dipartimento di Agricoltura, Foreste, Natura ed Energia (DAFNE), Università della Tuscia, Viterbo, Italia

² Assegnista di ricerca - Dipartimento di Economia e Impresa (DEIM), Università della Tuscia, Viterbo, Italia

³ Ricercatore - Dipartimento di Economia e Impresa (DEIM), Università della Tuscia, Viterbo, Italia

1. INTRODUZIONE

L'attività agricola riveste un ruolo di particolare rilevanza all'interno del dibattito internazionale, oltre che per la sua funzione economica, per il ruolo nella salvaguardia delle risorse ambientali. Il settore agricolo rientra allo stesso tempo nel novero delle attività prioritariamente coinvolte nella difesa del capitale naturale e nella fornitura di servizi ecosistemici, come sottolineato da istituzioni ed autori internazionali (MEA, 2005; Nelleman *et al.*, 2009; UNEP, 2011)

In una logica di *green economy* la produzione di cibo dovrebbe essere legata a processi virtuosi che portino un miglioramento dell'agricoltura, sia in termini di efficienza economica che di riduzione degli impatti ambientali, promuovendo l'uso efficiente delle risorse.

In questo contesto il ruolo dell'attività agricola nella gestione dei flussi di gas serra (*Green House Gas* - GHG) e le relative implicazioni nei processi di cambiamento del clima sono un tema di interesse prioritario nei tavoli di negoziazione mondiale (UNFCCC - Protocollo di Kyoto) e aspetto cruciale nella definizione di obiettivi strategici per le politiche agricole europee (Commissione Europea, 2010 e 2011).

Con l'intento di evidenziare il ruolo del settore agricolo rispetto al tema dei cambiamenti climatici, in questo lavoro, dopo un'analisi delle principali metodologie ad oggi maggiormente utilizzate per stimare le emissioni di GHG generate dall'attività agricola, sarà avanzata una proposta per definire e calcolare un indicatore in grado di valutare la *performance* ambientale dei processi agricoli.

1.1. Emissioni di GHG e agricoltura

Le relazioni complesse tra agricoltura ed emissioni di GHG derivano dalla peculiarità del settore che, da un lato, è responsabile dell'immissione in atmosfera di ingenti quantità di gas climalteranti e, dall'altro partecipa, in modo diretto alla gestione dei cicli del carbonio (OECD, 2008).

La principale fonte di dati che descrive l'entità degli impatti delle attività produttive rispetto all'emissione di GHG in atmosfera è l'inventario dell'*United Nation Framework Convention on Climate Change* (UNFCCC). Questo è composto dalla raccolta dei risultati ottenuti dagli stati firmatari del Protocollo di Kyoto che applicano le metodologie di calcolo standardizzate dall'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) - *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*¹.

¹ Sulla base di queste indicazioni prendono forma gli impegni presi dagli Stati firmatari del Protocollo di Kyoto, vedi IPCC (2006b).

All'interno di questi *report* vengono quantificate le emissioni, attraverso lo sviluppo di analisi di prodotti, processi industriali e servizi, e gli assorbimenti, sulla base dell'accumulo del carbonio (C) all'interno delle biomasse legnose e in alcune categorie di suolo.

Molto sinteticamente, il processo di stima delle emissioni di gas serra si basa sull'associazione di specifici fattori di emissione² e indicatori statistici, entrambi valutati a livello di nazione, che successivamente vengono validati a livello internazionale.

Rispetto all'agricoltura, la metodologia adottata quantifica le emissioni considerando due gas serra, il metano (CH₄) e il protossido di azoto (N₂O), ed identifica come responsabili delle emissioni i suoli agricoli, la fermentazione enterica, la gestione delle deiezioni, le risaie e la combustione delle stoppie (IPCC, 2006b; Córdor e Vitullo, 2010). L'ultimo rapporto IPCC identifica il settore agricolo come secondo responsabile della produzione di GHG a livello mondiale, con emissioni annue comprese tra le 5,1 e le 6,2 Gt CO₂ eq, ossia tra il 10 e il 12% del totale delle emissioni antropogeniche di GHG (Smith et al, 2007).

L'impatto valutato in termini di "biossido di carbonio equivalente" (CO₂ eq) è ottenuto applicando alle quantità stimate di CH₄ e N₂O un apposito fattore di conversione³. Per quanto riguarda invece le emissioni di CO₂ sviluppate in attività agricole, originate in misura quasi esclusiva dalla meccanizzazione dei processi produttivi, queste sono attribuite al settore "energia".

Allo stesso tempo, il metodo IPCC riconosce al comparto primario una capacità di assorbimento di CO₂, che però non viene conteggiata nel settore "agricoltura" ma all'interno della categoria dei cosiddetti LULUCF (*Land Use, Land Use Change, Forestry*); in questa categoria sono conteggiati gli assorbimenti derivanti dall'attività di respirazione e stoccaggio di suoli agricoli, pascoli e "coltivazioni", distinte in colture annuali, poliennali e arboree (Pettenella et al. 2006)⁴. Per queste due ultime sotto-categorie viene conteggiata la capacità netta di stoccaggio di carbonio, calcolata come differenza fra incrementi e perdite nella biomassa vegetale e nel suolo, espressa in termini di CO₂.

Un simile procedimento di calcolo, se opportunamente modificato, si presterebbe a fornire le basi per valutare il bilancio tra emissioni e assorbimenti a livello nazionale, fornendo un saldo in grado di identificare la quota parte di responsabilità emittiva dell'agricoltura includendo nel conteggio la sua capacità di stoccaggio e le sue emissioni dirette di CO₂.

Inoltre, a seconda delle caratteristiche dei dati utilizzati per descrivere l'origine e le entità delle emissioni, la metodologia potrebbe essere funzionale per la definizione di valutazioni in merito ad interventi mitigativi attivati in campo agricolo. Quest'ultima possibilità è però strettamente legata alla scelta del sistema con cui vengono raccolti i dati e sull'affidabilità dei coefficienti definiti a livello nazionale. L'IPCC a tale scopo ha definito tre tipi di metodologie, corrispondenti a diversi livelli di dettaglio: Tier 1, Tier 2 e Tier 3.

Il Tier 1, prevede un approccio *top down* nella raccolta dei dati, ovvero le emissioni di una determinata categoria sono stimate a partire da dati raccolti a grande scala (nazionale o regionale) e disaggregati per una scala più piccola. I Tier 2 e 3, invece, seguono un approccio *bottom up*, e valutano le emissioni prodotte da ogni categoria produttiva in base a dati raccolti direttamente sul territorio, in modo da ottenere un crescente livello di dettaglio (IPCC, 2006a; Condor e Vitullo, 2010). In molti casi, come in quello italiano, il livello utilizzato per gli inventari è quello del Tier 1 (EEA, 2011), ciò comporta che non sia possibile, proprio per

² I fattori di emissione traducono in quantità di un CO₂ equivalente (eq) i diversi gas serra rilasciati nell'ambito di predeterminate tipologie di attività antropiche.

³ Tali fattori di conversione fanno corrispondere 25 unità di CO₂ eq ad una unità di CH₄ e 298 unità di CO₂ eq ad una unità di N₂O (IPCC, 2007).

⁴ Tale approccio, di fatto, appiattisce la capacità di assorbimento e stoccaggio di GHG dei sistemi agricoli, fra l'altro riconosciuta nell'articolo 3.4 dello stesso protocollo di Kyoto, all'interno del ruolo largamente preponderante delle foreste.

come è definita la metodologia, eseguire la valutazione della riduzione delle emissioni legata all'adozione di pratiche mitigative.

