



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI DELLA
TUSCIA

DIPARTIMENTO
DI ECONOMIA, INGEGNERIA,
SOCIETÀ E IMPRESA

Dottorato di Ricerca
in Economia, Management e Metodi Quantitativi
XXXVII Ciclo

**Le relazioni fra ecosistemi ed economia in agricoltura:
dalla prospettiva etica agli strumenti di valutazione**

AGRI-01/A

Coordinatore

Prof. Giulio Guarini

Tutor

Prof. Silvio Franco

Dottoranda

Elisa Biagetti

INDICE

INTRODUZIONE	p. 3
 1. LE RELAZIONI TRA ECONOMIA E AMBIENTE IN AGRICOLTURA	
1.1 Aspetti storici	p. 14
1.2 Approccio della Politica Agricola Comunitaria	p. 23
1.3 Intensificazione sostenibile: sfida o mito?	p. 30
 2. ECONOMIA AMBIENTALE VS ECONOMIA ECOLOGICA	
2.1 Aspetti etici	p. 37
2.2 Questioni teoriche	p. 42
2.3 Definizioni e metodologie	p. 46
2.4 Strumenti e indicatori	p. 51
2.5 La scelta	p. 55
 3. ANALISI EMPIRICA	
3.1 L'approccio metodologico alla valutazione della relazione economico-ambientale per una coltivazione	p. 59
3.1.1 <i>Valutazione del risultato ambientale</i>	
3.1.2 <i>Valutazione del risultato economico</i>	
3.1.3 <i>Analisi della relazione economico-ambientale</i>	

3.2 Scelta delle coltivazioni	p. 73
3.3 Dati utilizzati per l'analisi	p. 75
3.4 Valutazione dei risultati – Frumento duro	p. 80
3.4.1 <i>Premessa</i>	
3.4.2 <i>Bilancio Ecologico</i>	
3.4.3 <i>Margine Lordo</i>	
3.4.4 <i>Relazione fra risultati economici e ambientali</i>	
3.5 Valutazione dei risultati – Vite	p. 99
3.5.1 <i>Premessa</i>	
3.5.2 <i>Bilancio Ecologico</i>	
3.5.3 <i>Margine Lordo</i>	
3.5.4 <i>Relazione fra risultati economici e ambientali</i>	
3.6 Discussione dei risultati	p.113
 CONCLUSIONI	 p.122
 RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI	 p.130

INTRODUZIONE

Premessa

Il rapporto tra economia e ambiente è sempre stato caratterizzato da dinamiche complesse in continua evoluzione, con trasformazioni significative, di recente ulteriormente complicate da un certo grado di ambiguità nell'uso dei termini "sostenibilità" e "sostenibile". Un esempio emblematico di questa genericità è il concetto di sviluppo sostenibile che, come spiegato da Daly nel suo libro "Oltre la crescita" (1996), sebbene si configuri come un termine ampiamente condiviso a livello politico e accademico, resta pericolosamente vago. In effetti, il suo significato può essere interpretato in modi diversi a seconda del contesto e della situazione di riferimento, rendendo il tema estremamente articolato e coinvolgendo discipline e approcci profondamente contrapposti fra di loro.

In generale, quando si parla di sostenibilità, nella sua accezione strettamente ambientale, ci si ricollega, in modo più o meno consapevole, all'idea di scarsità delle risorse naturali. Pertanto, sebbene si tratti di un concetto connesso alla salvaguardia di quei processi che sostentano ogni aspetto della nostra vita quotidiana, nel corso degli anni l'integrazione del concetto di sostenibilità nella teoria economica ha incontrato non poche difficoltà. Questo perché, storicamente, l'attenzione della disciplina si è concentrata sul tema dell'efficienza nell'utilizzo dei fattori produttivi nel perseguire l'obiettivo della crescita economica. Una crescita che, tradizionalmente, viene misurata attraverso il Prodotto Interno Lordo e che

è ancora considerata come la soluzione universale a tutti i problemi di carattere sociale e ambientali.

In questo senso, l'idea che un PIL in continuo aumento potesse risolvere, o comunque mitigare in misura significativa, i danni derivanti dall'attività umana ha consolidato sempre di più una visione di progresso che ha posto l'economia in una posizione predominante rispetto all'ambiente. Tuttavia, c'è da tenere presente che, come spiegato da Costanza et al. (1997), il PIL non è in grado assolutamente di offrire una misurazione completa e accurata del benessere di una nazione, in quanto trascura elementi cruciali come, primo fra tutti, l'uso sostenibile delle risorse. Inoltre, questa visione di una crescita senza limiti è stata accompagnata da gravi conseguenze ambientali, come i cambiamenti climatici, l'inquinamento atmosferico e la perdita di biodiversità, che hanno iniziato a manifestarsi con maggiore evidenza a partire dal XX secolo. Nonostante l'evidenza di tali conseguenze, il pensiero economico dominante ha continuato a sottovalutarle o, comunque, ad affrontarle con quella stessa visione che ne è all'origine. Questo ha fatto sì che si verificasse un ritardo nell'affrontare le crisi ambientali e che vi fosse un reale impegno per limitarne le conseguenze. Ciò è accaduto in tutti i settori, primo fra tutti quello agricolo, il quale è senza dubbio quello più soggetto agli effetti negativi sull'ambiente, dato che i processi produttivi basano la loro stessa esistenza sulla qualità degli ecosistemi, attraverso la fertilità dei suoli e la utilizzabilità della risorsa idrica, e sulla regolarità dei cicli stagionali, messa a dura prova dalle manifestazioni sempre più estreme legate ai cambiamenti climatici.

È innegabile come nel corso della storia moderna, a partire dal '700 fino alla seconda metà del '900, sistemi economici ed ecosistemi siano stati

progressivamente studiati in modo sempre più separato e privo di interazioni, fino a considerare l'economia come del tutto indipendente dalle leggi ecologiche che governano quel mondo naturale in cui vivono e agiscono gli esseri umani. Ciò ha portato ad ignorare l'evidenza che l'attività antropica è intrinsecamente legata agli ecosistemi e che ogni forma di produzione e consumo implica una continua interazione con l'ambiente la quale, come ha evidenziato Georgescu-Roegen nel suo celeberrimo saggio "*Energy and economic myths*" (1975), si traduce, come impone il secondo principio della termodinamica, in un aumento dell'entropia e, di conseguenza, in una inevitabile degradazione dell'energia utilizzabile da parte degli esseri umani.

Tuttavia, per la maggior parte della storia umana tali interazioni non hanno avuto effetti rilevanti sull'ecosistema, sia grazie alla ridotta dimensione della popolazione che al livello dei possibili effetti causati dalle tecnologie disponibili. Questa situazione è però rapidamente cambiata negli ultimi anni, in cui gli impatti dell'uomo hanno assunto una dimensione sempre più vasta e tale da influenzare in modo significativo la struttura e il funzionamento degli ecosistemi. Il Global Footprint Network, ad esempio, stima che l'umanità consumi risorse naturali a un ritmo pari a 1,7 volte la capacità della Terra di rigenerarle, mettendo in evidenza come l'uso delle risorse abbia ampiamente superato i limiti ecologici del nostro pianeta. Solo recentemente, grazie ai progressi delle scienze ambientali, è stato possibile accumulare evidenze scientifiche dettagliate riguardo la situazione del degrado ambientale, sia a livello globale che locale (Brown, 1997).

Si è pertanto giunti alla consapevolezza che in realtà economia e ambiente rappresentano un sistema comune e non separato, in cui l'economia che deve confrontarsi necessariamente con i limiti biofisici

oggettivi: la Terra ha risorse finite e il concetto di crescita economica illimitata si scontra con la realtà dei limiti ecologici. E anche quando, negando le evidenze che sperimentiamo quotidianamente, si continua a ritenere la crescita possibile grazie ad una miracolosa – o, come la definiva Georgescu-Roegen, prometeica – innovazione tecnologica, emergono questioni etico-sociali che pongono dubbi sulla sua stessa desiderabilità.

Queste riflessioni introduttive, che tracciano un quadro molto generale, trovano un particolare interesse nella loro declinazione rispetto alla produzione agricola. Ciò è dovuto, oltre che a questioni storiche e antropologiche, al fatto che l'attività agricola non può essere condotta senza la presenza di una risorsa naturale (la terra) che rappresenta a tutti gli effetti un fattore produttivo. È in agricoltura, quindi, che si manifesta nel modo più evidente – e innegabile – quella interazione fra attività antropica ed ecosistemi che è alla base dell'instaurarsi delle relazioni fra economia e ambiente. È importante considerare che l'agricoltura, come sottolineato da Bruni e Franco (2003), utilizza risorse naturali allo stesso modo delle attività industriali. Tali risorse comprendono sia gli input materiali ed energetici necessari ai processi produttivi, sia la capacità di assorbire gli scarti – tra cui le emissioni di gas climalteranti – e i rifiuti inevitabilmente prodotti. Tuttavia, a differenza degli altri settori produttivi, l'agricoltura si distingue per la disponibilità di risorse naturali specifiche, come il suolo e il materiale vegetale legato alle coltivazioni nella Superficie Agricola Utilizzata (SAU) e ai soprassuoli delle altre aree. A testimonianza di ciò, le imprese agricole sono le uniche in cui, nel bilancio, includono il capitale naturale tra le immobilizzazioni materiali, sotto la voce "terreni". Tali beni sono classificati come un fattore a logorio nullo, il che implica che le loro caratteristiche qualitative debbano rimanere inalterate nel tempo.

Quesiti di ricerca

Partendo da questa considerazione si è sviluppato un percorso di ricerca finalizzato a comprendere l'origine delle diverse prospettive con cui interpretare le relazioni che si instaurano fra economia e ambiente e le conseguenze di tali prospettive sulle scelte produttive in agricoltura e sulla valutazione degli effetti sugli ecosistemi.

In particolare, si è partiti da un quesito di ricerca che, in realtà, si compone di due parti e che può essere formulato come segue.

1. Come si è evoluto il pensiero economico nell'affrontare l'analisi delle relazioni tra attività antropiche (Economia) ed ecosistemi (Ambiente)? Come tale evoluzione ha condizionato la situazione attuale del settore agricolo in termini di politiche e di approccio scientifico dominante?

Una volta ricostruito il quadro di riferimento, così come ottenuto dalla risposta al primo quesito, è indispensabile comprendere come sia possibile una così sensibile diversità di posizioni, sia a livello scientifico che nell'opinione pubblica, nell'attribuzione delle priorità fra le due esigenze contrapposte di costante crescita dell'economia e di preservazione dell'ambiente. Su tale questione fondamentale è focalizzato il secondo quesito di ricerca, che si pone l'obiettivo di capire quali siano le diverse prospettive morali e come esse si traducano in aspetti teorici, in strumenti analitici e, in ultima analisi, in decisioni politiche.

In sintesi, tale quesito può essere posto come segue.

2. Quali sono le visioni morali alla base della relazione gerarchica economia-ambiente e a quali paradigmi economici danno origine?

Qualora la risposta al suddetto quesito evidenziasse, come facilmente prevedibile, un differente atteggiamento morale nell'approccio con cui viene affrontato lo studio delle relazioni fra economia e ambiente, si avrà come conseguenza la necessità di operare una scelta etica preliminare sulla base della quale andare ad individuare in modo coerente il paradigma economico di riferimento e la strumentazione analitica per eseguire eventuali valutazioni empiriche.

Proprio per evidenziare come l'applicazione di una specifica metodologia di valutazione economico-ambientale non sia tanto il frutto di una scelta "tecnica" quanto piuttosto di una posizione morale, il terzo quesito di ricerca riguarda l'analisi di alcune attività agricole in termini di relazione fra risultato economico e salvaguardia degli ecosistemi.

La scelta del settore primario, come già accennato, è motivata da diverse ragioni. L'attività agricola, infatti, riveste un'importanza particolare non solo per il suo impatto economico ma anche per la sua capacità di influire sulla salvaguardia delle risorse ambientali e, di conseguenza, di promuovere la sostenibilità ambientale. L'agricoltura, come tutte le altre attività produttive, contribuisce alla generazione di gas serra, ma è anche l'unico settore che allo stesso tempo può limitare le emissioni di GHG grazie alla capacità delle strutture vegetali di immagazzinare carbonio al loro interno. Lo studio della sostenibilità ambientale delle attività agricole è divenuto nel tempo oggetto di interesse per gli studiosi e la sua importanza, nonché popolarità, attualmente non accenna a diminuire. Anche le politiche agricole sono sempre più orientate verso modelli di sviluppo che

promuovano la sostenibilità e il rispetto per gli ecosistemi, spingendo verso pratiche agricole che riducano l'uso di pesticidi, migliorino la gestione delle risorse idriche e promuovano la biodiversità.

La caratteristica intrinseca dell'agricoltura di connettere in modo articolato e complesso la dimensione economico-produttiva e la dimensione ambientale, legata alla gestione diretta degli ecosistemi, richiede metodologie di analisi capaci di tenere conto di tali specificità. A questo riguardo, vanno segnalati i possibili limiti che possono derivare dall'applicare in modo acritico strumenti di valutazione, inizialmente proposte per altri settori produttivi, che sono spesso inadeguati a trattare in modo sistematico e approfondito le possibili interconnessioni tra i due ambiti e, soprattutto, a considerare le interazioni con l'ecosistema che caratterizzano le attività di coltivazione e allevamento. Risulta pertanto necessario entrare in un nuovo terreno di indagine che varca i confini delle singole discipline definendo una diversa prospettiva di analisi.

Da queste considerazioni nasce il terzo quesito di ricerca che, assumendo una prospettiva morale in cui la salvaguardia degli ecosistemi risulta prioritaria rispetto alle finalità economiche degli esseri umani, può essere formulato come segue.

3. Come si può quantificare la sostenibilità ambientale delle attività agricole e valutarne le implicazioni sui redditi degli agricoltori?

Struttura della tesi

Per cercare di rispondere ai suddetti quesiti di ricerca la tesi è articolata in tre parti.

Nella prima parte, che si pone l'obiettivo di affrontare il primo quesito nelle sue due componenti, viene definito un quadro di riferimento che tocca tre diversi aspetti. Inizialmente vengono esplorati in chiave storica i diversi passaggi che hanno caratterizzato l'evoluzione dello studio delle relazioni fra attività produttive e risorse naturali in una prospettiva economica. Nel secondo paragrafo viene ripercorsa la storia della PAC, con particolare riferimento agli interventi che sono stati proposti dai decisori comunitari per favorire un'agricoltura meno impattante e più rispettosa degli ecosistemi. Nell'ultima sezione viene discusso in chiave problematica il principale approccio alla produzione agricola che attualmente caratterizza la comunità tecnico-scientifico; tale approccio, sintetizzato nella definizione di "intensificazione sostenibile", viene spesso presentato come il modo per garantire la crescita del settore agricolo nel rispetto dell'ambiente, una condizione che può assumerne sia la natura di una sfida tecnica che la connotazione di un ossimoro che contraddice i principi stessi della fisica.

La seconda parte è articolata in modo da riuscire a rispondere al secondo quesito di ricerca focalizzandosi, come suggerisce il titolo del capitolo, sulla dicotomia che caratterizza l'approccio allo studio delle relazioni fra economia e ambiente nei due principali paradigmi economici. A questo scopo, dopo avere ripercorso in modo sintetico la percezione dell'ambiente nella storia del pensiero economico, vengono esaminate le diverse prospettive etiche nel rapporto fra uomo e natura, soffermandosi sulle due più interessanti in termini di implicazioni scientifiche. Per ciascuna delle

due prospettive viene costruito in percorso che lega in modo coerente la prospettiva morale, i paradigmi economici, le definizioni di sostenibilità e le relative metodologie di valutazione e, infine, gli strumenti analitici e gli indicatori da impiegare per eseguire delle valutazioni empiriche scientificamente fondate. Questa parte si chiude con un passaggio fondamentale, vale a dire la dichiarazione esplicita della visione morale del ricercatore che è alla base della teoria economica di riferimento e, quindi, del percorso logico-concettuale con cui viene sviluppata la parte metodologico-analitica dell'applicazione empirica sviluppata nell'ultima parte della ricerca.

Nella terza parte viene sviluppata un'analisi empirica relativa al settore agricolo italiano in cui viene valutato, con la prospettiva dell'economia ecologica, l'effetto sulla redditività economica del rispetto della condizione di sostenibilità ambientale per due coltivazioni. Per rispondere al terzo quesito di ricerca, inizialmente viene presentata la metodologia adottata per la valutazione dei risultati ambientali, dei risultati economici e delle reciproche relazioni. Successivamente, dopo aver scelto le coltivazioni sulla base della loro rappresentatività a livello nazionale, vengono illustrati i dati utilizzati per l'analisi. Le sezioni centrali riguardano la presentazione dei risultati per le due coltivazioni selezionate, evidenziando come il vincolo del rispetto della salvaguardia del capitale naturale vada a incidere sui risultati economici e come questa relazione sia influenzata da elementi sia legati all'ecosistema che alle tecniche colturali. Il capitolo si chiude con una approfondita discussione dei risultati da cui è possibile trarre importanti indicazioni metodologiche e soprattutto operativa, sia in termini di scelte degli agricoltori che di politica agricola.

La tesi termina con delle riflessioni conclusive nelle quali viene discusso quando lo studio svolto sia stato in grado di rispondere ai quesiti di ricerca che sono stati posti e vengono individuate alcune linee per il futuro approfondimento dei temi affrontati.

CAPITOLO 1

LE RELAZIONI TRA ECONOMIA E AMBIENTE IN AGRICOLTURA

La relazione tra economia e ambiente in agricoltura ha sempre rivestito un'importanza cruciale nel corso della storia. Nel contesto attuale, in cui le sfide ambientali come il cambiamento climatico, la pressione sugli ecosistemi e la perdita di biodiversità si fanno sempre più pressanti, è essenziale approfondire l'evoluzione e le diverse implicazioni di questa stretta interazione per comprenderne i numerosi aspetti e capire come sia possibile garantire una convivenza di lungo periodo fra le esigenze degli esseri umani e gli ecosistemi. Ciò implica, oltre ad una comprensione di come la dimensione ambientale sia stata considerata all'interno delle diverse dottrine economiche, un approfondimento delle specificità che connotano il complesso rapporto fra la produzione agricola e l'utilizzo delle risorse naturali.

Per tali ragioni, in questo primo capitolo dell'elaborato viene dapprima tracciato un sintetico excursus storico del ruolo dell'ambiente nell'ambito del pensiero economico e successivamente viene posta l'attenzione sul settore agricolo, sia evidenziando il ruolo e l'evoluzione delle politiche agricole adottate per la salvaguardia dell'ambiente, sia tracciando i punti salienti dell'attuale orientamento prevalente – almeno in ambito scientifico e politico – verso una generalizzata intensificazione sostenibile della produzione agricola.

1.1 Aspetti storici

Premessa

La relazione tra economia e ambiente, nella sua più totale complessità, può essere descritta come un legame di forte dinamicità caratterizzata sia da continue variazioni nel corso del tempo che da molteplici variabili ambientali, economiche, politiche-governative e sociali. Il tema ambientale è, senza ombra di dubbio, uno degli argomenti più complessi e dibattuti degli ultimi anni, nel quale vengono poste in primo piano diverse tematiche, fra le quali le principali sono senza dubbio i cambiamenti climatici legati alle emissioni di gas climalteranti e le conseguenze delle attività antropiche sugli ecosistemi e sulle risorse naturali, l'utilizzo delle quali ha ormai raggiunto in molti casi un livello associato al concetto di sovra-sfruttamento (Lampert, 2019; Barbier e Burgess, 2021).

Quando si parla di relazione tra economia e ambiente, solitamente si fa riferimento a due prospettive differenti. La prima è quella che guarda al modo in cui l'ambiente ha influenzato l'attività umana, e come gli esseri umani si siano organizzati per adattarsi e volgere a proprio vantaggio tali influenze. La seconda, su cui si è concentrata maggiore attenzione, considera invece il modo in cui gli esseri umani hanno modellato l'ambiente a loro favore, in modo da soddisfare i propri bisogni e perseguire degli interessi economici, adottando la visione del ruolo dominante dell'uomo nel plasmare continuamente l'ambiente circostante attraverso le proprie attività, prioritariamente, quando non esclusivamente di carattere economico (agricoltura, industria, urbanizzazione, ecc).

Entrambe le prospettive offrono spunti di riflessione sulla grande dinamicità di questo rapporto, che però oggi evidenzia la necessità di una gestione più sostenibile delle risorse naturali in un'ottica di conservazione degli ecosistemi (Arneth et al., 2020). Questo perché le attività economiche hanno svolto e continuano a svolgere un ruolo decisivo nella gran parte dei processi di degrado ambientale, attraverso attività come la deforestazione e l'inquinamento causando impatti rilevanti su ogni tipologia di ecosistema terrestre (Hooper et al., 2005). In questo l'agricoltura, che, al di là della sua funzione economica, rappresenta il settore fondamentale per il soddisfacimento del fabbisogno mondiale di cibo, porta con sé una serie di gravi responsabilità legate agli effetti negativi sull'ambiente, sia rispetto al progressivo degrado della qualità dei suoli e delle acque, sia in relazione al consistente contributo alle emissioni di gas climalteranti (IPCC 2014, Crippa et al. 2021).