Di fatto, le uniche pratiche che a questo livello di analisi possono determinare una riduzione delle emissioni del settore agricoltura riguardano la riduzione del numero di capi allevati, terreni coltivati, risaie e bruciature dei residui colturali. Allo stesso modo, gli unici risultati positivi in termini di aumento di capacità di stoccaggio del carbonio potrebbero registrarsi qualora i terreni agricoli fossero convertiti a bosco o pascolo permanente e/o si incrementasse l'accrescimento di massa legnosa nelle coltivazioni arboree.

In definitiva, la metodologia IPCC si presta a fornire indicazioni utili a definire standard e regole comuni a livello internazionale e a tenere sotto controllo l'immissione in atmosfera dei GHGs; ma, se applicata nella sua formulazione Tier 1, non permette valutazioni delle *performance* ambientali delle tecniche di coltivazione e allevamento e, di conseguenza, dell'impatto di eventuali azioni di riduzione che agiscono a livello di azienda o di processo produttivo.

1.2. La Carbon Footprint dei prodotti agroalimentari

Tra i vari approcci che a livello internazionale si stanno affermando per la misurazione degli impatti dell'attività agricola sull'ambiente, uno dei più diffusi è la metodologia del *Life Cycle Assessment* (LCA), adattata negli ultimi 20 anni ad analisi di prodotti e filiere agroalimentari (Harris e Narayanaswamy, 2009).

Il modello LCA è uno strumento nato per quantificare l'impatto ambientale legato alla produzione e al consumo dei prodotti, in special modo originati da processi industriali (Curran, 1996; Audsley et al. 1997). Esso valuta in modo sistematico l'intero ciclo di vita di un prodotto, dall'acquisizione delle materie prime, attraverso la fase di produzione, fino allo smaltimento finale. L'analisi, nella sua versione classica, incorpora nel calcolo anche le emissioni e gli impatti delle materie prime utilizzate e di tutti i processi di post-produzione (distribuzione, vendita, utilizzo, riciclo).

Tra i diversi output di un'analisi LCA, l'indicatore più conosciuto ed utilizzato per la comunicazione ambientale di prodotto è il GWP (*Global Warming Potential*)⁵ il quale esprime la quantità di CO₂ eq emessa per unità di prodotto. Questa misura è oggi accettata come un indicatore sintetico di performance ambientale di prodotto e viene utilizzata come leva su cui impostare piani di comunicazione finalizzati alla definizione di un'immagine *eco-friendly* da parte di imprese e gruppi industriali.

Data l'evoluzione del fenomeno e visti i suoi scopi di carattere commerciale, nel 2006 sono state definite le norme generali ISO 14040 e ISO 14044 che hanno risposto alla necessità di porre delle regole comuni capaci di armonizzare le varianti metodologie utilizzate negli studi di LCA. Tali norme non vincolano la scelta di un'unità funzionale di analisi delimitata nello spazio e nel tempo, ma solo la definizione del prodotto oggetto di valutazione. Ciò comporta una grande flessibilità di adattamento del metodo e, allo stesso tempo, una forte limitazione nella confrontabilità dei risultati⁶.

Negli ultimi anni anche all'interno dell'industria agroalimentare comincia a diffondersi lo studio e la comunicazione, per mezzo di *eco-label*, dell'impatto ambientale dei prodotti. Nonostante gli standard già forniscano indicazioni sufficienti a certificare la *Carbon Footprint* anche per un prodotto agroalimentare, è in corso il dibattito sulla definizione di nuove norme ISO specifiche per il settore (SETAC, 2008).

⁵ Tale valore definisce per ciascun gas-serra il relativo contributo al riscaldamento globale (effetto-serra). Il GWP indica il rapporto tra il riscaldamento indotto da un generico gas-serra in un arco temporale (solitamente 100 anni - GWP100) e quello indotto dalla stessa quantità di anidride carbonica (CO₂).

⁶ Per poter operare una comparazione tra diverse analisi LCA è necessario che il prodotto, i confini, il livello di dettaglio e gli obiettivi siano gli stessi.

Per gli impatti dell'agricoltura, le attuali linee di ricerca riguardano la possibilità di circoscrivere le analisi non solo ai prodotti ma anche alle unità di produzione, andando oltre la definizione metodologica classica (Rebitzer et al, 2004). In quest'ottica sono state proposte diverse applicazioni in cui vengono definiti i confini dell'unità funzionale secondo la regola *cradle-to-gate* (Baumann, 2004; Hayashi, 2007).

La metodologia LCA nella valutazione d'impatto dell'attività agricola ha il suo punto di forza nella possibilità di eseguire valutazioni ambientali molto analitiche per i singoli prodotti e, inoltre, permette di calcolare il loro impatto come sommatoria degli impatti delle diverse fasi del processo che li ha generati.

Tuttavia, l'applicazione del metodo LCA ai prodotti agricoli, data la soggettività che caratterizza la scelta dei confini e del livello di dettaglio dell'analisi, porta a risultati difficilmente confrontabili, il che comporta che prodotti realizzati con processi simili in aziende diverse possono essere caratterizzati da *performance* ambientali significativamente differenti (Zhang Yu, 1999; Ardente et al., 2004). Di fatto, l'attuale elasticità metodologica non sembra ancora in grado di permettere la determinazione dell'impatto ambientale aggregato, sia a livello aziendale che a livello territoriale, come sommatoria dell'impatto ambientale dei singoli prodotti vi vengono realizzati.

Inoltre, per quanto con un'analisi LCA si possano individuare in maniera puntuale gli impatti legati agli elementi maggiormente "industrializzati" che caratterizzano i processi agricoli (operazioni agricole, materie prime, etc), non risulta altrettanto semplice poter valutare la riduzione degli impatti legati all'adozione di buone pratiche agronomiche quali il sovescio, la rotazione o l'inerbimento. E' questo, in termini più generali, un aspetto critico per l'utilizzo del metodo LCA nella definizione del ruolo dell'agricoltura rispetto all'ambiente e al cambiamento climatico; infatti, l'approccio del metodo, legato alla sua matrice industriale, non considera le eventuali capacità di assorbimento delle emissioni che possono verificarsi nel processo che porta alla realizzazione di un prodotto (ISO 14040:2006). Ciò significa che l'analisi LCA, indipendentemente dalla scelta dell'unità funzionale d'indagine, non può valutare il ruolo dei sistemi biologici che, con il loro perpetuarsi, contribuiscono direttamente e indirettamente alla sostenibilità ambientale (Haas, 2000).

Per queste ragioni, anche l'approccio della *Carbon Footprint* dei prodotti agricoli e agroalimentari appare oggi messo in discussione soprattutto da parte di associazioni e istituzioni internazionali che inquadrano in un'ottica più ampia la valutazione della sostenibilità dell'agricoltura. Ci si riferisce, ad esempio, all'*International Federation Organic Agriculture Movements* (IFOAM) che, con il programma *Sustainable Organic Agriculture Action Network* (SOAAN), esprime la necessità di valutare il ruolo dell'agricoltura attraverso metodi olistici e alla FAO che ha lanciato l'iniziativa *Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems* (SAFA) come parte del suo contributo per la *United Nations Conference on Sustainable Development* di Rio 2012.

In conclusione, non sembra possibile, almeno nel breve periodo, poter adottare in ambito agricolo delle valutazioni basate sulla metodologia LCA che siano in grado di conteggiare in modo soddisfacente l'effettivo contributo sui GHG dei processi produttivi, considerando il bilancio di emissioni e assorbimenti e l'effetto che su di esso potrebbero avere eventuali azioni che si pongano l'obiettivo di mitigarne l'impatto ambientale.

1.3. Le performance ambientali dei processi agricoli

La misura della sostenibilità dell'attività agricola, intesa come GWP e conteggiata in CO₂ eq, esprime con un valore sintetico una dimensione dell'impatto ambientale rispetto al cambiamento climatico. Per le motivazioni esposte in precedenza, entrambe le metodologie (IPCC e LCA) non appaiono in grado di valutare in modo compiuto l'apporto in termini di sostenibilità legato all'adozione di buone pratiche.

A partire dalla definizione della commissione Brundtland (*World Commission on Environment and Development* -WCED, 1987), il concetto di agricoltura sostenibile è stato più volte modificato fino a definire

sostenibile un'attività agricola in grado di mantenere la biodiversità, la produttività, la capacità rigenerativa in maniera tale da garantire funzioni ecologiche, economiche e sociali a livello globale, nazionale e planetario, senza ledere gli ecosistemi (Van Cauwenbergh et al, 2007).

Uno degli approcci che considera le funzioni ecologiche dell'agricoltura in tale logica e che conduce alla definizione di un indice sintetico in grado di quantificarle è quello dell'impronta ecologica (*Ecological Footprint*) (Rees, 1992). Tale metodologia, che verrà descritta di seguito, permette una valutazione delle *performance* ambientali mettendo a confronto la produzione di servizi eco-sistemici di un territorio con il consumo di risorse naturali determinato dalle attività condotte da parte della popolazione che vi risiede. Il metodo basato su tale approccio è finalizzato allo sviluppo di analisi condotte a livello nazionale e planetario (GFN, 2010); recentemente, tuttavia, ne sono state proposte varianti che hanno permesso, attraverso una formalizzazione di tipo *bottom-up*, lo sviluppo di analisi di tipo micro (Limnios, 2009).

Facendo riferimento alle possibilità offerte da questi sviluppi nell'approccio attraverso l'impronta ecologica, nel presente lavoro ne viene proposta e testata una variante metodologica che consente di eseguire la valutazione dell'impatto ambientale dei processi di produzione agricola. Attraverso tale metodologia ci si propone l'obiettivo di valutare quanto un processo produttivo utilizza in termini di risorse per la sua conduzione e, allo stesso tempo, l'entità dei servizi ambientali che mette a disposizione. Il confronto di queste due misure è in grado di esprimere il contributo, positivo o negativo, che ciascuna attività produttiva è in grado di apportare alla sostenibilità dell'azienda nel suo insieme. Attraverso questo metodo, diversamente da quanto accade nelle altre due metodologie presentate, è possibile costruire un processo rigoroso che aggregando i risultati delle singole attività giunge a una valutazione della performance ambientale del sistema produttivo aziendale.

2. METODOLOGIA

Introdotta e sviluppata da Rees e Wackernagel (1994, 1996, 2008), la metodologia dell'impronta ecologica fornisce una misura dell'impatto delle attività antropiche sul pianeta terra. Tale valutazione parte dalla stima dei consumi di capitale naturale determinati dagli stili di vita degli esseri umani e la pone in relazione con i servizi ecologici che gli ecosistemi naturali rendono disponibili. Il confronto avviene attraverso la conversione dei consumi umani espressi da un indicatore di *Ecological Footprint* (EF) e dei servizi ambientali messi a disposizione dagli ecosistemi valutati attraverso l'indicatore di *Biocapacity* (BC) in unità funzionali denominate ettari globali o equivalenti (*global hectares-gha*)⁷. La differenza tra BC e EF definisce il cosiddetto bilancio ecologico (*Ecological Balance*), che sembra prestarsi, con le dovute modifiche, all'analisi delle performance ambientali di un sistema di produzione agricolo e permette di operarne una stima dell'impatto ambientale e, quindi, della sostenibilità.

2.1. Il Bilancio Ecologico

Il bilancio ecologico, come si è appena visto, è basato sul confronto dei due indicatori EF e BC.

Il primo, che ha dato il nome alla metodologia, quantifica l'ammontare di superficie (di sistemi terrestri ed acquatici) necessaria per la fornitura di tutte le risorse utilizzate dai processi di produzione e consumo e l'assorbimento di tutte le emissioni da questi prodotte. Tale indicatore esprime la richiesta di capitale naturale, sia in termini di prodotti (legname, cereali, pesce, ...) che di servizi ecologici (biodiversità, stabilità climatica,

⁷ Un'unità di area equivale a circa 0,45 ha di terreno arabile, 0,70 ha di foresta, 2,00 ha di pascoli, 2,85 ha di superficie marina, nulla per la superficie degradata; per quanto riguarda il terreno per l'energia, se si adotta il metodo dell'area forestata necessaria per assorbire CO₂ l'equivalenza è di 0,70 ha, se invece si assume il metodo della coltivazione di biomassa tale fattore scende a 0,45 ha.

fissazione dell'energia solare e conversione in materie prime), necessario per sostenere la vita di una popolazione⁸. Il concetto di impronta ecologica si basa sull'idea che ad ogni unità di materia o di energia consumata (che entra nel processo economico) corrisponda una certa estensione di territorio, appartenente a uno o più ecosistemi, capace di garantire il relativo apporto di risorse ed il conseguente assorbimento di rifiuti. Così, per determinare la superficie necessaria a mantenere un dato stile di vita, devono essere calcolate le necessità in termini di uso del territorio per ogni categoria di consumo che tale stile di vita richiede.

Il calcolo di questo indicatore considera i diversi tipi di attività che generano impatto sull'ambiente e che possono essere tradotti in superfici di terreno ecologicamente produttivo:

- produzione dei beni e delle merci consumate;
- produzione dell'energia utilizzata; smaltimento degli scarti e delle emissioni prodotte (prima fra tutte la superficie necessaria per assorbire le emissioni di CO₂);
- allocazione di infrastrutture, impianti, abitazioni, ecc.

Riprendendo la classificazione usata dall'Unione Mondiale per la Conservazione della Natura (IUCN), la formulazione dell'EF suddivide l'utilizzo di territorio ecologicamente produttivo in sei principali categorie.

- *Terreno per l'energia*: superficie necessaria per produrre, con modalità sostenibili (es. coltivazione di biomassa) la quantità di energia utilizzata. In realtà Wackernagel e Rees (1996) applicano una definizione differente, che si basa sull'area di foresta necessaria per assorbire la CO₂ emessa dalla produzione di energia a partire da combustibili fossili. Le due aree hanno lo stesso ordine di grandezza, ma questo secondo metodo consente di centrare il calcolo della componente energetica dell'EF sul problema della concentrazione della CO₂ in atmosfera e della conseguente alterazione del clima. In questo modo diventa possibile, partendo dai dati riguardanti le diverse emissioni di CO₂, distinguere gli impatti provocati dall'uso di differenti combustibili fossili (solidi, liquidi, gassosi) per produrre energia.
- *Terreno agricolo*: superficie arabile (campi, orti, ecc.) utilizzata per la produzione di derrate alimentari e di altri prodotti non alimentari di origine agricola (cotone, iuta, tabacco, ecc.).
- *Pascoli*: superficie dedicata all'allevamento e, conseguentemente, alla produzione di carne, latte, uova, lana e, in generale, di tutti i prodotti derivati dall'allevamento.
- *Foreste*: area dei sistemi naturali modificati e dedicati alla produzione di legname.
- *Superficie degradata*: terreno ecologicamente improduttivo, destinato alla localizzazione di infrastrutture quali abitazioni, attività manifatturiere, aree per servizi, vie di comunicazione, ecc.
- *Mare*: superficie marina necessaria alla crescita delle risorse ittiche consumate.