Tuttavia, nonostante la rilevanza di tali fenomeni e l'ampia letteratura che si è occupata di questi temi, non è compito facile analizzare l'evoluzione del rapporto fra economia ed ambiente in una prospettiva storica. La comprensione delle modalità attraverso cui si è evoluta e attualmente manifesta questa stretta e inevitabile interrelazione e delle implicazioni che i processi economici determinano sull'ambiente e che i vincoli ambientali pongono alle attività antropiche è oggetto di diverse discipline. A parte rare eccezioni, tali discipline guardano agli ecosistemi in una logica funzionale al loro utilizzo per fini economici e quindi li considerano come “esterni” rispetto all'oggetto di studio ed essenzialmente destinati a fornire materie prime ai processi di produzione e ad assorbire gli scarti dei processi di produzione e consumo. In questa prospettiva si muovono discipline come l'economia ambientale e l'economia delle risorse

naturali. Diversa, come si vedrà nel dettaglio nel prossimo capitolo, è la situazione per quanto riguarda l'economia ecologica che adotta un approccio transdisciplinare e che, pertanto, non adotta una visione strettamente economica ma si pone in una prospettiva in cui le attività antropiche sono inserite nell'ambiente e vengono studiate in un contesto in cui si tengono in esplicita considerazione le caratteristiche fisico-biologiche degli ecosistemi.

D'altro canto, un aspetto fondamentale da tenere in considerazione è che le dottrine economiche che si sono susseguite nel corso del tempo hanno a loro volta influenzato notevolmente la visione e la percezione della relazione tra economia e ambiente. Così, solo per accennare la questione che verrà approfondita più avanti, alla teoria economica neoclassica che ha esaltato l'efficienza del mercato e il ruolo dei prezzi nel regolare l'uso delle risorse e, grazie al fatto di essere assunta a paradigma mainstream, ha condizionato l'immaginario collettivo, si sta progressivamente contrapponendo l'economia ecologica, la quale pone attenzione ai limiti fisici e biologici degli ecosistemi il cui superamento non è considerato ammissibile e non surrogabile attraverso i meccanismi del mercato.

A tutto questo si aggiunge l'evidenza che le relazioni fra economia e ambiente sono fortemente influenzate dai cambiamenti tecnologici, dalle politiche governative, dalle pressioni sociali e dalla continua evoluzione delle conoscenze scientifiche.

Cenni di storia del pensiero economico

Per comprendere le attuali visioni rispetto alle relazioni fra attività antropiche ed ecosistemi è utile accennare all'evoluzione storica del pensiero economico in relazione alle sue interrelazioni con l'ambiente.

La prima teoria economica, definita fisiocrazia (governo della natura), si sviluppa in Francia nel diciottesimo secolo con François Quesnay (1694-1774) e il suo *Tableau économique* (1758), in cui viene evidenziato il ruolo delle diverse “classi sociali” nella generazione della ricchezza. La fisiocrazia ha rappresentato un primo tentativo di integrare l’analisi economica con le realtà ambientali e sociali, sottolineando l’importanza di considerare l’interconnessione tra economia, ambiente e società per comprendere appieno il funzionamento del sistema economico (Neil, 1948). Nello specifico, secondo Quesnay, la ricchezza veniva generata solo dagli agricoltori, definiti come la “classe produttiva”, e, proprio per questo motivo, l’agricoltura si configurava come il cuore pulsante dell’intero sistema economico, in quanto unica attività in grado di aumentare la consistenza dei prodotti (Chang et al., 2005). Quanto all’artigianato e al commercio, svolgendo solo una funzione di trasformazione e di distribuzione dei beni di scambio, l’insieme dei soggetti che si dedicavano allo svolgimento di tali attività erano identificati come “classi sterili”. Dunque, nella prospettiva dei fisiocratici, l’agricoltura, e quindi le risorse naturali, era il fondamento del funzionamento del sistema economico; in altri termini, l’economia esisteva perché gli ecosistemi, opportunamente gestiti, fornivano quei beni che davano origine alla ricchezza su cui si reggeva l’intero sistema sociale.

Alla fine del diciottesimo secolo si afferma però una nuova dottrina economica, che avendo definito i fondamenti del pensiero dominante attuale è stata definita “classica”, che vede come principali esponenti Adam Smith (1723-1790), Thomas Robert Malthus (1766-1834) David Ricardo (1772-1823), John Stuart Mill (1806-1873), Karl Marx (1818-1883). Questo periodo segna il passaggio da un’economia basata principalmente

sull'agricoltura, sull'artigianato e sul commercio, a un'economia dominata dall'industria. Un passaggio che si fonda sull'introduzione di nuove tecnologie e innovazioni che hanno agevolato una produzione su larga scala, con una crescita senza precedenti, sia quantitativa che qualitativa, delle capacità produttive dei Paesi, e hanno di fatto determinato una profonda trasformazione della struttura sociale (Franco et al., 2018).

In questo contesto oramai industrializzato, l'agricoltura continua sì ad assumere un ruolo importante in qualità di fattore produttivo, ma la visione fisiocratica viene del tutto superata: la creazione di valore, infatti, avviene in tutte le attività produttive e non solo in quella agricola, grazie al contributo apportato dal lavoro dell'uomo. Nonostante vi sia la considerazione della sfera ambientale, principalmente in termini di necessità di terreni per la produzione dei beni agricoli necessari al sostentamento dei lavoratori e di relativa loro utilizzazione in relazione al livello di fertilità, negli economisti classici non sussiste una vera e propria consapevolezza dei possibili effetti negativi collegati al concetto di limite nelle disponibilità delle risorse naturali. Quantomeno nel breve periodo. Solo con Malthus emergono alcune perplessità definite da quello che era un rapporto inversamente proporzionale tra un limitato aumento delle risorse naturali a disposizioni, considerando anche l'avvento della tecnologia come strumento di sviluppo, e un'enorme crescita della popolazione. Qui la visione ottimistica di breve periodo fa spazio ad una pessimista di lungo periodo, in cui, prima o poi, sarebbero inevitabilmente emersi dei limiti in termini di scarsità di offerta di risorse naturali. Secondo Malthus, infatti, la crescita economica non può continuare indefinitamente a causa, in un tempo lontano, dell'esaurimento delle terre produttive che porterà a una condizione negativa per tutta la società (Pham et al., 2020). Ricardo, a sua

volta, individuò la natura di tale vincolo in quello che era un differente grado di fertilità delle terre coltivabili, in quanto alcuni terreni sono più fertili di altri determinando differenti tassi di profitto per i proprietari terrieri (Mildner et., 2011). Anche secondo questa visione i limiti nella disponibilità di risorse naturali determineranno dei vincoli insormontabili alla crescita del sistema economico portando a uno stato stazionario che sarà caratterizzato da una generale infelicità. Tuttavia, per entrambi gli studiosi si tratta di situazioni che, grazie allo sviluppo tecnologico e all'incremento del commercio internazionale legato all'espansione dei mercati, avverranno in un futuro lontano.

In sintesi, quindi, i pensatori classici consideravano le risorse naturali come mezzi necessari per sostenere la forza lavoro necessaria allo sviluppo industriale e alla conseguente produzione di ricchezza, senza prestare alcuna attenzione alla loro dimensione fisica e ai vincoli imposti dalla limitata capacità del pianeta di rigenerarle. Una visione del tutto antropocentrica che, seppure giustificata dalle conoscenze e dai trascurabili impatti delle attività umane sugli ecosistemi, ha portato a una sostanziale scissione tra l'analisi economica e lo studio della realtà fisica-biologica dell'ambiente, portando di fatto gli economisti ad ignorare il ruolo decisivo delle risorse naturali nel sostenere l'espansione economica e industriale nel lungo periodo. Un approccio che ha contribuito a una percezione delle risorse naturali come illimitate e disponibili per l'uso umano, senza considerare adeguatamente la loro finitezza e l'importanza della loro conservazione per le generazioni future.

Mentre gli economisti classici davano particolare enfasi al lavoro come fonte primaria nella generazione del valore, gli economisti seguenti si sono concentrati maggiormente sul concetto di utilità e sulla sua

massimizzazione come obiettivo principale delle azioni umane (Munda, 1997). Questa prospettiva è il fulcro dell'economia neoclassica che si impone nel XIX secolo e che ha portato alla formulazione della teoria secondo la quale il valore di un bene è determinato dall'utilità marginale che esso fornisce all'individuo. In altre parole, secondo i pensatori neoclassici, il valore di un bene si collega al grado di soddisfazione che l'individuo trae dal suo consumo.

Un cambio di visione che ha influenzato profondamente il modo in cui l'economia è stata studiata e insegnata, portando a una maggiore enfasi sulla razionalità dei comportamenti individuali e sull'efficienza delle decisioni economiche. In quest'ottica, l'attenzione è principalmente rivolta alla massimizzazione dell'output economico, inteso come profitto dei "produttori" e utilità dei "consumatori", indipendentemente dalle considerazioni sulla disponibilità delle risorse naturali e sugli effetti delle attività economiche sugli ecosistemi. Un approccio che assume implicitamente che ogni vincolo imposto dalla scarsità di risorse naturali può essere superato attraverso un aumento dell'efficienza produttiva e grazie ai meccanismi autoregolativi del mercato. L'idea che sia possibile mantenere una crescita economica di lungo periodo, che continua a rappresentare uno dei capisaldi di questa visione, trova le sue fondamenta nella convinzione che la tecnologia e l'innovazione possano continuamente trovare soluzioni per superare gli ostacoli posti dalla scarsità di risorse (Goeller and Weinberg, 1976, Perman et al., 2003).

Il presupporre come motivazione principale delle azioni economiche degli esseri umani l'interesse individuale, ha determinato una polarizzazione degli studi sui comportamenti dell'*homo oeconomicus* che ha spesso tralasciato le implicazioni relative a tutti gli altri aspetti che

contribuiscono a determinare il benessere personale e collettivo (Levit e List, 2008).

Così, trascurando la dimensione ambientale dei processi di produzione e consumo, è il mercato che assume un ruolo centrale nella determinazione dell'allocazione delle risorse e nella creazione di benessere (Perman, 2003). Il sistema economico tende a funzionare in modo ottimale quando vi è un aumento della produzione e dei consumi, e si presume che un mercato libero e competitivo sia in grado di generare benessere per tutti gli individui, sia produttori che consumatori. In questo contesto, un aumento della dimensione e dell'efficienza degli scambi commerciali porterà a un maggiore benessere complessivo, poiché più individui avranno accesso a una maggiore varietà di beni e servizi a prezzi competitivi. Ne consegue che la salute del sistema economico con la sua capacità di agire positivamente su società e ambiente, è legata al costante aumento della sua stessa dimensione. Pertanto, la crescita economica, misurata attraverso la dinamica del Prodotto Interno Lordo (PIL), è la soluzione che la politica economica deve perseguire per risolvere tutti i problemi sociali e superare tutti i limiti ambientali.

È ormai evidente come questa visione ottimistica del mercato libero non tenga conto di diversi fattori, quali l'inquinamento ambientale, la disuguaglianza economica e la perdita di beni pubblici. Inoltre, il concetto di "benessere" può essere interpretato in modi diversi a seconda delle prospettive individuali e delle condizioni sociali ed economiche. La crescita economica non è necessariamente sinonimo di benessere sociale o ambientale. Anche se un aumento del PIL può indicare un aumento della produzione e dei consumi, non tiene conto di altri indicatori necessari per poter valutare il benessere della società (Stiglitz et al., 2013). Molti sono i

segnali che evidenziano situazioni in contrasto con quanto previsto dalla teoria neoclassica, sia rispetto al benessere sociale, come confermano diversi studi condotti in particolare nei paesi occidentali (Franco, 2020), che alle questioni ambientali.

È ormai evidente come continua crescita del sistema economico non si sia tradotta in un utilizzo razionale delle risorse naturali e questo è avvenuto per diverse ragioni. Una crescita economica basata sull'aumento della produzione e dei consumi porta a uno sfruttamento eccessivo degli ecosistemi, poiché un maggiore consumo di beni e servizi richiede una più intensa estrazione di risorse naturali per la realizzazione dei prodotti e un crescente carico determinato da una sempre più elevata generazione di scarti e rifiuti. Inoltre, la struttura stessa dell'economia e le politiche adottate possono influenzare l'uso delle risorse naturali. Ad esempio, politiche incentrate sulla crescita del PIL senza considerare gli impatti ambientali o senza promuovere pratiche sostenibili possono contribuire alla degradazione ambientale anziché alla conservazione delle risorse. L'aspetto di una stretta relazione tra dimensione del PIL e pressione sulle risorse naturali è confermato da diversi studi, i quali dimostrano che anche nei paesi più sviluppati non si osserva un'inversione degli impatti ambientali al crescere del PIL (Bagliani et al., 2008), aspetto che secondo l'approccio neoclassico non dovrebbe essere presente considerando il ruolo dello sviluppo tecnologico.

L'evidenza dei limiti del paradigma neoclassico, in particolare in relazione alle questioni ambientali, ha segnato un'importante evoluzione del pensiero economico in due direzioni principali. Da un lato, si è assistito a un adattamento del paradigma neoclassico, volto a integrare le implicazioni ambientali nelle analisi economiche. Dall'altro, si è aperto un dibattito più

ampio che riconsidera l'economia come un'attività legata alle leggi fisiche e ai limiti degli ecosistemi. Tali considerazioni hanno avuto ripercussioni significative su tutti i settori dell'economia, ma le implicazioni per l'agricoltura sono particolarmente rilevanti. Questo perché non solo l'agricoltura basa tutti i suoi processi produttivi sull'esistenza e sulla qualità degli ecosistemi, ma anche per il ruolo fondamentale che, come visto nell'introduzione, questo settore produttivo gioca rispetto agli impatti ambientali ma anche alla salvaguardia degli ecosistemi. Proprio per questa ragione i primi interventi volti a considerare esplicitamente le implicazioni ambientali dei processi produttivi hanno riguardato proprio l'agricoltura attraverso le misure attuate dalla politica agricola comunitaria.

1.2 L'approccio della Politica Agricola Comunitaria

Nonostante già negli anni '60 emerga una crescente consapevolezza e preoccupazione per le questioni ambientali, è solo nel 1972, con la prima Conferenza mondiale delle Nazioni Unite sull'ambiente e lo sviluppo di Stoccolma, che si segna definitivamente l'inizio dell'attenzione alla questione ambientale anche da parte della politica internazionale. Da questo momento in poi, il legame tra uomo e ambiente è diventato sempre più centrale nei dibattiti internazionali e nelle indicazioni politiche che ne sono derivate, in particolare per quanto riguarda il settore agricolo.

Nonostante l'efficienza produttiva in tutti i settori economici sia stata storicamente giustificata dalla ricerca del profitto (Keating et al., 2010), si è giunti ad una situazione in cui le esternalità negative derivanti dalle attività economiche, ulteriormente accentuate dall'elevata pressione demografica,

hanno reso la sostenibilità e la preservazione dell'ambiente delle emergenze cruciali per il mondo intero (Fusco et al., 2023).

Tutto questo è emerso con maggior forza negli ultimi anni, con particolare evidenza nel settore primario, rendendo fondamentale la necessità di sviluppare pratiche agricole che riducano significativamente gli effetti negativi sull'ambiente causati dalle attività antropiche (Pretty, 2007). Per conseguire questo obiettivo, ormai largamente condiviso fra i consumatori e, in parte, fra gli agricoltori, le iniziative politiche rappresentano uno strumento fondamentale. In questo quadro un ruolo decisivo è svolto dalla Politica Agricola Comune (PAC).

Nel corso della sua storia, la PAC ha continuamente modificato il contesto agricolo, cercando di valorizzare produzioni di maggiore qualità e di promuovere tecniche agricole sempre più sostenibili. Una politica che si è posta come obiettivo quello di adattare la sua azione alle sfide poste dall'agricoltura sia da un punto di vista climatico-ambientale che di instabilità del mercato, guardando ad aspetti di produttività, competitività, e, con crescente attenzione, alla sostenibilità.

Va precisato che il tema della salvaguardia ambientale non era presente nel Trattato di Roma né nei suoi atti costitutivi, un aspetto che conferma come questo tema abbia guadagnato una sua importanza strategica solo in conseguenza di evidenti fallimenti del mercato e crisi legate a scarsità di materie prime o fenomeni di inquinamento. Infatti, è solo a partire dagli anni '90 che l'aspetto ambientale ha cominciato a figurare tra le priorità della PAC, sebbene alcune direttive che toccano questioni ad esso legate risalgano a prima di tale periodo, come la Direttiva 442 del 1975 sui rifiuti, e la Direttiva 409 del 1979 sulla conservazione degli uccelli.

L'impostazione iniziale della PAC era prevalentemente orientata all'efficienza produttiva (Howart, 2000; Plieninger et al., 2012), considerata come un fattore cruciale per rispondere alle esigenze di quel periodo storico. Negli anni Cinquanta e Sessanta, infatti, subito dopo la devastazione causata dalla Seconda Guerra Mondiale, era essenziale garantire il fabbisogno alimentare per l'intera popolazione, affrontando così il grave problema dell'insicurezza alimentare. Grazie a una serie di politiche di sostegno, tra cui interventi sui prezzi agricoli, l'obiettivo venne raggiunto in tempi relativamente brevi con un duplice risultato: da un lato, un incremento dei redditi per gli agricoltori, dall'altro, un'intensificazione generale della produzione agricola, che comportò un ampliamento significativo delle superfici dedicate alla coltivazione di cereali e un'espansione del settore zootecnico.

Questo modello di sviluppo però non ha tardato molto a manifestare i suoi effetti negativi. L'ambiente rurale, date le tecniche e i fattori produttivi sempre più impattanti, ne ha risentito fortemente e le zone montane, dove gli effetti del sostegno accoppiato erano limitati dalle basse rese, furono caratterizzate da un enorme esodo. Per tentare di fronteggiare questa situazione si è passati all'introduzione di diverse restrizioni alla produzione, come, ad esempio, le "quote latte", solo per citare una delle misure più note. Tuttavia, queste soluzioni furono adottate non tanto a causa dei danni ambientali provocati dalla maggiore produzione e intensificazione, quanto piuttosto per gestire gli enormi costi di smaltimento e la distribuzione della sovrapproduzione che la stessa PAC doveva affrontare.

Questa radicale trasformazione della PAC degli anni '80 con il sistema delle quote che arrivò a riguardare diversi prodotti, che determinò una considerevole stretta sugli agricoltori, aveva l'esplicita finalità di far

rientrare la spesa comunitaria in limiti più ragionevoli. Sebbene l'obiettivo principale fosse quindi di natura economica e, allo stesso tempo, di favorire un riorientamento al mercato, l'introduzione di diversi strumenti di contenimento produttivo portò indirettamente dei significativi benefici ambientali.

È però negli anni '90 che l'Unione Europea pone le basi della sua politica ambientale, mirando a instaurare una sinergia tra agricoltura ed ecosistemi. Questo percorso trova il suo punto di svolta nella riforma MacSharry del 1992, considerata la prima vera riforma, non solo in ambito PAC, in tema ambientale. Questa riforma, volta a ridurre le eccedenze agricole comunitarie, prevedeva non solo tagli ai prezzi garantiti, ma anche l'obbligo di mettere a riposo parte delle superfici agricole (*set-aside*) in cambio del sostegno ai redditi degli agricoltori. L'obiettivo centrale era quello di rendere la produzione agricola compatibile con la salvaguardia dell'ambiente e la gestione sostenibile del territorio, promuovendo il riposo dei terreni per scopi ecologici, la creazione di parchi naturali e la protezione dei sistemi idrogeologici. Questa politica ha portato a una maggiore attenzione verso l'uso sostenibile delle risorse naturali e alla tutela dell'ambiente, incentivando anche l'interesse per le produzioni locali e gli alimenti biologici (Frascarelli, 2017).

È opportuno mettere in evidenza i regolamenti 2078/92 e 2080/92, che hanno rivestito un ruolo fondamentale nell'evoluzione delle politiche agroambientali dell'Unione Europea. Il primo ha introdotto un sistema di sostegno per le coltivazioni biologiche all'interno del pacchetto delle misure agroambientali. L'obiettivo principale era promuovere pratiche agricole sostenibili che rispettassero l'ambiente, fornendo incentivi economici agli agricoltori che avessero scelto metodi di coltivazione

biologica. Questo approccio non solo aveva lo scopo di contribuire a preservare la biodiversità e a migliorare la qualità del suolo, ma anche a ridurre l'uso di pesticidi e fertilizzanti di sintesi, favorendo un'agricoltura più ecologica.

Il regolamento 2080/92, invece, istituì un regime comunitario di aiuti per le misure forestali nel settore agricolo. Queste misure comprendevano attività essenziali come la riforestazione, la conservazione delle foreste e la prevenzione dei danni. Sebbene il regolamento non affrontasse direttamente la questione delle emissioni di CO₂, che all'epoca non aveva ancora raggiunto la popolarità attuale, era comunque strettamente collegato alla gestione sostenibile delle foreste, che gioca comunque un ruolo cruciale nel contenimento di tali emissioni. Le foreste, infatti, sono importanti serbatoi di carbonio e svolgono una funzione essenziale nella mitigazione del cambiamento climatico. Grazie a pratiche di riforestazione e gestione sostenibile, le foreste possono assorbire e immagazzinare significative quantità di CO₂ dall'atmosfera, contribuendo così a ridurre l'impatto delle emissioni di gas serra.

La fase successiva ha avuto un ulteriore impulso con l'integrazione dei principi di eco-condizionalità nella PAC (Riforma Fisher, 2003) indicando una certa subordinazione del sostegno alle imprese agricole al rispetto di requisiti ambientali. Una scelta accentuata ancora di più con il cosiddetto Greening, introdotto nel 2015, consistente nell'obbligo per gli agricoltori che ricevono il pagamento di base di rispettare pratiche benefiche per il clima e l'ambiente (diversificazione o mantenimento delle superfici a prato permanente) pena l'applicazione di riduzioni e sanzioni. Si tratta di modifiche che hanno determinato a loro volta cambiamenti anche nella formulazione dei pilastri stessi della PAC.

Se in origine c'erano la "sezione garanzia", con l'obiettivo di stabilire un equilibrio tra domanda e offerta fissando dei prezzi garantiti, e la "sezione orientamento" incentrata principalmente su riforme agricole strutturali e sviluppo delle zone rurali, con le modifiche successive, a partire dalla riforma McSharry in poi, si determinano cambiamenti sostanziali nella struttura della PAC, anche in considerazione della sempre maggiore importanza posta della salvaguardia ambientale. Si determina così un disaccoppiamento degli aiuti finanziari dalla produzione con l'introduzione, nel primo pilastro, dei pagamenti diretti agli agricoltori e delle misure di mercato e, nel secondo pilastro, delle misure di sostegno allo sviluppo rurale, in cui tra gli obiettivi primari rientrano la gestione sostenibile delle risorse naturali e le azioni per il clima (Agenda 2000).

La PAC è sicuramente lo strumento più importante fino ad ora istituito per controllare il sistema agroalimentare in Europa con una lunga evoluzione che ha condizionato lo sviluppo stesso dell'agricoltura europea. Definita sia come una politica perenne che eccezionale (Sotte, 2023), mira a diventare più equa e verde, cercando di rispettare la crescente volontà espressa da parte dell'opinione pubblica di sviluppare sistemi agricoli, zootecnici e forestali che producano alimenti di qualità, beni e servizi compatibili con la tutela delle risorse ambientali, garantendo allo stesso tempo una giusta remunerazione per gli agricoltori, il tutto in piena coerenza con i principi alla base del Green Deal dell'Unione Europea.

Questa iniziativa, infatti, va ad integrare una vasta gamma di obiettivi, quali assicurare la sostenibilità e la protezione delle risorse naturali, la promozione della salute pubblica e la competitività economica. Tra le iniziative fondamentali del Green Deal vi sono la strategia Farm to Fork (Commissione europea, 2020a) e il conseguimento degli obiettivi sulla

biodiversità al 2030 (Commissione europea, 2020b), che puntano a promuovere un sistema alimentare sostenibile e resiliente per il futuro. A sua volta, la nuova PAC 2023-2027 si prefigge nove obiettivi principali, dove in campo ambientale la principale novità è legata al discorso degli Eco-schemi, vale a dire contributi concessi in base a cinque obiettivi di sostenibilità da raggiungere (Pupo D'Andrea, 2021).

Tuttavia, anche se si tratta di una politica che viene rinnovata periodicamente, molti studiosi sono concordi nel ritenere che questa rimane costantemente caratterizzata dal bisogno di rispondere prioritariamente alle stesse necessità: prima spingere all'aumento della produzione, poi controllare le eccedenze, infine garantire la sicurezza e la qualità del cibo. La volontà di contribuire a rendere il settore agricolo sempre più inserito in un'ottica di rispetto ambientale ad ampio spettro continua pertanto ad apparire abbastanza marginale e comunque subordinata al conseguimento degli altri obiettivi. Infatti, nonostante le diverse modifiche effettuate e una considerazione negli ultimi anni degli aspetti ambientali, la PAC si continua a configurare non solo come “perenne ed eccezionale” ma anche come una politica principalmente invariata con obiettivi principalmente di stabilità di mercato e prezzi che forse non ha mai affrontato in maniera prioritaria i reali problemi strutturali dell'agricoltura e della salvaguardia ambientale, favorendo in modo più o meno esplicito l'adozione di pratiche agricole intensive.

Si può quindi affermare che, nonostante le progressive riforme che si sono succedute nel corso del tempo, la PAC deve ancora compiere passi significativi per affrontare in maniera organica e decisa la questione della sostenibilità ambientale in agricoltura (Coderoni, 2015).

Alla luce delle considerazioni sviluppate in questo paragrafo appare lecito esprimere un sostanziale accordo con quanto affermato da Sotte (2017) laddove l'autore si chiede se la PAC stia realmente cercando di bilanciare in modo equo gli aspetti economici, sociali e ambientali del settore primario, oppure stia continuando a rappresentare un'iniziativa non del tutto efficace e piuttosto inferiore alle aspettative, anche e soprattutto rispetto alle importanti questioni ambientali che sono parte integrante della produzione agricola.

1.3 Intensificazione sostenibile: sfida o mito?

L'equilibrio tra un aumento della produzione alimentare per soddisfare le esigenze di una popolazione in continua crescita e la necessità di preservare l'ambiente è una questione di estrema importanza. Questa dualità ha portato l'agricoltura ad orientarsi verso l'adozione di pratiche considerate più sostenibili e rispettose dell'ambiente, evidenziando l'importanza di strategie che consentano di migliorare la produttività agricola senza compromettere la salute del pianeta.

Negli anni sono stati sviluppati diversi approcci finalizzati a una produzione agricola più sostenibile, che mirano a ridurre gli impatti ambientali. Tra questi, l'agricoltura biologica, l'agricoltura conservativa e l'agroecologia che pongono un'enfasi particolare sull'equilibrio ecologico, la biodiversità e il ciclo delle risorse. Tutti approcci che offrirebbero vie diverse per raggiungere l'obiettivo comune di un'agricoltura più rispettosa dell'ambiente e resiliente nel lungo termine.

Tra queste però, l'intensificazione sostenibile è sicuramente quella che ha ottenuto grande attenzione nelle discussioni politiche, considerata come il mezzo più efficace per affrontare sia la sicurezza alimentare che quella ambientale (Pretty, 1997; Cassman e Grassini, 2020). Secondo gran parte della comunità scientifica sembrerebbe questa la soluzione più appropriata per incrementare la produzione di cibo salvaguardando al tempo stesso la biodiversità (Power, 2010; Zabel et al., 2019; Donovan, 2020; Shrestha et al., 2021). Un approccio che mira a massimizzare l'efficienza nell'uso delle risorse, ridurre gli sprechi e promuovere pratiche agricole che siano ecologicamente sostenibili nel lungo termine.

Diventa però fondamentale cercare di fare chiarezza riguardo al suo significato. Quando si parla di intensificazione sostenibile si fa riferimento ad un concetto che, come esposto da AISSA (2019), caratterizza *“situazioni in cui vi è un elevato impiego di energia sussidiaria nel processo produttivo sotto forma di mezzi esterni (input: es. acqua irrigua, concimi, prodotti fitosanitari, energia, etc.) che in genere consentono di ottenere rese elevate”*.

Il concetto di intensificazione, se guardiamo al significato etimologico del termine e ai suoi sinonimi, si ritrova nei termini di rafforzamento, inasprimento, moltiplicazione e aumento di intensità. Una definizione che si associa alla parola “pressione” e che, di fatto, si riscontra anche nella pratica; infatti, quando in agricoltura si parla di intensificazione, ci si riferisce a situazioni in cui sussistono una o più delle seguenti situazioni:

- alta densità di piante o animali per unità di superficie, ciò comporta che vengano coltivate specie vegetali con un numero di piante o allevati animali con un numero di capi che sono superiori rispetto alla

potenzialità di carico del terreno agricolo disponibile. Esempi classici di questa situazione sono la monocoltura e l'allevamento intensivo;

- impiego di tipi genetici con elevate produzioni: si fa riferimento all'impiego di varietà vegetali o razze animali selezionate per massimizzare la produttività;
- elevata quantità di input nel sistema agricolo: si fa riferimento all'uso intensivo di materie prime, quali fertilizzanti, pesticidi, acqua, energia, per ottimizzare il processo di produzione e aumentare le rese.

Sebbene la necessità di un cambiamento di rotta verso la compatibilità ambientale sia ampiamente condivisa dalla gran parte degli studiosi del settore, non si può dire altrettanto per quanto riguarda l'adesione alla linea strategica dell'intensificazione sostenibile, che si configura come un concetto controverso che suscita opinioni contrastanti. Da più parti, infatti, si ritiene che questa soluzione, sia priva di una reale connotazione scientifica in quanto carente in termini definitivi, sia rispetto al significato di intensificazione (più input, più tecnologia, più produttività, più ricavi, più redditi), sia soprattutto rispetto alla accezione del termine "sostenibile" che, come si vedrà nel prossimo capitolo, può assumere interpretazioni molto differenti e talvolta perfino contraddittorie.

Come evidenziato da Petersen e Snapp (2015), alcuni esperti vedono nell'intensificazione sostenibile un'opportunità per aumentare le rese produttive e garantire la sicurezza alimentare globale senza compromettere la sostenibilità ambientale (Pretty et al., 2018). Altri ritengono invece che l'intensificazione sostenibile possa essere un concetto contraddittorio o addirittura impossibile da realizzare. Essi evidenziano le limitazioni delle risorse naturali e gli impatti ambientali negativi associati all'aumento della produzione agricola, sottolineando che qualsiasi aumento della produzione

comporta inevitabilmente un maggiore utilizzo di risorse e un aumento della pressione ambientale (Wagner et al., 2021). Inoltre, come si è accennato, la stessa definizione di “sostenibilità” è soggetta a interpretazioni diverse e può essere influenzata da valutazioni soggettive e contestuali (Silvestri, 2015). Tuttavia, da un punto di vista strettamente ambientale, quando si parla di sostenibilità ci si ricollega ad un concetto di scarsità delle risorse naturali e alla loro gestione responsabile (Goodland, 1995). Ecco che sebbene entrambi i concetti, intensificazione e sostenibilità, siano cruciali per l’agricoltura contemporanea, possono essere in conflitto tra loro a causa delle diverse esigenze che esprimono, obiettivi che rappresentano e definizioni che adottano.

Oltre ai problemi appena citati, emergono diverse criticità pratiche legate alla effettiva implementazione in agricoltura di un contemporaneo aumento della produzione e riduzione dell’impatto sugli ecosistemi (Caverzan, 2020). Dato l’obiettivo fondamentale di garantire la sicurezza alimentare senza degradare l’ambiente, risulta importante considerare un altro aspetto che riguarda le effettive abitudini alimentari delle popolazioni mondiale. A tale scopo, oltre ad agire sul lato dell’offerta, è necessario intervenire sul lato della domanda. Questo perché le abitudini alimentari e le preferenze dei consumatori influenzano direttamente il tipo e la quantità di alimenti che vengono prodotti e consumati, riuscendo così a stimare l’impatto che determinate scelte alimentari hanno a livello ambientale (Springmann et al., 2018). Volendo fare un esempio, l’aumento del consumo di carne ha avuto effetti ambientali non indifferenti tra i quali:

- deforestazione: per creare spazio per pascoli e coltivare mangimi per il bestiame, vaste aree di foreste sono state abbattute, comportando una perdita di biodiversità e, a causa di una riduzione dei sink di carbonio,

un aggravamento dell'effetto serra e conseguentemente del cambiamento climatico;

- impatto sulla risorsa idrica: gli allevamenti intensivi richiedono grandi quantità di acqua e determinano inquinamento dei bacini e delle falde a causa del deflusso e dell'eccessivo spandimento delle deiezioni degli animali;
- elevati consumi energetici: è necessaria una quantità considerevole di energia per l'illuminazione, il riscaldamento/raffreddamento degli edifici, il funzionamento dei macchinari, il trasporto degli animali e dei mangimi, nonché per il trattamento dei rifiuti.

È facile comprendere come anche negli aspetti pratici, e non solo teorici o ideologici, sia veramente difficile pensare di poter intensificare in maniera sostenibile. Sembrerebbe, piuttosto, non esserci alcuna possibilità di una maggiore salvaguardia degli ecosistemi quando si intraprendono scelte di intensificazione produttiva. Non solo. Sorge spontanea anche una domanda alla quale risulta difficile dare una risposta: se l'obiettivo è quello di ridurre gli impatti ambientali e quindi impiegare meno input, come si può pensare di avere contestualmente degli incrementi delle rese?

D'altronde incrementare le rese produttive riducendo gli input risulta un compito veramente arduo. Anche qualora tale riduzione avvenisse grazie all'introduzione di tecnologie avanzate e all'ottimizzazione del loro utilizzo, andrebbero analizzati con attenzione gli impatti in termini di materia ed energia per la realizzazione e l'utilizzo di tali tecnologie nonché le conseguenze ambientali per il loro smaltimento.

In definitiva, è importante riconoscere che l'intensificazione sostenibile non è una soluzione unica e universale, ma piuttosto un concetto complesso che richiede una valutazione attenta e contestuale delle pratiche agricole e

delle loro implicazioni sugli ecosistemi, sulle comunità rurali e sulla sicurezza alimentare globale.

In ogni caso, al di là della sua effettiva praticabilità, l'idea di intensificazione sostenibile – così come quella di sviluppo sostenibile – evidenzia un approccio di tipo efficientista e antropocentrico. Così, anziché guardare al sistema produttivo agricolo con una visione che consideri realmente i vari fattori e le caratteristiche fisico biologiche degli ecosistemi, garantendo una produzione agricola entro quei limiti che rappresentano i confini sicuri per salvaguardare gli ecosistemi, questo approccio mette in primo piano le necessità (primarie e indotte) degli esseri umani per soddisfare le quali è accettabile, come si vedrà nel prossimo capitolo, anche una perdita di capitale naturale.

Alla luce di queste considerazioni, nel secondo capitolo si esamineranno le questioni teoriche, insieme agli aspetti etici, che sottendono le due principali visioni con le quali possono essere interpretate le interazioni tra economia e ambiente. Questo approfondimento ci permetterà di comprendere, oltre alle diverse prospettive valoriali con cui leggere il rapporto fra uomo e natura, i riferimenti morali che sono alla base dei paradigmi economici con i quali vengono affrontati i conflitti, e quindi le decisioni, in tema di politiche economico-ambientali. Successivamente, si discuteranno le metodologie di analisi e gli strumenti di valutazione adottate in tali paradigmi, evidenziando come questi possano essere applicati in modo empirico.

CAPITOLO 2

ECONOMIA AMBIENTALE VS ECONOMIA ECOLOGICA

Intorno alla fine degli anni '60 del secolo scorso prende avvio un periodo storico caratterizzato dall'emergere di crescenti perplessità ambientali riguardo il livello di sostenibilità delle pratiche industriali diffuse (Carlson, 1967). Le evidenze sempre più frequenti di problemi di inquinamento e di possibili scarsità di risorse sollecitano un dibattito, non solo nell'opinione pubblica ma anche sul piano politico, su come poter conciliare in maniera lo sviluppo economico e la protezione dell'ambiente.

In questo periodo prende il via una riflessione critica riguardo l'idea della crescita economica illimitata, avviata da un gruppo di studiosi detto "Club di Roma", nell'ambito della quale viene evidenziata la necessità di un approccio più equilibrato e sostenibile nella gestione delle risorse naturali (Meadows et al., 1974). Uno dei punti chiave sollevati da questi studiosi per sostenere tale posizione risiede proprio nel riconoscimento di un dovere morale degli esseri umani nei confronti dell'ambiente, da cui discende che la natura è caratterizzata da un valore intrinseco e indipendente dall'utilizzo che ne può fare l'uomo e dal quale deriva il "valore" nel senso economico del termine.

Tuttavia, nonostante le evidenti criticità ambientali e le fondate argomentazioni dei membri del Club di Roma e dei loro seguaci, gran parte degli economisti ha continuato a sostenere tutti gli assunti di base della teoria neoclassica, considerando la crescita economica come una necessità

a cui non poter rinunciare. Anzi, attraverso ipotesi basate su assiomi accettati acriticamente e costruzioni modellistiche sempre più sofisticate, è proprio la crescita economica ad essere vista come la soluzione a tutte le questioni ambientali, nelle quali le risorse naturali, laddove considerate esplicitate nei modelli economici, sono considerate esclusivamente per il loro valore d'uso.

Punti di vista così diversi sul valore stesso della natura, intrinseco in un caso, funzionale ai bisogni degli esseri umani nell'altro, riflettono, come correttamente sottolineato da Di Paola (2024), visioni filosofiche contrastanti rispetto alla prospettiva etica con cui osservare i rapporti tra uomo e natura e, conseguentemente, fra l'economia, in quanto attività antropica, e gli ecosistemi.

Nelle pagine che seguono verrà affrontata tale questione, evidenziando come le discipline che si occupano dello studio delle relazioni fra economia e ambiente, e i relativi metodi di analisi che vi fanno capo, propongano approcci diversi proprio in virtù di una differente visione morale rispetto al ruolo dell'essere umano rispetto al pianeta.

2.1 Aspetti etici

Discutere di aspetti etici significa analizzare una questione estremamente complessa e principalmente legata alla libertà degli esseri umani di scegliere tra diversi comportamenti e possibili decisioni. L'etica, infatti, non si limita alla semplice definizione di cosa sia giusto o sbagliato, ma si presenta, piuttosto, come una riflessione filosofica che indaga la

moralità delle azioni degli esseri umani, esplorando i principi che ne orientano la condotta.

Le diverse discipline scientifiche e gli ambiti di studio sono guidati da propri paradigmi etici, che si traducono nell'analisi dei valori, delle norme e dei principi che dovrebbero guidare le azioni umane. Nello specifico contesto del tema affrontato in questo studio, però, la filosofia morale prende una forma particolare poiché applicata al relazionarsi umano con la natura. Ragione, linguaggio, cultura, pensiero e anche religione sono strumenti che da sempre mediano costitutivamente il rapporto tra *anthropos* e *oikos*, *anthropos* e *bios*, *anthropos* e *psychè* (Andreozzi, 2012).

Si tratta di una riflessione che non solo affronta il comportamento umano nei confronti dell'ambiente ma si interroga anche sullo status delle dinamiche naturali stesse. La domanda da cui muove tale riflessione è se l'ambiente e le altre forme di vita abbiano un valore intrinseco, indipendentemente dalla loro utilità per il benessere umano. In altre parole, la questione etica che viene posta è se e come le entità che costituiscono ciò che noi chiamiamo "natura" possiedano dignità e diritti propri e se le nostre azioni verso di esse vadano valutate non solo in relazione al loro impatto sull'umanità ma anche sulla base di principi che vanno oltre l'utilitarismo antropocentrico (James, 2006).

In generale, questa riflessione etica si esplicita in due visioni principali che rispecchiano disposizioni mentali differenti (Pearce e Turner, 1991) e le cui radici si trovano nella concezione morale relativa al ruolo e, parlando in termini più ampi, al significato dell'umanità sulla Terra, al quale si collega anche una opposta considerazione della funzione della natura (Sandler, 2007).

Una prima visione, comunemente definita come antropocentrica, analizza la natura come un insieme di risorse a disposizione dell'uomo, da gestire secondo il criterio del massimo vantaggio per la società; l'uomo e il suo benessere sono, infatti, sono l'irrinunciabile obiettivo di tale visione. In questo contesto, la natura viene impiegata e gestita per soddisfare i bisogni presenti e futuri degli attori economici in un'ottica di efficienza produttiva. Essa è pertanto vista come una condizione "estrinseca" per la prosperità umana e non parte integrante della stessa. Il filosofo australiano Passmore (1991) spiega come l'etica sia una prerogativa esclusiva dell'essere umano e che riguarda soltanto lui, mentre gli altri esseri viventi non sono in grado di comunicare e quindi non possono partecipare alla comunità morale. L'uomo che rimane come giudice ultimo di ciò che è giusto e di ciò che non lo è, nel caso delle posizioni antropocentriche, forti o deboli che siano, considera le sue necessità e i suoi interessi come, comunque, prioritari rispetto alle altre forme di vita presenti sul pianeta. Ecco che quindi gli antropocentrici tendono a mantenere una chiara separazione tra il mondo umano e quello non umano (Pagano, 2001).