La considerazione di tipi di territorio così diversi ha posto il problema delle loro differenti produttività, per questo la formulazione classica dell'impronta ecologica introduce un'operazione di normalizzazione, che consente di pesare le aree dei differenti tipi di terreno in base alla loro produttività media mondiale ricavata dagli studi condotti dalla FAO per l'individuazione delle *Global AgroEcological Zones* (GAEZ). La quantificazione delle tipologie di superficie avviene attraverso l'unità standard degli ettari equivalenti.

Poiché non è possibile calcolare la superficie di territorio necessaria per la fornitura, la manutenzione e lo smaltimento di ciascuna delle decine di migliaia di beni di consumo, il conteggio si limita ad alcune categorie principali⁹. La maggior parte dei dati vengono estratti dalle statistiche nazionali riguardanti la produzione ed il consumo di energia, di alimenti o di prodotti forestali. Per molte categorie di beni le

⁸ Per definizione, l'EF di un individuo (o insieme di individui) corrisponde alla quantità di territorio ecologicamente produttivo necessaria per fornire tutte le risorse di energia e materia che consuma e per assorbire tutti gli scarti che produce.

⁹ Per la stima dell'EF si calcola il consumo pro-capite medio di alcuni particolari beni a partire dai dati regionali o nazionali aggregati o dividendo il consumo totale per la popolazione. Allo stato attuale il calcolo dell'EF proposto dal GFN considera circa 700 beni principali di consumo (generi alimentari, vestiario, macchinari, etc.).

statistiche nazionali forniscono dati sia sulla produzione che sul commercio, da cui è possibile distinguere le produzioni interne, importazioni ed esportazioni, rendendo possibile il ricavo della misura dei consumi netti:

$$\text{Consumo netto} = \text{Produzione} + \text{Importazione} - \text{Esportazione}$$

Per ciascuno dei beni appartenenti alle diverse categorie di consumo¹⁰ si calcola la componente di EF per ognuna delle sei tipologie di terreno ecologicamente produttivo precedentemente elencate, passando dagli ettari alla unità di superficie degli ettari equivalenti (gha)¹¹. In tal modo una superficie reale (ha) viene trasformata in un'area equivalente (gha) che conteggia l'estensione che si avrebbe se si considerasse un terreno con una produttività pari alla media mondiale (Provincia di Siena, 2002). A partire dai consumi di un determinato territorio si ottiene, dividendo il consumo totale per il numero degli abitanti, l'EF media di ciascun abitante. La stima dell'indicatore è chiaramente legata alla disponibilità dei dati che spesso, se si operano analisi su scala sub nazionale, diventano sempre più difficili da reperire. Per tentare di superare questo limite, sono stati proposti diversi criteri (Lewan e Simmons, 2001; Bagliani et al., 2008) che vengono utilizzati dal GFN¹² per apportare continui aggiornamenti metodologici al calcolo di EF (Kitzes et al., 2007).

L'indicatore BC misura l'offerta di servizi ambientali ed ecologici fornita dalle diverse tipologie di suolo ricomprese nella classificazione IUCN¹³. Riprendendo quanto affermato nel Rapporto Finale del Progetto Indicatori Comuni Europei EUROCITIES (Lewan e Simmons, 2001), “la biocapacità misura l'offerta di bioproduttività, ossia la produzione biologica di una data area”. Essa è data dalla produzione aggregata dei diversi ecosistemi presenti, che vanno dalle terre arabili ai pascoli alle foreste alle aree marine produttive e comprendono, in parte, aree edificate o in degrado. Anche questo indicatore è espresso in ettari globali (gha), valutati tenendo conto dalla bioproduttività delle diverse categorie di terreno in base a “fattori di equivalenza” e “fattori di rendimento”¹⁴ aggiornati annualmente dai ricercatori del GFN (Pulselli et al., 2007).

La differenza tra BC e EF identifica lo stato di equilibrio o disequilibrio ecologico di un sistema: a un valore negativo (positivo) corrisponde una situazione di deficit (surplus) ecologico, ovvero una situazione di insostenibilità (sostenibilità) in cui i consumi di risorse naturali risultano superiori (inferiori) ai livelli di rigenerazione da parte degli ecosistemi locali. L'entità del surplus/deficit ecologico rappresenta una stima del livello di sostenibilità/insostenibilità dello stile di vita di una collettività rispetto alle risorse del territorio preso come riferimento spaziale (Bagliani et al., 2008).

Come accennato, questa metodologia è stata estesa anche ai sistemi produttivi, sfruttando un approccio *bottom-up* che definisce, una volta delimitati i confini dell'analisi, il consumo di risorse naturali legato all'attività di produzione espresso in termini di EF. Altrettanto non è stato ancora fatto per il lato dell'offerta dei servizi ambientali, che determina la BC del sistema, sia perché la maggior parte delle attività produttive insistono su porzioni di territorio limitate (spesso il solo stabilimento di produzione), sia per la natura stessa del territorio ove queste vengono svolte (aree edificate). E' questa una logica che mutua il metodo LCA, pur formalizzando il risultato con una differente unità di misura che ne consente il confronto a livello planetario.

La trasposizione diretta dell'approccio dell'impronta ecologica dei sistemi produttivi al settore agricolo presenta alcune incongruenze che ne limitano le possibilità di applicazione. Un primo aspetto riguarda

¹⁰ I consumi sono suddivisi nelle seguenti categorie: consumi di beni alimentari, beni non alimentari e servizi; consumi di energia, suddivisi in sottocategorie quali carburanti per trasporto privato, energia elettrica, riscaldamento e altro; uso del suolo; acqua; rifiuti.

¹¹ Le diverse tipologie di terreno produttivo vengono pesate per i loro specifici fattori di equivalenza che tengono conto della loro bioproduttività media.

¹² Il Global Footprint Network (GFN) è l'ente di ricerca privato che ha l'obiettivo di uniformare i criteri di calcolo dell'EF a livello mondiale.

¹³ E' opportuno evidenziare che per il calcolo di BC il terreno per l'energia non è preso in considerazione perché assimilato alle foreste.

¹⁴ Il fattore di equivalenza di una tipologia di terreno è identico in tutto il mondo e varia ogni anno in relazione al modello di gestione, alla produttività e alle tecnologie prevalenti. Il fattore di rendimento indica di quanto la produttività locale di una tipologia di terreno differisce dalla corrispondente produttività media mondiale.

l'impossibilità di assimilare i processi di produzione agricola ai processi industriali; nei primi, infatti, intervengono agenti esterni difficilmente standardizzabili (fattori climatici) e complessi equilibri tra sistema pianta-suolo, avvicendamenti colturali delle produzioni e rapporti di forza tra agenti biotici ed abiotici. Inoltre, a differenza delle attività industriali, i processi di produzione agricola insistono su estensioni di territorio che, per definizione, sono valutate sia come EF che come BC.

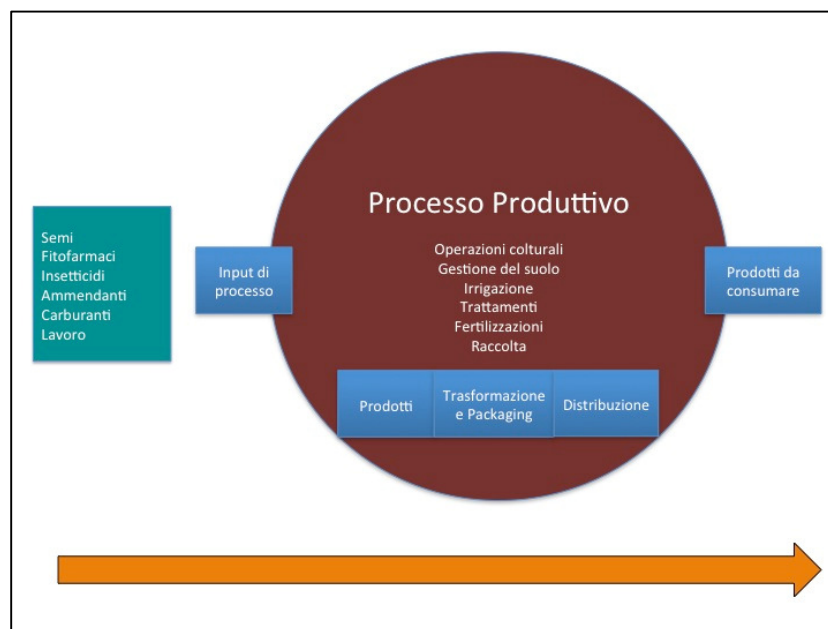
A questo riguardo va notato che, se venisse utilizzato l'approccio classico della metodologia, la valutazione di queste due componenti produrrebbe per tutti i processi di produzione agricola un EF identica alla BC prodotta dall'ecosistema naturale su cui essi insistono¹⁵. Tale semplificazione non tiene in considerazione come differenti tecniche produttive possano influenzare il consumo di risorse e l'entità del servizio ecologico di un medesimo suolo coltivato ed introduce una distorsione nella valutazione dell'impatto ambientale delle attività agricole.

Per superare questo limite, e valutare in modo corretto il contributo di un processo produttivo alla sostenibilità/insostenibilità di un sistema territoriale, viene proposta una variante alla formulazione classica della metodologia che può meglio adattarsi alle caratteristiche delle coltivazioni agricole.

2.2. L'EF per i processi produttivi agricoli

Il metodo di calcolo dell'EF per le attività agricole, variante alla formulazione classica, si basa sulla esplicita considerazione dei fattori in input utilizzati nel processo di produzione. In altre parole, delimitati i confini dell'attività, definiti i fattori che ne entrano a far parte e le operazioni che vengono condotte, è possibile ottenere un quadro sistemico del processo stesso (figura 1).

Figura 1: Schema del processo di produzione agricola



¹⁵ Infatti, in assenza di importazioni ed esportazioni, si ha: $EF = BC = \frac{P}{Y_w} \cdot EQF$, dove:

- P è la produzione;
- Y_w (World Yield) è in fattore di produzione comune allo stesso prodotto per tutto il pianeta (Galli et al., 2007);
- EQF (Equivalence Factor) è il fattore di proporzionalità necessario a convertire una specifica tipologia di suolo (in questo caso agricolo) nell'unità universale di area produttiva biologica, cioè *global hectares*. (Monfreda et al., 2004; Wackernagel and Rees, 1996).

Tutti i fattori in input sono conteggiati in termini di impatto dell'uso diretto¹⁶ in modo tale che l'EF del processo di produzione (EF_{input}) è calcolato come sommatoria dell'EF dei suoi n input ($EF_{input.i}$):

$$EF_{input} = \sum_{i=1}^n EF_{input.i}$$

A questo impatto, legato al livello di utilizzo dei fattori produttivi, va aggiunto quello determinato dall'alterazione dell'equilibrio che esiste tra cicli biologici e regole del sistema naturale. L'agricoltore, inserendo degli input nel sistema, altera tale equilibrio e stimola il sistema stesso ad aumentare il ritmo del suo ciclo naturale, in termini di velocità e/o di produttività. Per valutare l'entità dell'impatto antropico causato dalla trasformazione da sistema naturale a sistema agricolo sarebbe necessario confrontare la situazione produttiva aziendale con quella che si avrebbe in condizioni di equilibrio naturale. Si tratta, in altre parole, di definire un sistema di riferimento per la produzione agricola che risulti il più possibile vicino al sistema naturale, ossia quello in cui si ottengono prodotti con il minimo degli input possibili¹⁷.

Partendo dalla resa produttiva del sistema naturale è possibile stabilire quanto l'equilibrio sia stato alterato considerando la produttività nelle attuali condizioni di coltivazione. Tale alterazione, in termini di impatto ambientale, viene misurato da una EF ($EF_{overprod}$) determinata dal livello di "sovraproduzione" della tecnica considerata (P_{tech}) rispetto alla tecnica base (P_{base}), attraverso la seguente espressione:

$$EF_{overprod} = \alpha \cdot \left(\frac{P_{tech}}{Y_w} \cdot EQF \right)$$

In tale espressione Y_w (*World Yield*) e EQF (*Equivalence Factor*) assumono il significato illustrato nella nota 15, mentre α esprime il fattore di impatto ambientale legato al livello di sovraproduzione:

$$\alpha = \frac{(P_{tech} - P_{base})}{P_{tech}}$$

Tenendo conto delle due componenti che contribuiscono all'impatto ambientale del processo agricolo è possibile pervenire al calcolo della relativa impronta ecologica:

$$EF = EF_{input} + EF_{overprod}$$

2.3. Il Bilancio Ecologico dei processi produttivi agricoli

Attraverso la metodologia illustrata nel paragrafo precedente è possibile definire l'impatto di un'attività agricola che si svolge su una certa estensione di territorio attraverso la EF derivante dagli input utilizzati e dal livello di sovraproduzione rispetto alla conduzione naturale.

Tuttavia, continuando a fare riferimento all'approccio dell'impronta ecologica, non può essere ignorato il contributo in termini di servizi ambientali fornito dai suoli agricoli. Per misurare tale capacità, come si è visto, si utilizza l'indicatore della BC, il quale permette di valutare in termini di ettari globali la fornitura di servizi ecologici per diverse tipologie di destinazione del suolo, fra le quali è inclusa l'attività agricola.

Il calcolo della BC, nella sua formulazione classica (vedi nota 15), viene eseguito attraverso la seguente espressione:

¹⁶ Questo equivale a dire, ad esempio, che il gasolio utilizzato dal trattore nelle operazioni colturali è conteggiato come EF derivante dalle emissioni dirette legate solo all'uso e non a quelle legate all'estrazione del petrolio, alla sua trasformazione e al suo uso.

¹⁷ In un sistema di questo tipo l'intervento umano si limiterebbe alla sola semina e al successivo raccolto.

$$BC = \frac{P_{tech}}{Y_w} \cdot EQF$$

La relazione tra la BC prodotta dal suolo agricolo su cui insiste una coltura e la EF determinata dalla conduzione del relativo processo produttivo definisce il bilancio ecologico che, come già detto, consente di valutare le performance ambientali di un'attività agricola. Entrambi gli indicatori, infatti, sono calcolati in termini di ettari globali e questo consente, attraverso una semplice differenza algebrica, di verificare le condizioni di sostenibilità/insostenibilità legate ad una tecnica produttiva per una determinata coltura rispetto ai servizi ambientali che la stessa coltura è in grado di erogare.