Tuttavia, per molti studiosi, queste argomentazioni, che affondano le proprie radici nelle fondamenta del pensiero occidentale, non sono più adeguate. Esistono posizioni per le quali la natura non deve essere considerata in una funzione esclusiva al benessere umano. Ad esempio, Henry David Thoreau (1854), filosofo e scrittore statunitense del XIX secolo, era un grande sostenitore dell'idea che la natura avesse un valore intrinseco e che l'uomo dovesse imparare a vivere in armonia con essa. La sua riflessione sul rapporto con la natura va oltre la visione antropocentrica che la vede come uno strumento al servizio dell'umanità. Thoreau, al contrario, vedeva la natura come un valore di per sé, con una bellezza e una

saggezza che meritano di essere apprezzate senza necessità di un legame diretto con l'utilità umana.

Su questa base viene pertanto proposta un'interpretazione definita ecocentrica, che attribuisce alla natura e agli animali un valore che va oltre la semplice funzionalità per l'uomo, riconoscendo un diritto alla protezione, in virtù del possesso di una dignità intrinseca. La natura viene percepita come una casa comune per tutti gli esseri viventi, con delle regole che l'essere umano deve darsi e seguire per viverci in modo armonioso. L'uomo è parte di un sistema naturale più ampio e interconnesso, con un ruolo di "custode responsabile" e non di soggetto isolato o "dominante" del mondo naturale. Il benessere umano non è separato o indipendente da quello della natura stessa che costituisce l'involucro fondamentale entro cui la vita, inclusa quella degli esseri umani, ha luogo. Un'interpretazione, questa, che sollecita, necessariamente, una riflessione sull'effettiva capacità di rigenerazione degli ecosistemi, intesi come sistemi al contempo fragili e complessi che necessitano di una profonda attenzione per la loro salvaguardia.

Tentando una lettura morale della differenza fra prospettiva antropocentrica ed ecocentrica e delle relative implicazioni, è possibile tracciare due visioni alternative del rapporto fra uomo e natura che, nel primo caso vede gli esseri umani come proprietari del pianeta, nel secondo come semplici ospiti. Ciò, come si è visto, attribuisce una diversa funzione alla natura che nella visione antropocentrica esiste per soddisfare i bisogni dell'uomo, in quella ecocentrica ha il compito di permettere la vita a tutti gli esseri viventi, i quali ne diventano parte stessa.

Questa diversità nell'attribuzione della finalità della natura si traduce in una diversa strutturazione dei diversi legami tra attività umane ed

ecosistemi. Nel paradigma antropocentrico, la relazione si concretizza in una gestione delle risorse naturali finalizzata alla massimizzazione dei benefici, misurati in chiave di utilità, per gli esseri umani. Al contrario, nell'ecocentrismo l'approccio si orienta verso una salvaguardia degli ecosistemi, ponendo al centro la preservazione dell'equilibrio naturale legato al mantenimento della loro intrinseca capacità di rigenerazione (Pearce et al., 1989). In questo senso, la salvaguardia degli ecosistemi non si configura come un'alternativa alla ricerca del benessere quanto piuttosto una sua componente fondamentale; infatti, per dirla con Bonaiuti *“il capitale naturale costituisce una fonte diretta di benessere per i consumatori [...] una parte importante del benessere a cui gli esseri umani possono attingere dipende da uno stock (capitale naturale)”* che quindi è necessario venga preservato (Bonaiuti, 2008).

Una distinzione, questa, che si riflette in un diverso fondamento epistemologico: mentre l'antropocentrismo privilegia un uso delle risorse in chiave utilitarista orientata perciò ad un'efficienza produttiva, l'ecocentrismo si contraddistingue per un senso del limite, riconoscendo così la necessità di rispettare i vincoli naturali.

La tabella 1a sottostante riporta le questioni etiche finora considerate.

Tabella 1a - Relazione economia-ambiente: dalla visione morale al riferimento epistemologico

	ANTROPOCENTRISMO	ECOCENTRISMO
Visione morale	Uomo proprietario del pianeta	Uomo ospite del pianeta
Funzione della natura	Soddisfacimento dei bisogni dell'uomo	Casa comune per tutti gli esseri viventi
Rapporto attività umane con gli ecosistemi	Impiego nei limiti delle possibilità di soddisfacimento dei bisogni presenti e futuri (Gestione)	Impiego nel rispetto delle capacità di rigenerazione (Salvaguardia)
Riferimento epistemologico	Efficienza	Senso del limite

Fonte: nostra elaborazione

2.2 Questioni teoriche

Analizzando gli aspetti teorici che distinguono le due visioni principali, è essenziale considerare alcuni degli elementi chiave riportati nella precedente tabella 1a. Infatti, i paradigmi scientifici, economici nel nostro caso, discendono direttamente dalle basi epistemologiche assunte come riferimento degli assunti teorici che, a loro volta, fungono da fondamenti di una disciplina.

Accade così che, assumendo come fine di ogni attività umana quello dell'efficienza, intesa come utilizzo ottimale delle risorse (naturali) disponibili al fine di conseguire la massimizzazione del beneficio (economico), si ricada all'interno della teoria economica ortodossa. Ciò, infatti, riflette i principi fondamentali della teoria neoclassica la quale, nel momento in cui si trova ad ampliare il suo ambito di azione, va ad analizzare la relazione tra economia e ambiente attraverso la valutazione dei costi associati agli impatti delle attività economiche sugli ecosistemi. In tale prospettiva, la dimensione ambientale è considerata subordinata a quella economica, creando legami tra le due sfere in cui gli effetti sull'ambiente, non a caso definiti "esternalità", sono conseguenze delle azioni finalizzate al conseguimento degli obiettivi degli attori economici (Bresso, 2021).

La disciplina che si occupa di tali aspetti è l'Economia Ambientale che si concentra sulla valutazione economica delle risorse naturali e sul controllo delle esternalità negative. In effetti, l'Economia Ambientale può essere vista come una specializzazione della scienza economica neoclassica, focalizzata su due questioni centrali: il problema delle esternalità ambientali e la gestione ottimale delle risorse naturali. In questo paradigma, tutte le decisioni razionali sono orientate a trovare soluzioni

ottimali attraverso calcoli monetari, e si assume una visione piuttosto ottimistica della crescita economica, in cui eventuali limiti ambientali possono essere superati grazie al progresso tecnologico (Dasgupta and Heal, 1979).

Se per la visione tradizionale l'obiettivo principale è la crescita economica e lo studio dell'interazione economia-ambiente rimane un elemento sostanzialmente secondario, dato che il deterioramento degli ecosistemi può essere comunque compensato da un pagamento monetario, il paradigma economico che discende dalla visione ecocentrica presenta dei fondamenti completamente diversi. L'evidenza che ogni attività umana, prima fra tutte quella economica, si svolge all'interno dell'ambiente definisce un riferimento imprescindibile nella necessità del rispetto dei limiti posti dagli ecosistemi (Common e Stagl, 2005).

Il valore della natura, non dipende dalla sua utilizzabilità per fini economici, ma dalle sue caratteristiche intrinseche (Hess, 2024), indipendentemente da qualsiasi forma di sfruttamento umano. Si parla infatti di valore d'esistenza, che comprende dimensioni estetiche, scientifiche, storiche, culturali e spirituali. Un'interpretazione, che riconosce l'importanza delle entità non umane, andando oltre la loro mera strumentalità (James, 2022). In questo contesto, la preservazione del capitale naturale è vista come fondamentale, poiché gli ecosistemi naturali svolgono un ruolo cruciale nel sostenere i sistemi economici nel loro complesso (Pearce e Turner, 1990). Tale valore d'esistenza può essere considerato in entrambi i paradigmi. Tuttavia, mentre nel caso dell'Economia Ambientale esso può essere monetizzato e pertanto oggetto di compensazione economica, nel caso dell'Economia Ecologica il rispetto del senso del limite impone che non vi possa essere perdita di capitale

naturale e, pertanto, quando si supera tale limite il suo valore d'esistenza tende all'infinito. Ciò è confermato dal fatto che la prospettiva dell'Economia Ecologica nell'individuare le condizioni di possibile utilizzo delle risorse naturali ne considera la dimensione fisica piuttosto che tradurla in termini monetari.

Lo studio delle modalità con cui gli esseri umani si “guadagnano da vivere” si arricchisce così dell'analisi delle interazioni tra l'uomo e il suo ambiente, sia organico che inorganico. Le relazioni tra ecosistemi e sistemi economici sono al centro dell'economia ecologica che esplora queste interazioni in modo ampio e integrato. Costanza et al. (1991) definiscono l'economia ecologica come una risposta alla crescente consapevolezza del pericolo che corre il sistema ecologico globale, essenziale per la vita sulla Terra, e alla constatazione che i tradizionali modelli economici non sono più in grado di affrontare adeguatamente le sfide ecologiche globali.

Si tratta di un campo di studio relativamente recente, sviluppatosi principalmente negli ultimi decenni del XX secolo, in cui molti scienziati hanno riconosciuto che le attività economiche umane danneggiano l'ambiente e generano conseguenze economiche negative per le generazioni future. Questa consapevolezza ha portato a un approccio transdisciplinare che integra le scienze economiche ed ecologiche le quali vengono studiate congiuntamente attraversando i confini disciplinari e transcendendo dagli approcci tradizionali che caratterizzano entrambe le discipline.

L'espansione economica è vincolata dalle dimensioni finite e limitate dell'ecosistema, il quale supporta la vita attraverso una rete di connessioni ecologiche molto vulnerabili. Ciò comporta che lo studio di ogni attività economica debba tenere conto delle relative implicazioni fisico-biologiche

in modo tale che la sua dimensione massima non possa eccedere la capacità di carico dell'ecosistema in cui si svolge.

Allora, facendo riferimento alla tabella 1b, si osserva come nella prospettiva antropocentrica il paradigma economico dell'economia neoclassica, declinato nella disciplina dell'Economia Ambientale, guardi all'ambiente come al fornitore delle risorse naturali e al destinatario degli scarti dei processi economici. E, laddove il prelievo delle risorse ecceda la loro disponibilità o gli scarti superino la capacità di assorbimento, il danno ambientale può essere compensato in termini monetari attribuendo al capitale naturale perso il suo valore d'uso.

Tabella 1b - Relazione economia-ambiente: dal paradigma economico al valore della natura

	ANTROPOCENTRISMO	ECOCENTRISMO
Paradigma economico	Economia Ambientale	Economia Ecologica
Gerarchia ecosistemi/economia		
Valore capitale naturale	Valore d'uso (monetario)	Valore d'esistenza (fisico)

Fonte: nostra elaborazione

Diversamente, l'approccio ecocentrico dell'economia ecologica iscrive l'attività economica all'interno dell'ecosistema fissando un limite biofisico che non può essere superato. Ciò significa che non è economicamente possibile prevedere una perdita del capitale naturale in quanto il suo valore di esistenza non trova una corrispondenza in termini monetari che possa compensarla. Questa diversa prospettiva, come si vedrà nel prossimo capitolo, implica l'adozione di strumenti e metodi analitici del tutto diversi da quelli proposti dall'economia neoclassica (Munda, 1997).

2.3 Definizioni e Metodologie

Il dibattito contemporaneo riguardo alle interazioni tra economia e ambiente si concentra principalmente sulla sostituibilità tra capitale naturale e capitale materiale, articolandosi attorno ai concetti di sostenibilità “debole” e “forte” (Ayres et al., 2001). Si tratta di due prospettive distinte, che divergono nella valutazione del ruolo e della sostituibilità delle risorse naturali: mentre la visione della sostenibilità debole considera tali risorse intercambiabili con capitale umano e tecnologico, l’approccio della sostenibilità forte ne afferma la non sostituibilità e la necessità di tutela. Su queste posizioni si è sviluppato un ampio confronto teorico, che ha generato opinioni contrastanti (Common, 1996; Jacobs, 1995; Daly, 1995; Beckerman, 1995; Ang e Van Passel, 2012; DeRoches, 2019). Tuttavia, questo dibattito non ha avuto approfondimenti successivi in questo studio, non per mancanza di rilevanza scientifica, quanto piuttosto per il tentativo di dimostrare come il concetto di sostenibilità sia il frutto di una visione specifica del rapporto tra uomo e natura.

La sostenibilità debole è strettamente connessa alla visione antropocentrica, la quale considera, fondamentalmente, l’essere umano come superiore a ogni altra forma di vita, giustificando così il diritto di sfruttare la natura a proprio vantaggio. In tale contesto, le attività umane e i sistemi economici sono considerati prioritari rispetto agli ecosistemi naturali. Le esternalità negative – ossia gli impatti economici sull’ambiente – vengono interpretate come danni da compensare attraverso l’incremento del capitale materiale, implicando quindi una sostituzione tra il capitale naturale perso e il capitale economico ottenuto. In altre parole, si è disponibili ad accettare un certo grado di degrado ambientale a condizione

che la crescita del capitale economico contribuisca a migliorare il benessere umano. Questo approccio implica un meccanismo di pagamento per il danno ambientale in cui si monetizza il valore dell'ambiente stesso (Zupko, 2023).

Tuttavia, al di là delle possibili valutazioni etiche, le implicazioni di tale approccio risultano analiticamente complesse, poiché non solo richiede di trovare una modalità per attribuire un valore monetario alla natura, ma anche di determinare l'entità di tale valore a risorse naturali che possiedono caratteristiche e funzioni che possono variare considerevolmente. In generale, in questa visione si tende a monetizzare i beni ambientali sulla base del loro valore d'uso, stabilendo un prezzo per gli ecosistemi e per i servizi ecologici che essi forniscono da corrispondere in caso di danno o deterioramento delle risorse naturali.

Tale accezione del concetto di sostenibilità presuppone che l'investimento netto totale, definito in modo tale da includere tutte le forme di capitale rilevanti sia di tipo materiale che ambientale, debba essere maggiore di zero (Solow, 1974, Hartwick, 1977, 1978), fondandosi appunto sull'assunzione che il capitale naturale sia sostituibile (Neumayer, 2003). Infatti, le risorse naturali sono considerate come elementi presenti in una misura abbondante o comunque facilmente sostituibile, sia come input nella produzione di beni di consumo, sia come output degli scarti dei processi economici, sia come fonte di utilità diretta. In altre parole, si ritiene che il capitale naturale possa essere utilizzato senza gravi conseguenze, purché venga compensato con un adeguato incremento del capitale umano e/o artificiale.

I sostenitori della sostenibilità debole, che possono essere individuati in tutti coloro che accettano, in modo più o meno consapevole, i principi e i metodi del pensiero neoclassico, ritengono che le risorse naturali siano

talmente consistenti e abbiano comunque una natura tale da poter essere sostituite attraverso soluzioni proposte dal progresso tecnologico; una visione nella quale la crescita economica è sempre e comunque in grado di superare ogni limite legato alla scarsità di risorse naturali che essa stessa tende a generare (Common e Perrings, 1992).

La distinzione tra la definizione di sostenibilità debole e sostenibilità forte risiede, dunque, nella questione della sostituibilità del capitale naturale con il capitale economico.

A differenza del principio riduttivo “chi inquina paga”, che si limita a monetizzare il danno ambientale, la visione ecocentrica attribuisce un valore più profondo e articolato alla natura e alle sue funzioni. Tale prospettiva riconosce che l’essere umano, come tutte le altre specie, è soggetto alle leggi naturali, ai principi fisici e ai limiti ecologici imposti dagli ecosistemi. Poiché si tratta di una visione che guarda ai processi economici nella loro complessiva dimensione fisica, ritenendo scientificamente insufficiente una loro considerazione limitata all’esclusivo valore monetario, la sostenibilità (forte) non può essere raggiunta in alcun modo attraverso compensazioni economiche. In questo approccio, si stabilisce una subordinazione della sfera economica a quella ambientale, affermando che un’attività economica può essere considerata sostenibile solo se non altera la dimensione fisica del capitale naturale, la cui perdita non è mai sostituibile con capitale economico.

Ne deriva che il concetto di sostenibilità forte, e più in generale il paradigma dell’economia ecologica, si fonda sul principio di “non sostituibilità” (Barbier e Burges, 2017). In questo quadro, la salvaguardia del capitale naturale è vista come una priorità assoluta fondamentale e l’utilizzo delle risorse naturali deve essere tale da impedire che il loro stock

si deteriori (Huetting e Reijnders, 1998). Allo stesso modo, l'ecosistema può essere utilizzato come “pozzo di inquinamento” ma solo nella misura in cui la sua capacità naturale di assorbimento non venga compromessa nel tempo.

Le riflessioni finora esposte suggeriscono che, per affrontare adeguatamente il tema della sostenibilità, è necessario chiarire il significato associato a questo concetto. La sostenibilità, infatti, è strettamente legata alla prospettiva adottata per osservare i fenomeni: un approccio economico tende a privilegiare la monetizzazione e la compensazione del degrado ambientale, mentre un approccio ecologico si concentra sui limiti biofisici e sulla necessità di preservare la funzionalità degli ecosistemi, senza compromettere il capitale naturale.

Comprendere il significato del termine è essenziale, poiché, quando si intende attribuire alla sostenibilità un valore misurabile – per qualificare con tale attributo un prodotto, un processo, un'impresa, una filiera o un territorio – è imprescindibile adottare una definizione chiara e coerente, accompagnata da una metodologia rigorosa. Solo così sarà possibile applicare e comunicare in modo appropriato e verificabile il concetto di sostenibilità (Franco et al., 2021).

Inoltre, è importante sottolineare che, poiché il concetto di sostenibilità può assumere significati differenti a seconda del paradigma di riferimento, le relative metodologie di valutazione possono variare notevolmente. E, aspetto che è necessario enfatizzare, gli strumenti e gli indicatori utilizzati in questo processo possono produrre esiti anche contraddittori. Pertanto, la variabilità di tali definizioni e approcci rende fondamentale una precisa definizione del concetto di sostenibilità, per evitare che venga utilizzato in modo ingannevole o fuorviante.

La tabella 1c riporta, sempre con riferimento alla distinzione fra visione antropocentrica ed ecocentrica, le principali caratteristiche del concetto di sostenibilità, sia a livello definitorio che rispetto all'approccio metodologico e all'oggetto della valutazione.

Tabella 1c - Relazione economia-ambiente: dal concetto di sostenibilità alla valutazione

	ANTROPOCENTRISMO	ECOCENTRISMO
Concetto di sostenibilità	Debole Mantenimento capitale totale (economico + ambientale)	Forte Mantenimento capitale naturale
Approccio metodologico	Valutazione impatto ambientale da convertire in termini monetari per sostituzione capitale economico	Valutazione capitale naturale in termini fisici
Oggetto della valutazione	Impatto ambientale per unità di prodotti	Confronto disponibilità/utilizzo capitale naturale per unità di superficie

Fonte: nostra elaborazione

Con riferimento a quest'ultimo aspetto, è necessario porre l'accento sul fatto che, nella prospettiva dell'Economia Ambientale l'effetto sfavorevole dell'attività economica sull'ecosistema, cioè l'esternalità negativa, si configura sostanzialmente come una forma di impatto. Ciò comporta che nel linguaggio dell'economia ortodossa, e quindi anche in tutte le forme di comunicazione *mainstream*, si crei spesso un'associazione, tanto semplicistica quanto fuorviante, fra riduzione dell'impatto ambientale e sostenibilità. Differentemente, nell'Economia Ecologica la condizione di mantenimento del capitale naturale impone un confronto fra capacità di carico dell'ecosistema e pressione antropica e, pertanto, la condizione di sostenibilità, essendo il risultato di un confronto fra quantità fisiche, non si presta a interpretazioni ingannevoli.

2.4 Strumenti e indicatori

Valutare la sostenibilità e cercare di includere tutte le diverse variabili che influiscono nello stabilire tale condizione è chiaramente un compito molto complesso. Nell'analisi delle ricadute ambientali delle attività umane diviene essenziale stabilire con precisione a quale aspetto si sta facendo riferimento e, di conseguenza, valutarlo con strumenti ed indicatori che consentano di avere una rappresentazione affidabile e coerente della situazione oggetto di analisi.

La letteratura offre una grande varietà di possibili metodologie da utilizzare a questo scopo (Finnveden e Moberg, 2005; Singh et al., 2012). Tuttavia, considerando le domande di ricerca a cui questo studio intende rispondere, non si ritiene opportuno entrare nel merito di tale questione; la descrizione e l'approfondimento dei metodi, infatti, attiene ad aspetti di natura essenzialmente tecnica, mentre questa parte dello studio si pone l'obiettivo di sottolineare la stretta dipendenza della scelta dell'approccio metodologico con la visione morale delle relazioni economia-ambiente, indipendentemente dalle caratteristiche e dalle potenzialità degli strumenti analitici. Per questa ragione, nel prosieguo del paragrafo si farà riferimento solo a due metodi che hanno trovato applicazione nel settore agricolo e che, per il loro approccio, rappresentano in modo chiaro come lo strumento di analisi contenga in sé una prospettiva economica di matrice efficientista o attenta al rispetto dei limiti ecologici: l'analisi del ciclo di vita (*Life Cycle Assessment* - LCA) e l'impronta ecologica (*Ecological Footprint* - EF).

Allo stesso tempo, anche gli indicatori sono svariati (Gabrielsen e Bosh, 2003) e possono essere raggruppati in diverse categorie quali:

- indicatori descrittivi: valutano la situazione reale riguardo ai problemi ambientali; sono espressi in unità fisiche (ad esempio, tonnellate di CO₂ o kg di fitofarmaci);
- indicatori di prestazione o di efficacia: esprimono il rapporto tra il risultato raggiunto e l'obiettivo prestabilito in generale da una politica ambientale (ad esempio, quota di raccolta differenziata);
- indicatori di efficienza: esprimono il rapporto tra un risultato ambientale raggiunto e le risorse economiche impiegate per raggiungerlo (ad esempio, riduzione delle emissioni in atmosfera in relazione al costo sostenuto per gli interventi strutturali e/o gestionali).

Sebbene le metodologie e gli indicatori qui riportati rappresentino solo una piccola parte delle categorie esistenti e maggiormente utilizzati, è facile comprendere come sia difficile cogliere le molteplicità di un concetto complesso come quello rappresentato della sostenibilità. Ecco che quindi bisogna assegnare una definizione rigorosa degli obiettivi e delle dimensioni specifiche da analizzare, affinché sia possibile utilizzare strumenti e indicatori appropriati.

Tuttavia, ferma restando la grande variabilità, quando si parla di sostenibilità da un punto di vista strettamente ambientale, sussistono due modi principali di definirla e misurarla; ci si riferisce alle due definizioni di sostenibilità debole e forte, con le relative definizioni e implicazioni già viste nella precedente tabella 1c.

Nel caso di valutazione di una condizione di sostenibilità *debole*, il metodo maggiormente utilizzato è il già citato *Life Cycle Assessment* (LCA). Attraverso tale metodologia di valutazione ambientale è possibile calcolare gli impatti di tutte le fasi della vita (dalla culla alla tomba) di un determinato prodotto. Le linee guida metodologiche dell'LCA sono stabilite

negli standard ISO 14040 e ISO 14044. Si tratta di un metodo che, riportando gli impatti all'unità di prodotto, guarda alla valutazione di impatto in termini di efficienza produttiva e, quindi, con la tipica visione antropocentrica dell'economia ambientale.

Nonostante si presenti come un approccio altamente dettagliato, l'analisi LCA manifesta alcune "criticità" sotto il profilo della valutazione ambientale.

In primo luogo, va sottolineato che si tratta di un metodo focalizzato sull'analisi degli impatti ambientali e non sulla sostenibilità, caratteristica che, come visto, connota tutti i metodi che guardano all'efficienza nell'uso delle risorse – naturali in questo caso – in termini produttivi. Questo aspetto è fondamentale perché i due concetti, sebbene spesso usati come sinonimi, non sono equivalenti. Mentre l'impatto si riferisce agli effetti diretti di un'azione, la sostenibilità guarda alla capacità degli ecosistemi di assorbire e gestire tali effetti. Il LCA si concentra esclusivamente sugli impatti delle attività economiche, senza considerare l'effettiva capacità di carico degli ecosistemi, un aspetto che, come si è avuto modo di sottolineare nel primo capitolo, caratterizza le attività agricole.

Un secondo aspetto da tenere in considerazione quando si parla del LCA riguarda la definizione dell'unità funzionale (Üçtuğ, 2019). Nella maggior parte dei casi essa è rappresentata, come già accennato, dall'unità di prodotto. Ciò implica che, come evidenziato dai risultati di un recente studio (Biagetti et al., 2023), un incremento dell'impatto ambientale, che genera un aumento più che proporzionale della produttività porta a un miglioramento delle performance ambientali. Una condizione che, in piena coerenza con l'approccio mainstream, consente di realizzare l'obiettivo della cosiddetta "intensificazione sostenibile"; concetto che, ancora una

volta, manifesta tutta la sua ambiguità dato che, nonostante vi sia un oggettivo incremento della pressione sugli ecosistemi, si è riusciti contemporaneamente l'incremento della produttività e la riduzione dell'impatto ambientale. Tuttavia, come evidenziato da Di Cristofaro et al. (2024) l'unità funzionale può essere di tre tipi diversi: quella per unità di prodotto, quella relativa alla superficie utilizzata (Zafiriou et al., 2012) e, infine, in una prospettiva strettamente economica, il reddito lordo (van der Werf e Salou, 2015).

Contrariamente, se l'analisi viene condotta secondo una logica in termini di sostenibilità *forte*, il metodo dell'Ecological Footprint (EF) si configura come quello più idoneo. Questo approccio si focalizza sulla valutazione della sostenibilità in termini di mantenimento del capitale naturale, confrontandone direttamente la disponibilità con l'utilizzo da parte delle attività antropiche (Wackernagel e Rees, 1996). In tale prospettiva, un incremento dell'impatto ambientale, indipendentemente dal suo effetto potenziale sulla produttività, determina sempre e comunque un peggioramento delle performance ambientali. Ne consegue, nella prospettiva che fa riferimento al paradigma dell'economia ecologica, l'impossibilità teorica di una situazione di intensificazione sostenibile. Questo perché, in questo contesto, l'unità di misura si riferisce alla capacità di carico ecologica, che impone che le attività economiche non mettano a rischio le funzioni vitali degli ecosistemi (Rennings e Wiggering, 1997). La loro protezione è considerata come un prerequisito fondamentale per affrontare, in modo equo, la distribuzione e l'allocazione delle risorse naturali.

La tabella 1d, in cui vengono riportati in termini di coerenza con le prospettive dell'antropocentrismo e dell'ecocentrismo i due metodi appena

citati, completa il quadro di questa dicotomia morale sviluppata nel corso dei precedenti paragrafi.

Tabella 1d - Relazione economia-ambiente: strumenti e indicatori

	ANTROPOCENTRISMO	ECOCENTRISMO
Strumenti e indicatori	LCA	EF

Fonte: nostra elaborazione

2.5 La scelta

La tabella 2 riporta gli elementi principali, analizzati precedentemente, che contraddistinguono e differenziano le due visioni antropocentrica ed ecocentrica; osservandola nell'insieme si evidenzia come, a partire dalla visione morale, passando dal paradigma economico, fino ad arrivare allo specifico indicatore, vi sia una stretta consequenzialità che, laddove compresa e resa esplicita, consente di interpretare in modo corretto e non equivoco i risultati delle analisi di carattere ambientale.

Come conseguenza di quanto esposto in questo capitolo, risulta indispensabile, nel momento in cui si voglia condurre un'analisi in cui l'oggetto di studio è rappresentato dalle relazioni fra economia e ambiente, adottare una metodologia che, per poter avere un qualche contenuto di scientificità, deve necessariamente fare riferimento ad un paradigma teorico. Da quanto detto finora, è evidente che non si tratta di una decisione tecnica, quanto piuttosto di una scelta morale che il ricercatore è chiamato a fare in relazione alla sua etica individuale.

Tabella 2 - Relazione economia-ambiente: Antropocentrismo vs Ecocentrismo

	ANTROPOCENTRISMO	ECOCENTRISMO
Visione morale	Uomo proprietario del pianeta	Uomo ospite del pianeta
Funzione della natura	Soddisfacimento dei bisogni dell'uomo	Casa comune per tutti gli esseri viventi
Rapporto attività umane con gli ecosistemi	Impiego nei limiti delle possibilità di soddisfacimento dei bisogni presenti e futuri (Gestione)	Impiego nel rispetto delle capacità di rigenerazione (Salvaguardia)
Riferimento epistemologico	Efficienza	Senso del limite
Paradigma economico	Economia Ambientale	Economia Ecologica
Gerarchia ecosistemi/economia		
Valore capitale naturale	Valore d'uso (monetario)	Valore d'esistenza (fisico)
Concetto di sostenibilità	Debole Mantenimento capitale totale (economico + ambientale)	Forte Mantenimento capitale naturale
Approccio metodologico	Valutazione impatto ambientale da convertire in termini monetari per sostituzione capitale economico	Valutazione capitale naturale in termini fisici
Oggetto della valutazione	Impatto ambientale per unità di prodotti	Confronto disponibilità/utilizzo capitale naturale per unità di superficie
Strumenti e indicatori	LCA	EF

Fonte: nostra elaborazione

Ciò premesso, corre l'obbligo di esplicitare che l'analisi empirica sviluppata nell'ambito di questa ricerca, che costituisce l'oggetto del prossimo capitolo, è stata condotta adottando una prospettiva ecocentrica per la quale, come si è detto e come emerge dalla figura 2, il riferimento è quello del rispetto dei limiti posti dagli ecosistemi, il quale si traduce nella necessità della salvaguardia dell'ecosistema all'interno del quale si svolge l'attività economica, nel nostro caso di carattere agricolo.

Ciò comporta, a sua volta, che il paradigma di riferimento sarà quello dell'economia ecologica, che prevede un'accezione forte del concetto di

sostenibilità per la valutazione della quale, quindi, verrà utilizzato lo strumento dell'Ecological Footprint. Questo, come si avrà modo di approfondire nel prossimo capitolo, rappresenta un metodo idoneo per valutare la condizione del mantenimento del capitale naturale attraverso il confronto tra la disponibilità e l'utilizzo delle risorse naturali.

CAPITOLO 3

ANALISI EMPIRICA

In questa sezione verrà delineato il percorso metodologico e applicativo che ha caratterizzato la fase dello studio dedicata alla ricerca empirica.

L'individuazione di un caso di studio su cui sviluppare un'analisi quantitativa rappresenta uno strumento fondamentale, non solo per analizzare un problema reale, ma, in particolare per questo studio, per tradurre in pratica quanto discusso nelle parti precedenti dell'elaborato. Infatti, come si è chiarito nell'ultimo paragrafo del capitolo precedente, l'adozione di una determinata metodologia di analisi non è una scelta neutra rispetto ai risultati che si ottengono e, soprattutto, alle eventuali implicazioni in termini di scelte "politiche" che su tali risultati possono essere assunte.

Per questa ragione è necessario precisare che l'analisi empirica sviluppata in questa parte della tesi assume come riferimento morale una visione ecocentrica e, di conseguenza, adotta un approccio coerente con il paradigma dell'economia ecologica. Di conseguenza, questo capitolo si concentra sulla illustrazione e l'applicazione degli strumenti idonei a valutare e perseguire la sostenibilità ambientale delle attività agricole secondo un tale prospettiva. In particolare, la struttura è organizzata come segue: il paragrafo 3.1 si focalizza sulla metodologia adottata per esaminare le relazioni fra utilizzo del capitale naturale e risultati economici per le coltivazioni agricole; il paragrafo 3.2 analizza la selezione delle due

coltivazioni alle quali applicare la metodologia, con la successiva spiegazione nel paragrafo 3.3 del tipo e dell'importanza dei dati necessari all'analisi. I paragrafi 3.4 e 3.5 presentano i risultati ottenuti in termini economico-ambientali per le due coltivazioni selezionate. Infine, il paragrafo 3.6 si focalizza sulla discussione dei risultati, sia in termini di confronto rispetto agli studi precedenti, sia discutendo gli aspetti chiave che condizionano il raggiungimento della condizione di sostenibilità. Fra questi un ruolo chiave è giocato dalla “vocazionalità territoriale”, intesa come la capacità di un ambiente fisico, dato da clima, geografia, suolo, idrologia e vegetazione, di supportare una specifica destinazione produttiva o, più semplicemente la capacità del territorio di “sostenere” una specifica produzione primaria.

3.1 L'approccio metodologico alla valutazione della relazione economico-ambientale per una coltivazione

Con riferimento ad una generica coltivazione (i), lo studio delle relazioni che legano la sfera economico-produttiva con la dimensione ambientale-ecosistemica vengono affrontate attraverso un'articolazione fondata su tre fasi principali:

1. Valutazione del risultato ambientale della coltivazione, calcolato attraverso un bilancio ecologico;
2. Valutazione del risultato economico della coltivazione, calcolato attraverso un bilancio economico;

3. Valutazione economico-ambientale, ottenuta attraverso l'analisi di un campione rappresentativo di osservazioni relative alla coltivazione.

Per ciascuna di queste fasi nei paragrafi seguenti viene descritta nel dettaglio la metodologia adottata nello studio.

3.1.1 Valutazione del risultato ambientale

L'analisi delle performance ambientali della generica coltivazione i è basata sul calcolo del Bilancio Ecologico (Ecological Balance – EB), determinato dalla differenza dei due indicatori della Biocapacità (BioCapacity – BC) e dell'Impronta Ecologica (Ecological Footprint – EF):

$$EB_i = BC_i - EF_i$$

Calcolo della Biocapacità di una coltivazione (BC_i)

Per quanto riguarda l'indicatore della Biocapacità, seguendo il metodo proposto da Wackernagel e Rees (1994), la superficie (A_i) dedicata alla coltivazione generica (i) viene trasformata in termini di produttività biologica (quantificata attraverso l'indicatore BC_i), considerando il relativo fattore di resa produttiva $YF_i = Y_{ci}/Y_{wi}$ e un opportuno coefficiente di conversione:

$$BC_i = A_i \times \frac{Y_{ci}}{Y_{wi}} \times EQF_{COL}$$

In questa formula compaiono, oltre alla superficie A_i della coltivazione i espressa in ettari (ha), la resa osservata Y_{ci} della coltivazione i (ton/ha), la resa media mondiale Y_{wi} della coltivazione i (ton/ha) e il fattore di conversione EQF_{COL} (equivalence factor) di un ettaro di superficie coltivata (cropland) in ettari globali (gha/ha).

L'unità di misura ettari globali (gha), identifica la superficie standardizzata/normalizzata sulla base della produttività media mondiale di tutte le aree terrestri e acquatiche biologicamente produttive in un dato anno (Kitzes et al., 2007)¹.

I fattori EQF convertono le differenti tipologie di terreno (foreste, pascoli, coltivazioni, aree urbanizzate e bacini idrici) con le loro rispettive produttività medie mondiali nell'equivalente area con produttività media globale (di tutte le tipologie di terreno considerate). La logica alla base del calcolo degli EQF è quella di pesare le diverse aree terrestri in base alla loro capacità intrinseca di produrre risorse biologiche utili per l'uomo (Galli et al., 2020). Il valore di tali coefficienti viene aggiornato attualmente dal Global Footprint Network (GFN). L'ultimo aggiornamento è relativo ai dati 2022 e i valori sono quelli riportati in tabella 3.

¹ È necessario definire una misura di superficie apposita, gli ettari globali, perché diversi tipi di terreno hanno produttività diverse. Ad esempio, un ettaro globale di terreno coltivato occupa un'area fisica più piccola rispetto ad un ettaro di pascolo in quanto questi ultimi sono meno produttivi dal punto di vista biologico; in altri termini, è necessaria una maggiore superficie di pascoli per fornire la stessa biocapacità di un ettaro di terreno coltivato. Poiché la produttività mondiale varia leggermente nel corso del tempo, il valore di un ettaro globale può cambiare leggermente di anno in anno.

Tabella 3 – Coefficienti YF e EQF (2022)

<i>Copertura del suolo</i>	<i>YF</i>	<i>EQF</i>
Forest Land	1,679	1,267
Crop Land	1,319	2,497
Grazing Land	1,908	0,461
Marine Fishing Grounds	0,897	0,371
Infrastructure	1,295	2,497

Fonte: Global Footprint Network, 2024

In questo studio la BC_i , così come tutti gli altri indicatori ambientali ed economici che verranno utilizzati, viene riferita alla dimensione unitaria della coltivazione ($A_i = 1$ ha) per cui la relazione attraverso cui viene determinata la BC_i (che pertanto è espressa in gha/ha) diviene:

$$BC_i = \frac{Y_{c_i}}{Y_{w_i}} \times EQF_{COL}$$

Calcolo dell'Impronta Ecologica di una coltivazione (EF_i)

Per valutare l'Impronta Ecologica (EF_i) della generica coltivazione è invece possibile fare riferimento alla metodologia proposta da Passeri et al. (2013), che valuta l'impatto sul capitale naturale in termini di domanda di bioproduttività come somma di due distinte componenti:

$$EF_i = EF_{INPi} + EF_{OVPI}$$

- Impatto degli input

La componente EF_{INP_i} rappresenta l'impatto ambientale determinato dall'impiego degli input utilizzati nel processo produttivo di un ettaro della coltivazione, i quali vengono raggruppati in cinque categorie principali:

$$EF_{INP} = EF_{car} + EF_{fer} + EF_{fit} + EF_{acq} + EF_{lav}$$

Per tutte le componenti è stato utilizzato l'impatto relativo alle fasi di utilizzo e produzione (nel caso dell'acqua rappresentata dall'energia di estrazione) ad eccezione dei carburanti utilizzati per la meccanizzazione per i quali si è considerato solo la componente legata all'utilizzo.

Le prime quattro voci vengono quantificate in termini di emissioni di gas climalteranti (tonnellate di CO_2 equivalente), le quali vengono poi trasformate in impronta ecologica attraverso un opportuno coefficiente di conversione (FC_{emis}). In particolare, nella metodologia dell'Ecological Footprint, la conversione delle emissioni di CO_2 di origine antropica in termini di superfici bioprodotte è basata sulla capacità rigenerativa delle foreste necessaria per sequestrare tali emissioni. Il valore del coefficiente utilizzato in questo studio e la relativa metodologia di calcolo sono riportate in Mancini et al. (2016).

L'impatto del lavoro viene invece valutato direttamente come impronta ecologica. Per il calcolo di questa componente di impatto ambientale, che solitamente non viene considerata in analisi di questo tipo, si rimanda alle considerazioni che verranno sviluppate nel paragrafo relativo alle riflessioni metodologiche di p. 68.

L'impatto del consumo di combustibile legato alla meccanizzazione (EF_{car}) è calcolato assumendo come carburante il gasolio e sulla base della seguente relazione:

$$EF_{car} = (Q_{car} \times C_{e_{car}} \times FC_{emis})/1000$$

nella quale le emissioni di CO_2 sono ottenute come prodotto fra la quantità di carburante utilizzato Q_{car} (kg/ha) e il coefficiente di emissione del carburante stesso $C_{e_{car}}$ (kg CO_2 /kg) (Caputo, 2023).

Riguardo alla quantità di carburante questa è data da:

$$Q_{car} = ((P_{mac} \times C_{P_{mac}}) \times T_{mac} \times C_{car})/1000$$

In questa relazione P_{mac} rappresenta la potenza media nominale (hp) delle macchine impiegate per lo svolgimento delle operazioni relative alla coltivazione e T_{mac} il tempo totale (h/ha) di utilizzo delle macchine stesse. Il coefficiente $C_{P_{mac}}$ rappresenta la quota (%) della potenza nominale mediamente impiegata nelle coltivazioni per la determinazione della quale si è fatto riferimento a Bodria et al. (2013). Il coefficiente C_{car} che rappresenta il consumo specifico di gasolio (g/hpxh) è stato quantificato secondo quanto suggerito da Al-Dosary et al. (2022).

L'impatto legato ai fertilizzanti (EF_{fer}) è ottenuto convertendo in impronta ecologica le emissioni espresse in tonnellate di CO_2 associate all'impiego di azoto, fosforo e potassio. Queste sono calcolate moltiplicando le quantità (kg/ha) dei tre principi attivi N, P, K (Q_{ferN} , Q_{ferP} , Q_{ferK}) per il relativo coefficiente di emissione ($C_{e_{ferN}}$, $C_{e_{ferP}}$, $C_{e_{ferK}}$) (Yang et al., 2023):

$$EF_{fer} = ((Q_{ferN} \times C_{eferN} + Q_{ferP} \times C_{eferP} + Q_{ferK} \times C_{eferK}) / 1000) \times FC_{emis}$$

Discorso analogo per i fitofarmaci, i quali sono stati distinti fra insetticidi, fungicidi e diserbanti, dove le quantità impiegate (Q_{ins} , Q_{fun} , Q_{dis}) espresse in kg/ha vengono moltiplicate per il corrispondente coefficiente di emissione (C_{eins} , C_{efun} , C_{edis}) (Chiracò et al., 2020) e quindi convertite in impronta ecologica (gha/ha):

$$EF_{fit} = ((Q_{ins} \times C_{eins} + Q_{fun} \times C_{efun} + Q_{dis} \times C_{edis}) / 1000) \times FC_{emis}$$

L'impatto dell'irrigazione (EF_{irr}) è dato dalle emissioni di CO₂ relative all'energia utilizzata per il pompaggio dell'acqua convertite in gha secondo la relazione:

$$EF_{irr} = ((Q_{acq} \times E_{acq}) \times C_{eel} \times FC_{emis}) / 1000$$

La quantità Q_{acq} (mc/ha) e l'energia di pompaggio E_{acq} (kWh/mc) vengono moltiplicate per il coefficiente di emissione di energia elettrica C_{eel} (kgCO₂/kWh) (Willaarts et al., 2020; Espinosa-Tasón et al., 2020) e successivamente convertite in impronta ecologica.