3. APPLICAZIONE DELLA METODOLOGIA

3.1. La valutazione di EF e BC dei processi produttivi agricoli

Per testare la metodologia basata sull'impronta ecologica per un processo di produzione agricola e valutarne la *performance* ambientale è necessario eseguire un'opportuna organizzazione di tutte le informazioni relative alla tecnica produttiva, in particolare per quanto riguarda le materie prime impiegate e la resa produttiva. A tale scopo può essere definita una scheda tecnica di processo che tenga conto degli eventi legati alla conduzione di una determinata coltura (De Benedictis e Cosentino, 1979; Bruni e Franco, 2003). Tale scheda, fra le varie informazioni, deve contenere i dati relativi a: superficie coltivata, quantità prodotta, livello di input utilizzati (fertilizzanti, fitofarmaci, acqua, ...), consumi energetici legati alla meccanizzazione del processo. Per l'applicazione della metodologia, a corredo della scheda di rilevazione, devono essere inserite:

- una tabella che contiene tutti i fattori di conversione in *global hectares* necessari per calcolare la EF_{input} associata all'utilizzo dei fattori¹⁸;
- un prospetto nel quale, partendo dalla resa produttiva della tecnica base (a input minimo), viene valutata la $EF_{overprod}$;
- un prospetto di riepilogo dei risultati attraverso la presentazione congiunta della valutazione della sostenibilità ambientale del processo in termini di EF, BC e bilancio ecologico.

3.2. Il caso di studio

Per procedere all'applicazione della metodologia sono state raccolte le informazioni necessarie attraverso rilevazioni dirette in tre aziende della Provincia di Grosseto che utilizzano un sistema di contabilità di tipo analitico¹⁹. Queste, localizzate nello stesso ambiente pedoclimatico, sono specializzate nella coltivazione di cereali e adottano tecniche produttive con diversi livelli di impiego di fattori produttivi. La

¹⁸ Per quanto riguarda i coefficienti, si è fatto riferimento a dati bibliografici relativi ai risultati di ricerche pubblicate a livello internazionale; nello specifico è possibile fare riferimento alla seguente tabella:

<i>Tipologia di input</i>	<i>Fonte bibliografica di riferimento</i>
Fertilizzanti chimici	EPD 2010 Scam – Nannipieri P. <i>et al.</i> , 1999
Letame	IPCC, 2006 - Velthof G. <i>et al.</i> , 2003
Semi e Piante	Harvey D., 2010 – GFN, 2011
Prodotti Fitosanitari	Audsley E. <i>et al.</i> , 2006
Gasolio	Decision European Commission n.130 29/12/2004

¹⁹ L'attività sperimentale è stata condotta nell'ambito della collaborazione fra il Dottorato in Economia e Territorio dell'Università degli Studi della Tuscia e l'Azienda Agricola La Parrina.

coltura presa in considerazione per questo studio è il frumento duro. Le tre aziende utilizzano macchine simili per le operazioni colturali: trattrici gommate di elevata potenza (150-180 hp) per le operazioni di preparazione del letto di semina, di potenza più ridotta (60-70 hp) per fertilizzazione e diserbo e una mietitrebbia da 50 cv per le operazioni di raccolta.

Le tecniche di produzione, relative all'annata agraria 2010-2011, sono state classificate come segue.

*Minimo Input*²⁰. La tecnica colturale adottata prevede le classiche lavorazioni di fondo ed affinamento del terreno (aratura ed erpicatura), una letamazione di fondo di circa 300 kg/ha, la semina (2 q.li seme ad ettaro), un diserbo meccanico con erpice strigliatore in post emergenza ed il raccolto. L'azienda si sottopone al sistema volontario dell'agricoltura biologica. Per obblighi normativi è quindi costretta a una gestione equilibrata che tenda a mantenere nel lungo periodo gli equilibri tra ecosistema e tecnica di coltivazione, senza utilizzo di prodotti chimici di sintesi. Inoltre, nel caso analizzato, la coltivazione del grano duro è stata preceduta da leguminosa da foraggio destinato al pascolamento del bestiame.

Convenzionale estensiva. Questa tecnica prevede aratura ed erpicatura, una fertilizzazione chimica di fondo (100 kg di concime NP 18-46), la semina (2 q.li di seme ad ettaro), un richiamo di fertilizzazione (50 kg di concime NP 10-6), un intervento di sarchiatura ed il raccolto. L'azienda si sottopone a uno schema di certificazione promosso dalla Regione Toscana che prevede una gestione oculata degli interventi con prodotti chimici. Tale schema, denominato Agriqualità Toscana²¹, favorisce il monitoraggio all'intervento preventivo ed è stato studiato al fine di limitare gli input. La coltura è stata preceduta da una campagna di maggese.

Convenzionale intensiva. Tale tecnica prevede aratura ed erpicatura, diserbo chimico e fertilizzazione di fondo (150 kg di concime NP 18-46), semina (2 q.li seme ad ettaro), un richiamo di fertilizzazione (50 kg di concime N 46) ed il raccolto. L'azienda non aderisce a standard di produzione e utilizza una tecnica di coltivazione volta alla massimizzazione della produzione. La coltura è stata preceduta dal girasole.

3.3. Risultati

Per le tre tecniche di produzione descritte è stata valutata la EF ottenendo i risultati riportati in tabella 1.

Tabella 1. Valore di EF per le tre tecniche produttive

<i>Tecnica</i>	<i>Resa (t/ha)</i>	<i>EF_{input} (gha)</i>	<i>EF_{overprod} (gha)</i>	<i>EF (gha)</i>
Minimo input	3,0	2,263	0,000	2,263
Conven. estensivo	3,7	2,798	0,748	3,546
Conven. intensivo	4,6	3,279	1,709	4,988

Fonte: nostra elaborazione

I dati evidenziano una sostanziale differenza di impatto ambientale tra le tecniche dovuta agli input di processo utilizzati e, in misura ancora maggiore, all'alterazione degli equilibri naturali che esse determinano incrementando la produttività della coltura. La somma delle due dimensioni porta la tecnica convenzionale intensiva a un valore di EF più che doppio rispetto alla tecnica che utilizza un livello minimo di input.

In tabella 2 è riportato il contributo in termini di servizi ambientali resi disponibili dalle differenti tecniche di produzione. Tale risultato permette di constatare che tanto più cresce la produttività tanto più aumentano i servizi ambientali messi a disposizione dalla coltura; questo risultato deriva dalla maggiore

²⁰ I principi dell'agricoltura biologica possono essere utilizzati come definizione di un sistema di riferimento agricolo a minimo impatto, laddove non è possibile disporre di dati su tecniche produttive con minori input. Nel nostro caso, per condurre l'analisi, la tecnica a Minimo Impatto è stata considerata come base di riferimento.

²¹ L. R. (Regione Toscana) 25/99.

capacità degli ecosistemi di fornire risorse per le specie viventi e contribuire alla gestione di componenti fondamentali per la vita (come, ad esempio, il carbonio).

Infine in tabella 3 sono riportati i risultati del bilancio ecologico, ricavati dalla differenza tra BC e EF. I risultati evidenziano una forte differenza in termini di contribuzione netta alla sostenibilità, che risulta positiva per le prime due tecniche e negativa, anche se di piccola entità, per quella intensiva.