Infine, l'impatto generato dall'impegno di lavoro (EF_{lav}) è valutato come il prodotto fra il numero di ore impiegate per un ettaro di coltivazione (T_{lav}) e l'EF pro capite nazionale (GFN, 2024) espressa in gha/h:

$$EF_{lav} = T_{lav} \times EF_{it}$$

L'EF_{it} misura l'area biologicamente produttiva richiesta per produrre tutte le risorse consumate e per assorbire tutti gli scarti generati da un cittadino medio italiano. Tale valore è calcolato annualmente dal GFN (2024). Ne consegue che l'impatto del lavoro è valutato come la domanda di risorse naturali associata all'impegno richiesto per lo svolgimento delle attività agricole.

- Impatto della sovrapproduzione

EF_{OV_{Pi}} indica l'impatto sulla risorsa suolo generato dallo sfruttamento del terreno per ottenere una sovrapproduzione, espressa dalla differenza fra la resa unitaria osservata (Y_{c_i}) e quella che si sarebbe ottenuta in "condizioni naturali" (Y_{o_i}), vale a dire senza alcun intervento umano durante lo sviluppo vegetale delle piante. Per quanto riguarda il concetto di condizioni naturali e le possibili modalità di calcolo di Y_o si rimanda allo studio condotto da Passeri et al. (2013).

Nello specifico, l'overproduction risulta uguale a (Passeri et al., 2016):

$$EF_{OV_{Pi}} = \frac{Y_{c_i}}{Y_{w_i}} \times EQF_{COL} \times \alpha_i$$

Il termine α_i , che rappresenta l'indice di sovrapproduzione della coltivazione considerata, è calcolato rapportando la sovrapproduzione, calcolata come resa osservata meno resa base, alla resa osservata:

$$\alpha_i = \frac{Y_{c_i} - Y_{o_i}}{Y_{c_i}}$$

Come si vede, il calcolo dell'impatto dell'overproduction ha degli elementi di analogia con la biocapacità, essendo legata al rapporto fra Y_{ci} e Y_{wi} e al fattore di equivalenza EQF_{COL} .

Quanto al coefficiente di Y_o , utilizzato per il calcolo di α_i , bisogna considerare come il comportamento di una coltura dipenda da un insieme di fattori quali aspetti genetici, pratiche colturali e condizioni ambientali (Graviano e Piras, 2018). Non solo. L'analisi dell'ecosistema e delle caratteristiche climatiche in cui la coltivazione viene condotta costituisce un passaggio fondamentale per comprendere appieno la capacità ad ospitare/supportare con successo una determinata coltura e quindi ad ottenere un potenziale raccolto anche in assenza di interventi da parte dell'uomo. Sulla base di tali considerazioni si comprende come la scelta di Y_o per una coltivazione sia legata a diversi fattori e, di conseguenza, vada condotta con attenzione. Nel paragrafo relativo alla descrizione dei dati utilizzati verrà presentata la modalità utilizzata in questo studio per determinare il valore di Y_o per le colture selezionate nelle diverse aree geografiche analizzate.

Riflessione metodologica

Partendo dall'espressione del bilancio ecologico, in cui è stato tolto il riferimento alla generica coltivazione, e considerando le due componenti dell'impatto si ottiene:

$$EB = BC - (EF_{INP} + EF_{OVP})$$

Considerando l'espressione di BC e di EF_{OVP} , per la quale è possibile sviluppare il coefficiente α come segue

$$EF_{OVP} = \frac{Y_c}{Y_w} \times EQF_{COL} \times \frac{Y_c - Y_o}{Y_c} = \frac{Y_c}{Y_w} \times EQF_{COL} - \frac{Y_o}{Y_w} \times EQF_{COL}$$

si ottiene:

$$EB = \frac{Y_c}{Y_w} \times EQF_{COL} - EF_{INP} - \frac{Y_c}{Y_w} \times EQF_{COL} + \frac{Y_o}{Y_w} \times EQF_{COL}$$

Pertanto, l'EB di 1 ha di coltivazione specifica è dato da:

$$EB = \frac{Y_o}{Y_w} \times EQF_{COL} - EF_{INP}$$

L'equazione descrive la composizione del Bilancio Ecologico per una coltivazione che, come è possibile osservare, è costituita da due termini: una componente positiva, la cui entità è espressa dal rapporto fra vocazionalità locale produttività media mondiale moltiplicato per la produttività biologica media delle aree coltivate; una componente negativa, la cui entità è legata alla domanda di capitale naturale da parte degli input utilizzati nel processo di produzione.

È interessante notare come tale domanda di capitale naturale possa essere distinta fra una componente $EF_{MAT.PR.}$ legata all'assorbimento delle emissioni di CO_2 derivanti dall'utilizzo delle materie prime (carburanti, fertilizzanti, fitofarmaci, energia) e un'altra associata alle risorse naturali necessarie a garantire la sussistenza della forza lavoro (EF_{LAV}). Inserendo tale suddivisione nell'espressione precedente si ottiene:

$$EB = \frac{Y_o}{Y_w} \times EQF_{COL} - EF_{MAT.PR.} - EF_{LAV}$$

Il bilancio ecologico di una coltivazione ha quindi la voce positiva nella sua produttività naturale e le voci di “costo ambientale” nell’impatto dei fattori produttivi (capitale e lavoro) impiegati per portare la produttività al valore osservato. E, come conseguenza, la coltivazione è ambientalmente sostenibile se il capitale naturale disponibile $K_{ND} = Y_o/Y_w \times EQF_{COL}$ è maggiore della domanda di capitale naturale, che è funzione sempre crescente del livello di impiego di capitale e lavoro: $K_{NU} = f(K, L)$. Altra conseguenza che merita di essere sottolineata è che, mentre la BC e la EF di una coltivazione sono influenzate dalla produttività osservata Y_c , il bilancio ecologico, e quindi la sostenibilità, ne sono del tutto indipendenti². Questa, infatti, è determinata da Y_o , il quale esprime un fattore di vocazionalità territoriale che viene calcolato considerando le intrinseche capacità della specie vegetale di offrire prodotti senza l’intervento dell’uomo, e dalla pressione sugli ecosistemi da parte degli input effettivamente utilizzati.

La conseguenza di questa situazione è che qualunque incremento dell’utilizzo degli input, indipendentemente dal suo effetto sulla produttività, comporta una riduzione del valore del bilancio ecologico. Allora, se una coltivazione è in condizioni di sostenibilità, sarà possibile procedere ad un aumento della sua produttività fino alla condizione in cui non si ecceda il capitale naturale disponibile. Al contrario, se una coltivazione nelle condizioni attuali risulta insostenibile, ogni aumento degli input andrà a peggiorare ulteriormente la situazione. Si conferma come l’approccio dell’impronta ecologica sia perfettamente in linea con il paradigma dell’Economia Ecologica, sia per quanto riguarda il concetto di

² Producendo di più si contribuisce ad una maggiore Biocapacità in termini di risorse naturali, ma allo stesso tempo, trattandosi di una produzione in condizioni “non naturali”, si genera anche un maggiore impatto derivante dall’*overproduction*.

senso del limite nell'analisi delle relazioni fra economia e ambiente, sia per la capacità di fornire una dimostrazione analitica dell'infondatezza teorica della possibilità di un'intensificazione sostenibile. Rispetto a questo secondo aspetto, infatti, è evidente come qualunque forma di incremento della produttività sia determinato da un maggiore utilizzo degli input, il quale, a sua volta, comporta inevitabilmente una riduzione del valore del bilancio ecologico e quindi della sostenibilità.

3.1.2 Valutazione del risultato economico

Il risultato economico della generica coltivazione i è calcolato attraverso la classica modalità del bilancio economico in cui viene comparato il valore della produzione (PV_i) con l'insieme dei costi variabili (CV_i). Pertanto, l'indicatore margine lordo (ML_i) dato dalla differenza di queste due voci esprime la redditività della coltivazione:

$$RL_i = PV_i - CV_i$$

La produzione vendibile (PV_i) esprime il valore dei beni e servizi prodotti e destinati alla vendita.

I costi variabili (CV_i), invece, esprimono il valore dei fattori a logorio totale impiegati nelle attività produttive e, pertanto, connessi alla produzione dei beni.

Anche in questo caso, è possibile fare alcune considerazioni metodologiche. Analogamente al bilancio ecologico, che, come mostrato, presenta una componente positiva legata alla biocapacità e una negativa relativa al “costo ambientale” di capitale e lavoro, anche qui emerge, in

chiave economica, una duplice dimensione: da un lato, una componente positiva di ricavo (PV), direttamente legata alla produttività effettiva attraverso il prezzo, dall'altro, una componente negativa relativa ai costi variabili (CV) associati all'impiego dei fattori produttivi, capitale e al lavoro, e determinati dalla quantità impiegata per il prezzo³.

Ecco che quindi il RL può essere espresso come:

$$RL = p \times Y_p - (CV_{MAT.PR.} + CV_{LAV})$$

una formulazione di questo indicatore economico che presenta una struttura analoga a quella sviluppata per il bilancio ecologico che, essendo il rapporto EQF_{COL}/Y_w una costante k , si presenta come segue:

$$EB = k \times Y_o - (EF_{MAT.PR.} + EF_{LAV})$$

Come si vede, in entrambi i casi la componente di “costo” – economico nel primo, ambientale nel secondo – è legata al livello di impiego degli input. Rispetto alla componente positiva, che rappresenta il contributo al capitale, rispettivamente economico e naturale, si nota che questo è direttamente proporzionale alla resa produttiva, con la fondamentale

³ È bene precisare che le modalità di calcolo dei costi variabili possono variare a seconda delle informazioni disponibili e dell'obiettivo della valutazione. Questo è particolarmente vero se si considera il fattore lavoro, che può assumere connotazioni diverse in relazione alla tipologia del lavoro manuale impiegato nel processo. Se, infatti, le operazioni sono svolte da lavoratori assunti a tempo indeterminato il loro costo ricade fra i costi fissi, mentre se si tratta di lavoratori a tempo determinato si tratterà di costi variabili. Ancora più complesso è il caso della manodopera familiare per la quale l'attribuzione della voce di costo è sostanzialmente ambigua (Bruni e Franco, 2013). Comunque, indipendentemente dalle scelte di attribuzione del costo del lavoro, rimane il fatto che il risultato economico del processo produttivo è definito come indicato nel testo.

differenza che nel primo caso è quella effettiva mentre nel secondo a quella naturale e, pertanto, alla vocazionalità locale.

3.1.3 Analisi della relazione economico-ambientale

Negli ultimi anni, è cresciuta sempre di più l'attenzione verso l'impatto della crescita economica sull'ambiente, con particolare interesse per l'ipotesi di una complementarità tra queste due dimensioni. Una relazione, quella economica-ambientale, che è stata ampiamente discussa anche nella letteratura accademica (Jan et al., 2012; Blasi et al., 2016; Reckling et al., 2016; Gao et al., 2021). Ecco che quindi, considerando gli assunti di base proposti dalla teoria dell'Economia Ecologica e utilizzando gli indicatori descritti nei paragrafi precedenti, si è proceduto ad effettuare un'analisi in termini di *trade-off* economico-ambientale.

Per potere comprendere il tipo di legame fra le due dimensioni, una in funzione dell'altra, è stato adottato un semplice modello empirico di regressione lineare multipla:

$$Y = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_kX_k + \varepsilon$$

In questo modo è possibile determinare una funzione capace di esprimere l'entità e la significatività del legame medio tra le variabili indipendenti $X_1, X_2, \dots, X_k$ e la variabile dipendente Y .

La selezione delle variabili ha incluso, oltre ai due indicatori dell'EB per l'aspetto ambientale e al Margine Lordo per quello economico, ulteriori informazioni quali la resa produttiva, le emissioni derivanti dall'utilizzo di input, la SAU e il regime di coltivazione, ritenute capaci di influenzare significativamente le performance finali. Nella parte empirica verranno

precisate, di volta in volta, quali variabili scelte come dipendenti e quali come esplicative.

Il valore del coefficiente che lega il risultato ambientale, espresso dal bilancio ecologico, al risultato economico, espresso dal margine lordo, laddove significativo, rifletterà proprio la natura del legame causa-effetto fra la gestione del capitale naturale e la redditività della coltivazione. Questa lettura quantitativa consentirà interpretazione più profonda del *trade-off* tra aspetti economici e ambientali e del suo significato nella lettura transdisciplinare offerta dall'economia ecologica.

3.2 Scelta delle coltivazioni

Attraverso il database Istat, relativamente al 7° censimento generale dell'agricoltura 2020, sono state estratte le diverse superficie colturali presenti a livello nazionale.

La successiva pulizia del database ha visto l'esclusione di tutte quelle coltivazioni caratterizzate da una superficie con una percentuale inferiore allo 0,40%, oltre alle superfici non destinate a colture annuali o arboree (come prati permanenti e pascoli). Il risultato finale di questo processo ha portato alla selezione di 17 coltivazioni totali.

Il passaggio successivo è stato quello di cercare di analizzare e comprendere il livello di distribuzione di ciascuna coltura. Come già evidenziato in studi precedenti (Franco et al., 2022), per valutare la concentrazione e la diversificazione delle colture, possono essere impiegati diversi indici. Tra questi, il coefficiente di Gini (1921), visto l'obiettivo di analizzare la variabilità delle diverse superfici colturali a livello regionale

nell'agricoltura italiana, è risultato quello più idoneo in quanto indicatore in grado di misurare le disuguaglianze all'interno di una distribuzione. È importante sottolineare, tuttavia, che questo indice non considera le differenze nella dimensione della Superficie Agricola Utilizzata (SAU) a livello regionale. Pertanto, come ulteriore strumento di valutazione e supporto al coefficiente di Gini, è stato calcolato il coefficiente di variazione, che permette di misurare la variabilità della presenza, in termini relativi, delle coltivazioni nelle diverse regioni.

Nella tabella 4 sono riportati i risultati ottenuti, dai quali si evince una sostanziale sovrapposibilità nelle informazioni fornite dai due indici, i quali mostrano i valori più bassi per le coltivazioni che presentano una distribuzione più omogenea fra le diverse regioni.

Tabella 4 – Indici di concentrazione delle principali coltivazioni a livello regionale

<i>Coltivazioni</i>	<i>SAU (ha*1000)</i>	<i>Coeff. di GINI</i>	<i>Coeff. di Variazione</i>
Frumento duro	1,060	0,666	111%
Olive per olio	973	0,737	118%
Mais	666	0,801	163%
Vite	630	0,547	75%
Frumento tenero	529	0,652	102%
Orzo	342	0,355	63%
Riso	223	0,935	289%
Soia	216	0,879	241%
Pomodoro da industria	205	0,524	64%
Fava	165	0,495	87%
Avena	157	0,677	111%
Girasole	116	0,721	168%
Nocciolo	78	0,851	208%
Arancio	65	0,936	254%
Melo	55	0,804	299%
Castagno	36	0,731	170%
Barbabietola da zucchero	29	0,927	252%

Alla luce dei risultati ottenuti, emerge che le coltivazioni che coniugano una maggiore presenza a livello nazionale con una più equilibrata ripartizione territoriale fra le diverse regioni risultano il frumento duro e la vite per la produzione di vino.

Nei paragrafi successivi vengono presentati e descritti i risultati ottenuti rispetto alla relazione economico ambientale relativamente a queste due coltivazioni scelte come oggetto di analisi.

3.3 Dati utilizzati per l'analisi

Per svolgere l'analisi empirica è necessario disporre dei dati, con riferimento alle due coltivazioni selezionate, per la valutazione dei risultati ambientali, dei risultati economici e per impostare il modello finalizzato all'analisi delle relazioni fra queste due dimensioni.

Nello specifico, per quanto riguarda la valutazione del bilancio ecologico, è indispensabile conoscere i coefficienti tecnici unitari dei singoli processi produttivi. Questi riguardano la resa produttiva (Y_c), potenza e tempi di meccanizzazione (P_{mac} , C_{Pmac} , T_{mac}), quantità di fertilizzanti (Q_{ferN} , Q_{ferP} , Q_{ferK}) e fitofarmaci (Q_{ins} , Q_{fun} , Q_{dis}), ore di lavoro (T_{lav}). Per quanto riguarda i dati relativi all'utilizzo dell'acqua, questi non sono stati considerati in quanto le coltivazioni di frumento duro e vite non risultano irrigue. Inoltre, per ciascuna coltivazione individuata, è necessario conoscere la resa media mondiale (Y_w) e la resa base (Y_o) rispetto alla scala territoriale di analisi che, come si preciserà nel prossimo paragrafo, è quella regionale.

Per la valutazione dei risultati economici, come si è visto, i dati di cui è necessario disporre per ciascun processo produttivo sono il valore totale della produzione (PV) i costi variabili (CV) e il margine lordo (ML).

Infine, per poter elaborare il modello di regressione che consente di stabilire la dimensione del legame fra i risultati ambientali ed economici, gli ulteriori dati da considerare per ciascun processo produttivo sono la sua dimensione (SAU) e il regime (BIO) con cui viene condotto.

La gran parte delle suddette informazioni sono disponibili nella Banca Dati RICA (bancadaturica.crea.gov.it/, 2024), alla quale si è fatto quindi riferimento e da cui sono stati estratti i dati relativi all'anno 2021. Pur offrendo significative potenzialità analitiche, è importante evidenziare alcuni limiti legati alla RICA. Infatti, essa non rappresenta l'intero panorama delle aziende agricole di un determinato territorio, ma raccoglie dati esclusivamente da quelle aziende che, in base alle loro dimensioni economiche, sono considerate professionali e orientate al mercato (Forleo et al., 2021). Inoltre, i dati raccolti presentano alcune distorsioni, che rendono necessaria una verifica preliminare per identificare e rimuovere eventuali outlier.

Per quelle non disponibili direttamente attraverso questa fonte si è operato come segue.

Per la definizione delle rese medie mondiali (Y_w), il valore associato ad ogni coltivazione è stato ottenuto utilizzando Banca Dati FAOSTAT (www.fao.org/faostat, 2024) con riferimento agli anni dal 2019 al 2021.

Per determinare il valore di Y_o per le colture selezionate nelle diverse aree geografiche, si è operato attraverso il confronto tra il valore mediano della resa produttiva a livello nazionale e i valori mediani delle rese produttive nelle singole regioni. Tale rapporto può essere considerato una

sorta di “indice di vocazionalità regionale”, nella misura in cui non vi sia una significativa differenza nelle tecniche produttive medie a livello regionale. Questa ipotesi, indubbiamente molto forte, è stata adottata in questo studio in quanto l'applicazione empirica ha una funzione principalmente esplicativa dell'approccio scelto. Qualora l'obiettivo dello studio fosse un calcolo “esatto” della vocazionalità regionale, andrebbe corretta la resa osservata, il cui valore è al lordo delle diverse tecniche produttive, tenendo conto della quantità, e quindi dell'effetto, degli input impiegati, arrivando così ad una sorta di resa “netta” rispetto all'utilizzo degli input stessi. L'indice, calcolato in questo studio con la suddetta limitazione, viene quindi applicato alla resa base stimata a livello nazionale per determinare la resa in condizioni naturali per ciascuna regione.

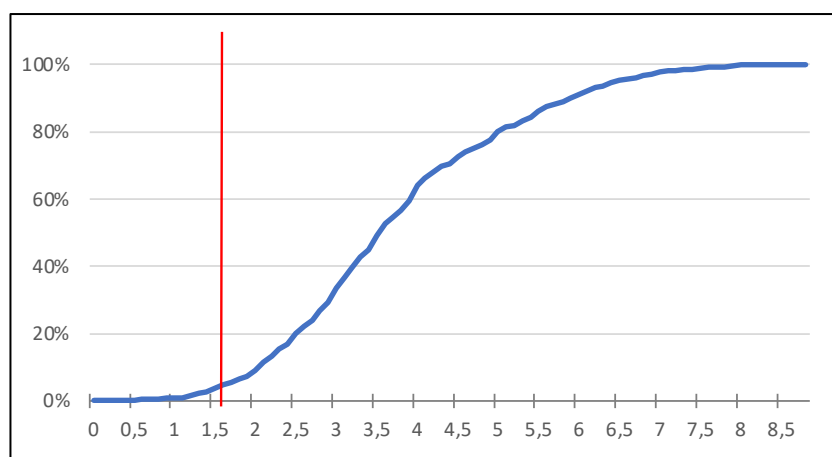
Il calcolo di Y_o rappresenta uno dei punti critici nell'applicazione di questa metodologia, poiché dovrebbe essere definito sperimentalmente attraverso una serie di indagini e studi, osservando il valore ottenuto dalla resa senza interventi umani. La consultazione della letteratura non fornisce informazioni utili in merito. Tuttavia, è fondamentale individuare un ‘metodo’ per determinare questo valore in modo ragionevole, tenendo conto delle informazioni disponibili, senza dimenticare che l'applicazione, in questa sede, ha principalmente un obiettivo esemplificativo (Passeri et al., 2013, Blasi et al., 2016, Franco, 2021).

Ciò premesso, per determinare il valore di Y_o a livello nazionale per entrambe le coltivazioni scelte si è proceduto costruendo la distribuzione di frequenza delle rese produttive per tutte le osservazioni campionarie disponibili. Il risultato ottenuto da questa operazione è mostrato per il frumento duro e per la vite rispettivamente nelle figure 1a e 1b.

La scelta del valore Y_0 è stata condotta sulla base di un'osservazione ragionata dei due grafici cercando di individuare il punto in cui la distribuzione percentile, partendo dall'origine, evidenzia la tendenza ad una crescita più marcata e orientativamente di tipo lineare. In tale punto, infatti, si può supporre che vi sia un effetto diretto degli input sulla produttività; mentre, prima di questo punto, la coltivazione presenti una resa praticamente indipendente dagli input e quindi assimilabile a quella definita come resa base. In altri termini, il punto individuato è quello in cui il grafico si ritiene possa evidenziare la situazione in cui l'attività produttiva si caratterizza in modo evidente per l'effetto dell'impiego di input esterni.

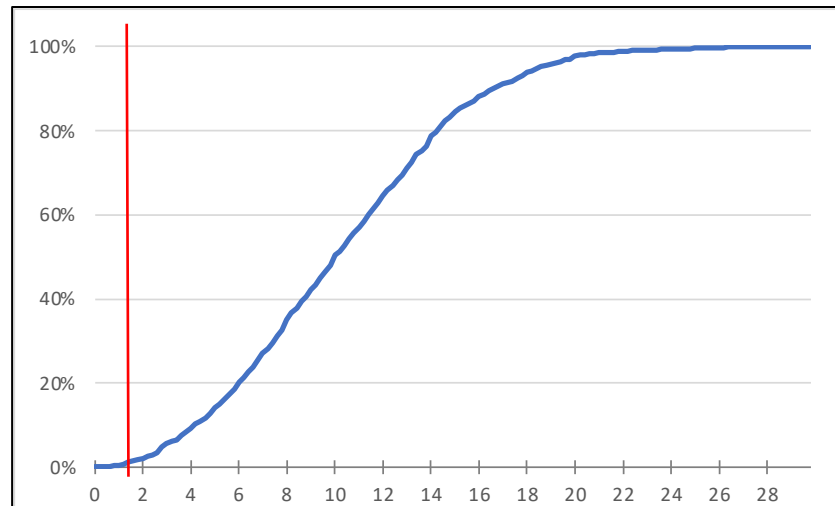
Per entrambe le coltivazioni, come si osserva dai grafici, tale valore corrisponde approssimativamente al 5° percentile, il quale è stato quindi scelto come stima di Y_0 per frumento duro e vite.

Figura 1a – Distribuzione di frequenze delle rese del frumento duro nel campione



Fonte: Nostra elaborazione su dati RICA (2021)

Figura 1b – Distribuzione di frequenze delle rese della vite nel campione



Fonte: Nostra elaborazione su dati RICA (2021)

Relativamente alla potenza media delle macchine (P_{mac}) utilizzate per le coltivazioni, si è proceduto, anche in questo caso, ad una stima su base regionale. A questo scopo si è prima valutata la potenza media ad ettaro per tutte le aziende del campione nazionale in cui era presente la coltivazione selezionata. Poi, a tale valore è stata rapportata la potenza media ad ettaro impiegata nelle sole aziende di ciascuna regione ottenendo così un indice di potenza della meccanizzazione regionale⁴. Tale indice è stato quindi applicato alla potenza media utilizzata nelle coltivazioni di frumento duro e vite, stimata attraverso una rassegna di riviste tecniche di settore, prontuari di agricoltura e tariffari dei servizi di contoterzismo.

Per quanto riguarda infine il dato relativo alla potenza media effettivamente utilizzata nelle operazioni colturali ($C_{P_{\text{mac}}}$) per le coltivazioni

⁴ Nel caso del frumento duro sono state considerate tutte le aziende del campione, mentre nel caso della vite ci si è limitati ad elaborare i dati delle aziende in cui la SAU a vite era maggiore del 50% del totale. Ciò è stato fatto in modo per tenere della specificità che caratterizza il parco macchine delle aziende ad orientamento principalmente viticolo.

individuare, questo è stato stimato attraverso una rassegna delle informazioni riportate su testi di settore e confermato da interviste dirette con docenti universitari della disciplina.

Nella sezione successiva verranno presentati i risultati ottenuti applicando la metodologia descritta nei paragrafi precedenti. È bene precisare che il procedimento condotto è stato il medesimo per entrambe le colture del frumento duro e della vite. Per eseguire i tre step dell'analisi, relativi alla valutazione dei bilanci ecologici, dei risultati economici e delle relative relazioni, si è proceduto ad estrarre i dati dalla Banca Dati RICA, i quali sono stati preventivamente inseriti in un database in cui sono stati riportate tutte le osservazioni disponibili a livello nazionale opportunamente standardizzate su base unitaria (ha) e poi suddivisi in database regionali. Come si illustrerà, per il calcolo delle diverse variabili inserite nei modelli di calcolo si è fatto riferimento, in relazione al percorso metodologico individuato, sia al database nazionale che a quelli regionali.

3.4 Valutazione dei risultati - Frumento duro

3.4.1 Premessa

L'analisi dell'insieme delle osservazioni disponibili relative alla coltura del frumento duro ha evidenziato l'assenza di dati per quattro delle venti regioni: Valle d'Aosta, Trentino - Alto Adige, Friuli - Venezia Giulia e Liguria. Inoltre, si è anche escluso il Piemonte a causa di un numero insufficiente di osservazioni, pari a 8. Va evidenziato come l'esclusione di queste regioni non limiti la validità dell'analisi, in quanto la superficie

destinata a queste coltivazioni è inferiore allo 0,5% del totale nazionale (ISTAT, 2021).

Di conseguenza, l'analisi è stata condotta su 15 delle 20 regioni italiane per un totale di 2.046 osservazioni totali. Il successivo controllo e pulizia del database, consistente nell'esclusione di dati anomali (*outliers*), identificati attraverso un'eccessiva distanza in termini di scarto quadratico medio dalla media campionaria, ha portato all'effettivo utilizzo di un numero di 1.794 osservazioni.

Nella tabella 5 sono riportati alcuni dati utili a descrivere le caratteristiche del campione utilizzato e la sua rappresentatività. Come si conferma, si tratta di una coltura ampiamente diffusa in Italia, con oltre un milione di ettari, pari all'8% della SAU nazionale, e presente in particolar modo nelle zone centro-meridionali (ISTAT, 2021). Infatti, più della metà delle aziende del campione (56%) è concentrata nelle regioni di Marche, Puglia, Molise, Sicilia e Basilicata con una superficie destinata a frumento duro pari a 17.618 ha (57% del totale complessivo). Il restante 44% del campione aziendale si distribuisce tra le altre 10 regioni, con una superficie totale di 13.217 ha. Guardando ai dati ISTAT, la Puglia guida la classifica, rappresentando da sola il 27% della superficie nazionale seguita da Sicilia (20%) e, in egual misura, da Marche e Basilicata con circa il 10%.

Tabella 5 – Caratteristiche del campione RICA per la coltura del frumento duro

<i>Regione</i>	<i>Osserv. totali</i>	<i>SAU RICA (ha)</i>	<i>SAU ISTAT (ha)</i>	<i>RICA su ISTAT</i>	<i>Outliers</i>	<i>Osserv. utilizzate</i>
Lombardia	58	705	12.280	5,7%	10	48
Veneto	29	261	15.236	1,7%	9	20
Emilia-Rom.	170	2.573	51.892	5,0%	30	140
Toscana	124	2.481	55.642	4,5%	16	108
Umbria	64	1.118	12.794	8,7%	11	53
Marche	259	4.069	99.347	4,1%	25	234
Lazio	104	2.044	34.609	5,9%	13	91
Abruzzo	124	1.291	24.649	5,2%	18	106
Molise	218	2.895	42.477	6,8%	17	201
Campania	127	1.247	34.609	3,6%	47	80
Puglia	242	4.106	287.945	1,4%	23	219
Basilicata	198	3.843	115.032	3,3%	4	194
Calabria	29	302	19.275	1,6%	4	25
Sicilia	224	2.705	215.886	1,3%	22	202
Sardegna	76	1.195	31.950	3,7%	3	73
Totale	2.046	30.871	1.053.622	2,9%	252	1.794

Fonte: Nostra elaborazione su dati RICA (2021) e ISTAT (2021)

3.4.2 Bilancio Ecologico

Per procedere al calcolo dei 1.794 bilanci ecologici relativi alle singole osservazioni, oltre ai dati relativi ai coefficienti tecnici dei singoli processi, è necessario disporre dei dati relativi alla resa mondiale (Y_w) e alla resa base (Y_o) nelle singole regioni del frumento duro.

Con riferimento ai coefficienti tecnici, oltre a quelli estratti direttamente dalla Banca Dati Rica, si è proceduto a determinare la potenza media delle macchine utilizzate nel processo produttivo e il relativo coefficiente di potenza effettivamente impiegata.

Per il calcolo della potenza della meccanizzazione (P_{mac}) in ciascuna regione si è adottato il procedimento indicato al paragrafo 3.4 e si è

utilizzata una potenza media per la coltivazione del grano duro in Italia pari a 100 hp. I risultati del calcolo sono riportati in tabella 6.

Tabella 6 – Potenza meccanizzazione impiegata per il frumento duro

<i>Regione</i>	<i>Potenza media (kWh/ha)</i>	<i>Indice Meccanizzazione</i>	<i>Potenza macchine P_{mac} (hp)</i>
Lombardia	10,24	1,36	136
Veneto	11,62	1,55	155
Emilia-Romagna	11,17	1,49	149
Toscana	8,74	1,16	116
Umbria	5,26	0,70	70
Marche	9,39	1,25	125
Lazio	6,66	0,89	89
Abruzzo	11,08	1,48	148
Molise	8,91	1,19	119
Campania	7,05	0,94	94
Puglia	5,63	0,75	75
Basilicata	4,86	0,65	65
Calabria	5,85	0,78	78
Sicilia	4,31	0,57	57
Sardegna	4,19	0,56	56
Italia	7,51	1,00	100

Fonte: Nostra elaborazione su dati RICA (2021)

Come si osserva, si rileva un certo grado di eterogeneità dei risultati. Una prima spiegazione relativamente ai valori più alti potrebbe essere collegata alla conformazione morfologica delle diverse regioni, in particolar modo se si considerano Veneto, Abruzzo, Marche, Molise e Toscana che si configurano come zone principalmente montuose e collinari in cui diviene fondamentale l'utilizzo di macchine con una certa potenza. Una seconda considerazione potrebbe essere fatta, come nel caso dell'Emilia-Romagna, relativamente al fatto che il frumento duro si costituisce come una coltivazione in termini di estensione territoriale consistente e che quindi

necessita un certo livello di potenza per le principali fasi di lavorazione del terreno e di raccolta.

Come coefficiente di potenza impegnata (C_{Pmac}) è stato stimato un valore pari a 0,60 da utilizzare per tutte le coltivazioni del campione (Biondi,1999).

Il valore della resa mondiale del frumento duro desunto dalla banca dati FAOSTAT risulta di $Y_w = 3,50$ ton/ha (FAO, 2024).

Per il calcolo della resa “naturale” della coltivazione del frumento duro si è utilizzata la procedura illustrata nel paragrafo 3.4. Il valore ottenuto in corrispondenza del 5° percentile dell’insieme delle osservazioni risulta di $Y_o = 1,67$ t/ha. Vista l’importanza che questo parametro riveste nel calcolo dell’impatto della sovrapproduzione, si è ritenuto fondamentale valutare la resa base a livello regionale, garantendo in questo modo una misura più precisa dell’attitudine territoriale e delle potenzialità produttive locali. A questo scopo è stato definito un indice di vocazionalità regionale calcolato come il rapporto tra il valore mediano della resa regionale e quello della resa nazionale, pari a 3,53 t/ha. Tale indice è stato poi moltiplicato per la resa base nazionale ottenendo i valori delle rese base per le diverse regioni. I risultati di questa valutazione sono riportati in tabella 7.

Tabella 7 – Calcolo delle rese base regionali del frumento duro

<i>Regione</i>	<i>Resa mediana (t/ha)</i>	<i>Indice di vocazionalità</i>	<i>Resa base Y_o (t/ha)</i>
Lombardia	5,56	1,58	2,63
Veneto	5,70	1,62	2,69
Emilia-Romagna	5,87	1,66	2,77
Toscana	3,01	0,85	1,42
Umbria	4,02	1,14	1,90
Marche	4,57	1,29	2,16

Lazio	3,59	1,02	1,70
Abruzzo	3,54	1,00	1,67
Molise	3,50	0,99	1,65
Campania	3,76	1,07	1,78
Puglia	3,02	0,86	1,43
Basilicata	2,50	0,71	1,18
Calabria	3,19	0,90	1,51
Sicilia	2,82	0,80	1,33
Sardegna	2,60	0,74	1,23

Fonte: Nostra elaborazione su dati RICA (2021)

Come si vede l'indice di vocazionalità presenta un'elevata variabilità territoriale, con alcune regioni decisamente più predisposte alla coltivazione del frumento duro. Se a livello di superficie coltivata sono principalmente le regioni del centro sud a farla da padrone, in termini di vocazionalità territoriale, nonostante le difficoltà climatiche a cui stiamo assistendo, sono principalmente quelle del nord a garantire risultati migliori. In questo l'Emilia-Romagna risulta essere quella maggiormente vocata alla produzione del frumento duro con una resa media di 5,87 t/ha e un indice di 1,66. Seguono il Veneto, Lombardia e Marche.

Una volta ottenuti tutti i dati necessari, di cui viene fornito un esempio relativo alle 20 osservazioni della regione Veneto in tabella 8, si è proceduto, attraverso le formule precedentemente mostrate, al calcolo dei 1.794 bilanci ecologici.

Tabella 8 – Dati utilizzati per il calcolo del bilancio ecologico della coltivazione del frumento duro (Osservazioni del Veneto)

<i>Oss. n.</i>	<i>Y_c</i> (t/ha)	<i>P_{mac}</i> (hp)	<i>C_{Pmac}</i>	<i>T_{mac}</i> (h/ha)	<i>Q_{ferN}</i> (kg/ha)	<i>Q_{ferP}</i> (kg/ha)	<i>Q_{ferK}</i> (kg/ha)	<i>Q_{ins}</i> (kg/ha)	<i>Q_{fun}</i> (kg/ha)	<i>Q_{dis}</i> (kg/ha)	<i>T_{lav}</i> (h/ha)	<i>Y_w</i> (ton/ha)	<i>Y_o</i> (ton/ha)
1	7,06	155	0,60	29	0	0	0	0,00	0,00	0,00	43	3,50	2,69
2	5,51	155	0,60	43	0	0	0	0,00	0,95	0,00	43	3,50	2,69
3	6,94	155	0,60	10	2	0	0	0,40	0,48	0,00	10	3,50	2,69
4	5,82	155	0,60	7	30	0	0	0,00	0,00	3,32	8	3,50	2,69
5	6,30	155	0,60	8	32	0	0	0,00	0,00	3,8	8	3,50	2,69
6	6,49	155	0,60	7	41	0	0	0,00	0,00	3,22	8	3,50	2,69
7	6,37	155	0,60	25	63	0	0	0,00	1,04	0,00	25	3,50	2,69
8	5,63	155	0,60	6	65	0	0	0,00	0,00	3,04	7	3,50	2,69
9	4,83	155	0,60	17	91	0	0	0,00	1,40	1,01	17	3,50	2,69
10	5,76	155	0,60	8	104	0	0	0,00	2,51	1,35	10	3,50	2,69
11	5,46	155	0,60	17	108	0	0	0,00	0,00	0,00	17	3,50	2,69
12	6,71	155	0,60	10	19	16	6	0,00	1,40	3,88	0	3,50	2,69
13	2,53	155	0,60	7	20	13	13	0,00	0,00	0,00	13	3,50	2,69
14	5,81	155	0,60	11	22	22	27	0,00	0,00	0,00	14	3,50	2,69
15	5,05	155	0,60	12	12	25	37	0,00	0,06	0,00	12	3,50	2,69
16	5,09	155	0,60	33	162	47	47	2,13	1,41	1,33	33	3,50	2,69
17	5,27	155	0,60	4	103	60	56	1,00	2,02	1,06	4	3,50	2,69
18	4,60	155	0,60	28	147	79	89	0,00	2,18	2,06	29	3,50	2,69
19	6,00	155	0,60	15	131	80	100	0,00	1,99	0,49	29	3,50	2,69
20	3,22	155	0,60	41	40	48	122	0,00	1,00	0,00	41	3,50	2,69

Fonte: Nostra elaborazione su dati RICA (2021)

La tabella 9 mostra, sempre a titolo di esempio, i valori di Biocapacità (BC), Impronta Ecologica (EF), nonché il risultato finale del Bilancio Ecologico (EB), per le 20 osservazioni relative al Veneto.

Tabella 9 – Bilancio ecologico della coltivazione del frumento duro (Veneto)

<i>Oss. n.</i>	<i>BC (gha/ha)</i>	<i>EF (gha/ha)</i>	<i>EB (gha/ha)</i>
1	5,035	3,905	1,131
2	3,933	3,188	0,746
3	4,948	3,304	1,644
4	4,151	2,611	1,540
5	4,494	2,980	1,514
6	4,629	3,130	1,498
7	4,546	3,599	0,948
8	4,014	2,614	1,400
9	3,447	2,443	1,004
10	4,112	2,939	1,174
11	3,897	2,951	0,945
12	4,786	3,019	1,766
13	1,807	0,292	1,516
14	4,146	2,643	1,503
15	3,600	2,089	1,511
16	3,629	3,472	0,157
17	3,758	2,533	1,225
18	2,283	2,953	0,330
19	4,282	3,512	0,769
20	2,299	1,755	0,543
Media	3,940	2,797	1,143

Fonte: Nostra elaborazione

La tabella 10 riporta i valori dei bilanci ecologici per le singole regioni, ottenuti mediando i risultati ottenuti in tutte le osservazioni relative alla regione stessa. Per apprezzare la differenziazione territoriale dei risultati ambientali della coltivazione del frumento è possibile fare riferimento alla mappa riportata in figura 2.