Tabella 2. Valore di BC per le tre tecniche produttive

<i>Tecnica</i>	<i>Resa (t/ha)</i>	<i>Yw (t/wha)</i>	<i>EQF (gha/wha)</i>	<i>BC (gha)</i>
Minimo input	3,0	2,35	2,51	3,204
Conven. estensivo	3,7	2,35	2,51	3,951
Conven. intensivo	4,6	2,35	2,51	4,913

Fonte: nostra elaborazione

Tabella 3. Bilancio ecologico delle tre tecniche produttive

<i>Tecnica</i>	<i>EF (gha)</i>	<i>BC (gha)</i>	<i>Bilancio (gha)</i>
Minimo input	2,263	3,204	+0,941
Conven. estensivo	3,546	3,952	+0,406
Conven. intensivo	4,988	4,913	-0,075

Fonte: nostra elaborazione

Interpretando il dato del bilancio ecologico attraverso il significato che assume la sua unità di misura, si può affermare che nei primi due casi la coltivazione del frumento duro determina un surplus di superficie bio-produttiva che può essere utilizzata dall'azienda stessa o dal sistema territoriale cui essa appartiene per prelevare gli eventuali servizi ecologici necessari allo svolgimento di altre attività. Al contrario, la terza tecnica si appropria di risorse naturali che eccedono la superficie su cui è condotta occupando, dal punto di vista ambientale, uno spazio maggiore di quello che le è stato destinato in termini fisici.

4. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Per cercare di comprendere il ruolo che i diversi processi produttivi agricoli svolgono in termini di impatto ambientale è stato proposto un approccio innovativo che tenta di superare i limiti delle metodologie attualmente utilizzate per la valutazione del loro di sostenibilità.

Tale approccio, che si basa sull'adozione di una variante del metodo dell'impronta ecologica, consente di valutare le attività agricole, in particolare quelle di coltivazione, alla luce dei consumi di risorse naturali e dei servizi ecosistemici contestualmente prodotti.

A differenza di altre metodologie di valutazione ambientale, quella proposta riesce a inserire nell'analisi, attraverso un conteggio analitico, il contributo che l'attività di coltivazione di un suolo agricolo determina in termini di domanda e di offerta di servizi eco sistemici. Il fatto, poi, che i due aspetti siano conteggiati nella medesima unità di misura consente di esprimere una valutazione sintetica sul livello di sostenibilità del processo.

D'altro canto non vanno ignorati i limiti dell'approccio proposto che, oltre a scontare alcune approssimazioni e semplificazioni strutturali del metodo dell'impronta ecologica, riguardano sia il dettaglio dei dati necessari per il calcolo che la possibilità di generalizzazione dei risultati e, quindi, di utilizzazione in chiave di definizione di politiche di mitigazione degli impatti ambientali.

E' quest'ultimo un punto di grande importanza, in quanto i dati tecnici del processo produttivo (fattori utilizzati e resa produttiva) e soprattutto le relazioni esistenti fra la loro variazione relativa dipendono in modo significativo dalle caratteristiche pedoclimatiche dell'area in cui si trova l'azienda.

Se a questa difficoltà, che potrebbe essere parzialmente superata identificando macro-aree sufficientemente omogenee, si aggiunge quella di eseguire il calcolo del bilancio ecologico per tutte le coltivazioni e, per ciascuna di esse, per le principali tecniche di produzione le possibilità di applicazione del metodo per finalità di politica agraria appaiono al momento abbastanza limitate.

Inoltre, al momento non è possibile ottenere un riscontro affidabile sulla qualità dei risultati prodotti dal metodo, in quanto le altre tecniche di calcolo cui si è fatto cenno, oltre a non prendere in considerazione in maniera esplicita la fornitura dei servizi ecosistemici prodotti dai terreni coltivati, non si prestano ad analisi di tipo micro (IPCC) o fermano l'analisi alla sola stima dell'emissione dei gas serra dell'esercizio dell'attività per unità di prodotto (LCA).

Nonostante questi limiti, il metodo ha sicuramente delle interessanti possibilità di sviluppo considerando che al momento, almeno a quanto ci risulta, è l'unico in grado di produrre una valutazione quantitativa della sostenibilità ambientale dei processi agricoli.

Per ottenere indicazioni più consistenti sarebbe necessario condurre la stessa analisi per un campione più ampio di aziende e per un numero superiore di colture. Tale metodologia è però legata alla rilevazione diretta dei dati e richiede, come già sottolineato, un livello di dettaglio difficile da estendere su larga scala. Sarebbe quindi opportuno procedere in modo progressivo considerando le principali coltivazioni, definendo, per ciascuna di esse, delle tecniche di produzione standardizzate, e, almeno in una prima fase, considerare i parametri disponibili in database istituzionali. Un simile studio potrebbe produrre delle proiezioni degli impatti dei diversi processi di produzione agricola e si avrebbe così modo di osservare quali siano le conseguenze delle azioni degli agricoltori su più vasta scala, fornendo indicazioni utili per riuscire a perseguire gli impegni ambientali delle politiche di settore. Così, pur nell'inevitabile approssimazione determinata dal ricorso ad itinerari tecnici standardizzati applicati ad aziende rappresentative, sarebbe possibile fornire una prima risposta metodologicamente difendibile alla questione e comprendere se il settore agricolo è, nel suo complesso, un consumatore o un fornitore netto di risorse naturali.

Inoltre, grazie alla semplicità dell'indicatore di sintesi prodotto dal metodo e alla sua forza comunicativa, sarebbe più facile per la collettività capire qual è il ruolo dell'agricoltura in termini di bilancio ambientale, il suo contributo alla sostenibilità/insostenibilità del territorio e, di conseguenza, riuscire a comprendere le ragioni profonde della spesa pubblica per il sostegno al settore agricolo.

BIBLIOGRAFIA

- Audsley E, Alber S, Clift R, Cowell S, Crettaz P, Gaillard G., Hausheer J., Joillet O., Kleijn R., Mortensen B., Pearce D., Roger E., Teulon H., Weidema B., Van Zeijts H. (1997) *Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture*, Final Report, Concerted Action AIR3-CT94-2028, European Commission DG VI, Brussels. 1997.
- Audsley E., Stacey K., Parsons D.J., Williams A.G. (2006), *Estimation of the greenhouse gas emissions from agricultural pesticide manufacture and use*, Cranfield University Cranfield Bedford.
- Bagliani M., Galli A., Niccolucci V., Marchettini N. (2008), Ecological Footprint analysis applied to a sub-national area. The case of the province of Siena (Italy), *Journal of Environmental Management*, n.86, pp. 354-364.
- Baumann. H and Tillman. A.M. ,(2004), *The hitch hiker's guide to LCA*. Studentlitteratur, Lund, Sweden, 2004.
- Bruni F., Franco S. (2003), *Economia dell'impresa e dell'azienda agraria*, Franco Angeli, Milano.
- Condor R. D., Vitullo M. (2010). *Emissioni di gas serra dall'agricoltura, selvicoltura ed altri usi del suolo in Italia*, *Agriregionieuropa* anno 6, n.21.
- De Benedictis M., Cosentino M. (1979), *Economia dell'azienda agraria*, Il Mulino, Bologna.
- EEA - European Environment Agency (2011). *Annual European Union greenhouse gas inventory 1990–2009 and inventory report 2011*. Technical report 2/2011.
- European Commission (2004), Decision European Commission n°130 29/12/2004.
- European Commission (2010), *The CAP towards 2020: Meeting the food, natural resources and territorial challenges of the future*, Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions Brussels, COM(2010) 672/5 .
- European Commission (2011) *Establishing rules for direct payments to farmers under support schemes within the framework of the common agricultural policy*, Proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council, COM (2011) 625
- Global Footprint Network (GFN), (2010). *Calculation Methodology for the National Footprint accounts*, 2010 edition. Global Footprint Network, Oakland, Available at: <http://www.http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/page/methodology/> (accessed February 2012).
- Global Footprint Network (GFN), (2011), *National Footprint Account*, Global Footprint Network
- Haas. G, F. Wetterich and U. Geier., (2000), *Life cycle assessment framework in agriculture on the farm level*, *International Journal of LCA*, Vol. 5(6), 2000, pp. 345-348.
- Harris S., Narayanaswamy V. (2009), *A Literature Review of Life Cycle Assessment in Agriculture*, RIRDC Publication No 09/029 RIRDC Project No PRJ-002940 March 2009
- Harvey D. (2010), *Energy and the New Reality 1 - Energy Efficiency and the Demand for Energy Services*, Earthscan Press, London.
-

Hayashi, K., Gaillard G. and Nemecek T. ,(2007) *Life Cycle Assessment of Agricultural Production Systems: Current Issues and Future Perspectives* National Agricultural Research Center 3-1-1 Kannondai, Tsukuba, Ibaraki 305-8666, Japan Agroscope FAL Reckenholz Swiss Research Station for Agroecology and Agriculture Reckenholzstr. 191 CH-8046 Zurich, Switzerland, 2007- 05-16. Available online at: <http://www.agnet.org/library/bc/>

IPCC (2006a), Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse

IPCC (2006b), *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Intergovernmental Panel on Climate Change.

IPCC (2007), *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York. New York, United States.

ISO 14040 (2006) “*Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework*”, International Standard, Second Edition, July 2006, pp.1-20.

ISO 14044 (2006) “*Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and guidelines*”, International Standard, Second Edition, July 2006, pp.1-46.

Kitzes, J., Galli, A., Bagliani, M., Barrett, J., Dige, G., Ede, S., Erb, K., Giljum, S., Haberl, H., Hails, C., Jungwirth, S., Lenzen, M., Lewis, K., Loh, J., Marchettini, N., Messinger, H., Milne, K., Moles, R., Monfreda, C., Moran, D., Nakano, K., Pyhala, A., Rees, W., Simmons, C., Wackernagel, M., Wada, Y., Walsh, C., Wiedmann, T., (2007). *A research agenda for improving national Ecological Footprint accounts*. International Ecological Footprint Conference—Stepping up the Pace: New Developments in Ecological Footprint Methodology, Policy & Practice, May 8–10, Cardiff.

Lewan L, Simmons C. (2001) The use of Ecological Footprint and Biocapacity Analyses as Sustainability Indicators for Sub-national Geographical Areas: a Recommended way International Ecological Footprint Conference. Cardiff, 8th – 10th May 2007 Forward. Final Report. European Common Indicators Project EUROCITIES/Ambiente Italia.

Limnios E. A. M., Ghadouani A., Schilizzi S., Mazzarol T., (2009), *Giving the consumer the choice: A methodology for Product Ecological Footprint calculation*, Ecological Economics 68 (2009) 2525–2534

Millennium Ecosystem Assessment (MEA), (2005), *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Island Press, Washington, DC.

Monfreda, C., Wackernagel, M., Deumling, D., (2004), Establishing national natural capital accounts based on detailed Ecological Footprint and biological capacity assessments. *Land Use Policy* (2004) 21, 231–246.

Nannipieri P., Falchini L., Landi L., Benedetti A., Canali S., Tittarelli F., Ferri D., Convertini G., Badalucco L., Grego S., Vittori-Antisari L., Raglione M. and Barraclough D. (1999), Nitrogen uptake by crops, soil distribution and recovery of urea-N in a sorghum–wheat rotation in different soils under Mediterranean conditions, *Plant and Soil* 208, pp. 43–56.

Nellemann, C., MacDevette, M., Manders, T., Eickhout, B., Svihus, B., Prins, A.G. and Kaltenborn, B.P. (eds). (2009), *The environmental food crisis – The environment’s role in averting future food crises*, A UNEP rapid response assessment. United Nations Environment programme, GRID-Arendal

OECD (2008), *Environmental performance of agriculture in OECD countries since 1990*, ISBN 978-92-64-04092-2, Oecd, Paris.

Pettenella D., Zanchi G., Ciccarese L. (2006). Il settore primario e la riduzione delle emissioni di gas ad effetto serra. Tra strumenti diretti di compensazione e politiche generiche di sostegno del settore, *Politica Agricola Internazionale*, n.5, pp. 27-48.

Provincia di Siena (2002) *Spin-Eco, Studio di sostenibilità della provincia di Siena attraverso indicatori ecodinamici*, 2002 (www.provincia.siena.it)

Pulselli F.M. (2007) Bastianoni S., Marchettini N., Tiezzi E., *La soglia della sostenibilità*, Donzelli Editore, Roma.

Rebitzer. G, Ekvall T., Frischknecht R., Hunkeler D., Norris G., Rydberg T., Schmidt W.P., Suh S., Weidema B.P., Pennington D.W. (2004) *Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications*, *Environment International*, Vol. 30, 2004, pp. 701-720

Rees, W.E., (1992). Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out. *Environment and Urbanization* 4 (2), 121–130.

Rees, W.E., Wackernagel, M., (1994). Ecological footprints and appropriated carrying capacity: measuring the natural capital requirements of the human economy. In: Jansson, A., Hammer, M., Folke, C., Costanza, R. (Eds.), *Investing in natural capital: the ecological economics approach to sustainability*. Island Press, Washington, pp. 362–390.

Scam, (2010), EPD 2010, N. Registration: S-P-00120 (www.scam.it/UserFiles/File/EPD_2010_IT.pdf).

SETAC Europe LCA Steering Committee (2008) *Standardisation efforts to measure greenhouse gases and 'carbon footprinting' for products*. *International Journal Life Cycle Assessment* 13(2):87–88

Smith, P., D. Martino, Z. Cai, D. Gwary, H. Janzen, P. Kumar, B. McCarl, S. Ogle, F. O'Mara, C. Rice, B. Scholes, O. Sirotenko, (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.

UNEP, (2011), *Towards a Green Economy: Pathways to Sustainable Development and Poverty Eradication*, www.unep.org/greeneconomy ISBN: 978-92-807-3143-9

United Nations World Commission on Environment and Development (WCED), (1987), *Our Common Future* UN Document A/42/427 .

Van Cauwenbergh N., Biala K., Biolders C., Brouckaert V., Franchois L., Garcia Ciudad V., Hermyd, Mathijs M.E., Muys B., Reijnders J., Sauvenier X., Valckx J., Vanclooster M., Van der Veken B., Wauters E., Peeters A. (2007) "SAFE—A hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems" *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120: 229–242

Velthof G., Kuikman P., Oenema O. (2003), Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions, *Biol Fertil Soils* 37, pp. 221–230.

Wackernagel M., Rees W., (2008), *L'impronta ecologica, come ridurre l'impatto dell'uomo sulla terra*, Edizioni Ambiente, Roma.

Wackernagel M., Rees W.E. (1996), *L'Impronta Ecologica. Come ridurre l'impatto dell'uomo sulla terra*, Milano: Edizioni Ambiente, 2000, tradotto dall'inglese.