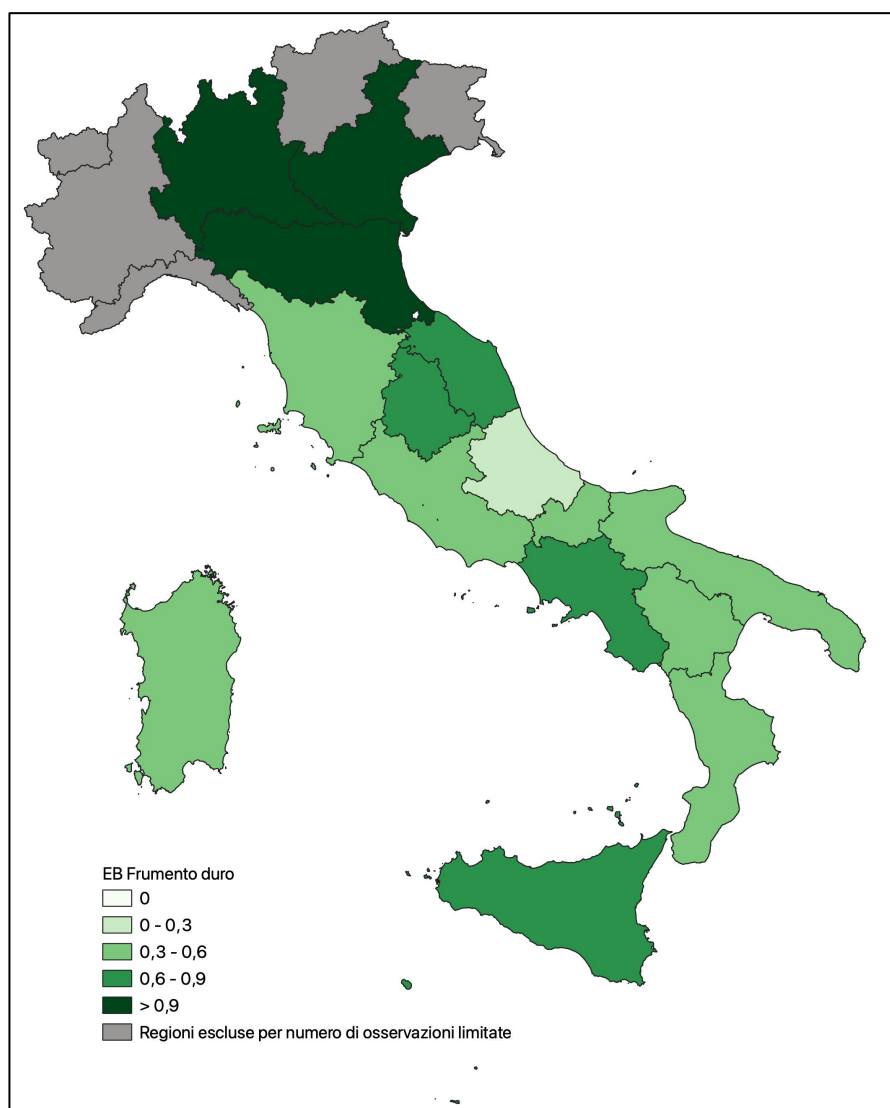
Tabella 10 – Media dei bilanci ecologici regionali del frumento duro

<i>Regione</i>	<i>BC (gha/ha)</i>	<i>EF (gha/ha)</i>	<i>EB (gha/ha)</i>
Lombardia	3,964	2,736	1,228
Veneto	3,940	2,797	1,143
Emilia-Romagna	4,314	3,003	1,311
Toscana	2,230	1,869	0,361
Umbria	2,959	2,214	0,744
Marche	3,218	2,427	0,791
Lazio	2,395	1,815	0,580
Abruzzo	2,669	2,372	0,297
Molise	2,576	1,993	0,583
Campania	2,550	1,923	0,628
Puglia	2,151	1,741	0,411
Basilicata	1,875	1,280	0,595
Calabria	2,351	1,872	0,480
Sicilia	2,015	1,373	0,643
Sardegna	1,828	1,243	0,585
Italia	2,609	1,957	0,652

Fonte: Nostra elaborazione

I risultati evidenziano una situazione in termini ambientali complessivamente positiva. Questo indica che la coltivazione del frumento duro nel suo complesso riesce a produrre rimanendo entro i limiti imposti dalle capacità rigenerative degli ecosistemi, utilizzando un livello di input in modo non intensivo. Un risultato che si spiega considerando la capacità territoriale delle regioni di ospitare questa specifica coltura, riducendo così la necessità di intervento umano. In generale si osserva che più alta è la vocazionalità territoriale, minore è l'esigenza di utilizzare input per aumentare la produzione, determinando così un risultato positivo dell'Ecological Balance (EB).

Figura 2 – Rappresentazione dei bilanci ecologici medi regionali del frumento duro



Fonte: Nostra elaborazione

Visto in termini di confronto fra capitale naturale disponibile e utilizzato, si osserva, facendo riferimento alla nota metodologica sviluppata nel paragrafo 3.2.1, che il primo, proporzionale alla vocazionalità territoriale della coltura ($K_{nD} = EQF_{COL}/Y_w \times Y_o$), è sempre maggiore del secondo, il quale è funzione crescente del livello di impiego di capitale e lavoro: $K_{nU} = f(K, L)$. Ne consegue che i valori più elevati del Bilancio Ecologico sono restituiti proprio da quelle regioni che presentano un indice

di vocazionalità territoriale maggiore, non a caso la regione più sostenibile risulta l'Emilia-Romagna. D'altro canto, il risultato dipende anche dal livello di input impiegati, come il caso della Basilicata evidenzia con chiarezza; infatti, seppur caratterizzata dal più basso livello di vocazionalità più basso, presenta un valore della sostenibilità (EB) in linea o addirittura più elevato rispetto a diverse regioni, proprio in virtù di un più limitato utilizzo di input esterni.

Proprio con lo scopo di meglio comprendere come il valore dell'Ecological Balance cambi in funzione di altri fattori ritenuti potenzialmente incidenti ai fini della sostenibilità ambientale, è stato sviluppato un modello di regressione multipla.

In tale modello il valore di EB (variabile indipendente Y) osservato nelle 1.794 osservazioni del campione viene posto in relazione con alcune variabili per capire se e quanto queste possano influenzare il livello di sostenibilità del frumento duro. Le variabili individuate sono: la resa produttiva ($X_1 = Y_p$), le emissioni di CO₂ derivanti dall'utilizzo di input per unità di prodotto ($X_2 = GWP$), la superficie coltivata a frumento duro ($X_3 = SAU$) e il regime di coltivazione ($X_4 = BIO$).

Il modello risulta pertanto:

$$EB = b_0 + b_1 Y_p + b_2 GWP + b_3 SAU + b_4 BIO + \varepsilon$$

La risoluzione del modello, che si presenta altamente significativa con un R² corretto pari a 0,487, evidenzia, come mostrato in tabella 11, la significatività elevata di tutti i coefficienti, ad eccezione della superficie coltivata a frumento duro.

Tabella 11 – Valore e significatività dei coefficienti

<i>Nome variabile</i>	<i>Parametro b_i</i>
Resa Produttiva (Y_p)	+0,058 gha/ton *** (err. std = 0,005)
Global Warming Potential (GWP)	-0,983 gha/tonCO ₂ *** (err. std. = 0,029)
Superficie utilizzata (Sup_utilizzata)	+0,000 gha/ha ² (err. std = 0,000)
Regime di coltivazione (BIO)	+0,108 gha/ha*** (err. std = 0,017)
Intercetta	+0,737 gha/ha*** (err. std = 0,027)
R ² corretto	0,487

*** (p-value < 0,001)

Fonte: Nostra elaborazione

Quello che emerge conferma quanto esposto precedentemente. Nel momento in cui vengono introdotti degli input nel processo produttivo si generano due effetti legati al valore finale della sostenibilità la quale:

- si riduce di 0,983 gha/tonCO₂, in conseguenza dell'aumento delle emissioni legate all'impiego degli input;
- aumenta di 0,058, gha/ton in virtù della relazione che esiste fra la produttività osservata e resa naturale Y_o , che esprime la vocazionalità territoriale e influenza la componente positiva di EB.

Da segnalare anche, come era lecito attendersi, il legame positivo con la conduzione in regime biologico, che incrementa il bilancio ecologico di 0,108 gha/ha. Per quanto riguarda la relazione con la SAU coltivata, sebbene questa risulti di entità molto limitata e non statisticamente significativa, sembra mostrare la presenza di un lievissimo rendimento “ambientale” di scala positivo.

3.4.3 Margine Lordo

Sempre attraverso la banca dati Rica, sono state selezionate le informazioni relative ai dati economici (valore della produzione, costi variabili e redditi lordi) nell'anno 2021 per le 1.794 coltivazioni di frumento duro presenti nel campione. I valori, riportati all'unità di superficie, sono stati utilizzati per analizzare la relazione fra risultati economici e ambientali così come descritto nel paragrafo successivo. A titolo di esempio, la tabella 12 riporta i conti economici delle 20 aziende del campione del Veneto.

Tabella 12 – Conti economici della coltivazione del frumento duro (Veneto)

<i>Oss. n.</i>	<i>PV (€/ha)</i>	<i>CV (€/ha)</i>	<i>ML (€/ha)</i>
1	3.491	145	3.346
2	3.080	506	2.574
3	2.067	397	1.670
4	2.109	550	1.559
5	2.156	553	1.603
6	2.321	539	1.782
7	2.517	878	1.639
8	1.823	534	1.289
9	1.881	420	1.461
10	1.606	429	1.177
11	1.496	274	1.221
12	1.811	709	1.102
13	1.609	615	995
14	2.203	518	1.685
15	1.211	467	744
16	2.278	602	1.676
17	2.160	1.215	944
18	1.803	922	881
19	1.703	883	820
20	773	567	206
Media	2.005	586	1.419

Fonte: Dati RICA (2021)

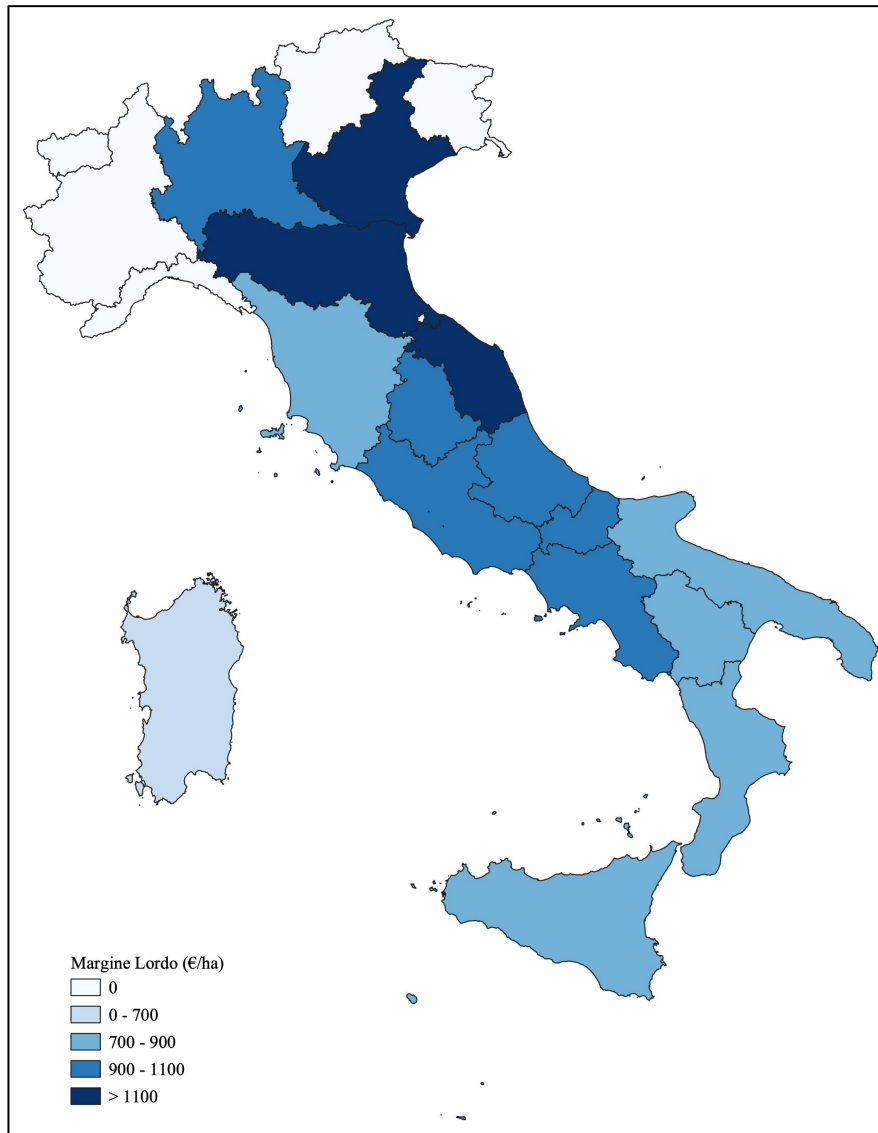
Per avere una panoramica della situazione a livello territoriale, analogamente a quanto fatto per i bilanci ecologici, sono state calcolate le medie regionali dei tre indicatori economici ottenendo i risultati mostrati nella tabella 13 e rappresentati graficamente in figura 3.

Tabella 13 – Media dei conti economici regionali del frumento duro

<i>Regioni</i>	<i>Media PV (€/ha)</i>	<i>Media CV (€/ha)</i>	<i>Media ML (€/ha)</i>
Lombardia	1.754	674	1.080
Veneto	2.005	586	1.419
Emilia-Romagna	1.974	831	1.143
Toscana	1.297	397	900
Umbria	1.611	523	1.088
Marche	1.820	542	1.278
Lazio	1.343	400	943
Abruzzo	1.491	552	940
Molise	1.449	373	1.076
Campania	1.258	340	918
Puglia	1.249	399	851
Basilicata	1.116	275	841
Calabria	1.232	361	871
Sicilia	1.007	283	725
Sardegna	781	285	496
Italia	1.397	432	960

Fonte: Nostra elaborazione su dati RICA (2021)

Figura 3 – Rappresentazione dei conti economici medi regionali del frumento duro



Fonte: Nostra elaborazione

3.4.4 Relazione tra risultati economici e ambientali

Come precisato nella descrizione della metodologia che ha guidato lo svolgimento dell'analisi empirica, lo studio non si è soffermato solo sulla valutazione dei risultati ambientali ed economici. Infatti, considerato l'obiettivo della tesi e anche il grande interesse che riveste lo studio del trade-off tra risultati economici e ambientali in ambito agricolo, seppure

principalmente con un approccio che guarda all'efficienza produttiva (Khalep e Moskalenko, 2020), si è voluto valutare l'effettivo legame tra le due sfere che, anche in questo caso, si è basato sullo sviluppo di un modello di regressione lineare multipla.

Il modello è impostato in modo da valutare l'effetto sulla redditività della coltura, assunta come variabile dipendente ed espressa dal margine lordo (€/ha), del risultato ambientale, espresso da EB, e, in seconda battuta, di altre variabili che si ritiene possano intervenire nel determinare la performance economica del processo produttivo.

Sono stati quindi sviluppati due modelli distinti. Nel primo, come detto, sono stati considerati esclusivamente i due parametri principali, ovvero quello economico del Margine Lordo ($ML=Y$) e quello ambientale del Bilancio Ecologico ($EB=X_1$). Questo, pertanto, si presenta come una regressione lineare semplice e assume la forma:

$$ML = b_0 + b_1 EB + \varepsilon$$

Nel secondo modello sono state incluse come ulteriori variabili indipendenti la resa produttiva Y_p (X_2), la SAU (X_3) e il regime biologico (X_4).

$$ML = b_0 + b_1 EB + b_2 Y_p + b_3 SAU + b_4 BIO + \varepsilon$$

L'obiettivo è quello di condurre un'analisi più accurata e, soprattutto, valutare come si modifica il legame fra la dimensione economica e ambientale. In altri termini, con questo approccio è possibile valutare non solo l'effettivo impatto della sostenibilità misurato dall'EB sul valore della

reddittività finale, ma anche le possibili variazioni in relazione ad altri fattori potenzialmente influenzanti. I risultati dei due modelli sono esposti rispettivamente nelle tabelle 14a e 14b, offrendo così una visione più chiara delle interazioni tra i vari parametri considerati.

Tabella 14a – Valore e significatività dei coefficienti: Modello 1

<i>Nome variabile</i>	<i>Parametro</i>
Bilancio Ecologico (EB)	+128 €/gha *** (err. std. = 29 €/gha)
Intercetta	+877 €/ha *** (err. std = 23 €/ha)
R ² corretto	0,010

*** (p-value < 0,001)

Fonte: Nostra elaborazione

Tabella 14b – Valore e significatività dei coefficienti: Modello 2

<i>Nome variabile</i>	<i>Parametro</i>
Bilancio Ecologico (EB)	-155 €/gha*** (err. std = 24)
Resa produttiva (Yp)	+259 €/ton*** (err. std = 7)
Superficie agricola utilizzata (SAU)	+0,101 gha/ha ² (err. std = 0,152)
Regime biologico (BIO)	+140 €/ha*** (err. std = 23)
Intercetta	+75 €/ha*** (err. std = 29)
R ² corretto	0,427

*** (p-value < 0,001)

Fonte: Nostra elaborazione

Con riferimento al primo modello, anche se il valore di R² è molto basso (0,010), il risultato restituito consente di sviluppare alcune riflessioni. Quella più rilevante è senza dubbio legata al valore positivo del coefficiente di EB che evidenzia come nel campione osservato vi sia un legame diretto

fra sostenibilità ambientale e risultato economico. Questo risultato, che era sicuramente inatteso sulla base delle considerazioni precedenti, ha però una spiegazione che non solo non contraddice l'approccio adottato ma, al contrario, conferma il ruolo fondamentale della vocazionalità territoriale.

Infatti, come spiegato nel paragrafo relativo alle riflessioni metodologiche, la componente positiva del conto economico è proporzionale alla resa produttiva Y_p e per il bilancio ambientale alla resa base Y_o , mentre in entrambi i casi la componente negativa è legata al livello degli input del processo produttivo. Quindi nel caso del frumento duro emerge l'aspetto del forte legame fra resa produttiva e vocazionalità territoriale che consente di interpretare e giustificare il risultato positivo restituito dalla regressione, per il quale l'aumento di 1 gha/ha del bilancio ecologico determina un incremento del margine lordo pari a 128 €/ha. L'importante effetto della vocazionalità locale combinato ad un limitato impiego di input, come accade per il frumento duro, permette, in una certa misura, di associare miglioramento della bioproduttività e incremento produttivo. In queste condizioni diviene ammissibile un certo livello di "intensificazione", con la consapevolezza, però, del possibile rischio nel raggiungere un punto di inversione di questa tendenza. Questo perché nel momento in cui si cerca di aumentare la produzione è necessario ricorre ad un utilizzo maggiore di input che, essendo una componente di impatto rilevante per il bilancio ecologico, peggiora inevitabilmente il livello di sostenibilità.

Proprio per meglio approfondire questo aspetto, nel secondo modello si è cercato di analizzare l'eventuale variazione dei risultati inserendo esplicitamente nell'analisi di regressione, tra gli altri, anche la resa produttiva Y_p .

I risultati di questo modello, che risulta altamente significativo e presenta un R^2 abbastanza elevato (0,427), evidenziano, come era lecito attendersi, un valore del coefficiente di Y_p positivo e significativo; in particolare, un aumento unitario della resa produttiva (ton/ha) comporta un incremento del margine lordo pari a circa 260 €/ha.

Concentrando l'attenzione sul coefficiente b_1 , che è quello che più interessa la nostra analisi, è possibile osservare come il miglioramento di un gha/ha nel valore del bilancio ecologico comporti una riduzione media del margine lordo di 155 €/ha. Un risultato che ribalta la situazione precedente, sottolineando come, nel momento in cui viene considerato esplicitamente il ruolo della resa produttiva, ogni aumento degli input finalizzato ad un aumento del margine lordo, determina un impatto che non riesce ad essere compensato dall'effetto della vocazionalità. Questa è una conferma empirica di quanto affermato dalla teoria dell'economia ecologica rispetto all'impossibilità di ottenere allo stesso tempo un incremento economico e un miglioramento delle performance ambientali e quindi quella che viene definita una "intensificazione sostenibile".

3.5 Valutazione dei risultati - Vite

3.5.1 Premessa

L'analisi dell'insieme delle osservazioni ha evidenziato una non rappresentatività numerica per la sola Calabria, che conta solo quattro osservazioni totali, rendendola così l'unica regione esclusa dalla valutazione. Pertanto, lo studio si è concentrato su 19 delle 20 regioni italiane, per un totale di 1.899 osservazioni.

Il successivo controllo e pulizia del database, consistente nell'esclusione di dati anomali (*outliers*), identificati attraverso un'eccessiva distanza in termini di scarto quadratico medio dalla media campionaria, ha consentito l'effettivo utilizzo di 1.465 osservazioni.

La tabella 15 riporta alcuni dati utili che descrivono alcune caratteristiche del campione utilizzato e la sua rappresentatività.

La vite, che si estende su 622 mila ettari, costituisce il 5% della SAU nazionale. Il 40% delle aziende del campione è concentrato nelle regioni settentrionali, in particolare Friuli Venezia-Giulia, Piemonte, Trentino-Alto Adige e Veneto, che nell'insieme rappresentano il 41% della SAU totale. Al centro, sono l'Abruzzo e la Toscana le due regioni principali con il 15% delle aziende totali e una SAU del 14%, mentre al sud spiccano la Puglia e la Sicilia che costituiscono quasi l'11% delle aziende e il 16% della SAU. Secondo i dati Istat (2021), quasi metà della superficie vitivinicola italiana si trova nel Mezzogiorno, con Puglia e Sicilia che insieme rappresentano il 30% del totale. Il Settentrione segue con il 36%, con il Veneto che da solo copre quasi il 12%. Il restante 18% si trova nel Centro Italia, dove la Toscana spicca con il 9%.

Tabella 15 – Caratteristiche del campione RICA per la coltura della vite

<i>Regione</i>	<i>Osserv. totali</i>	<i>SAU RICA (ha)</i>	<i>SAU ISTAT (ha)</i>	<i>RICA su ISTAT</i>	<i>Outliers</i>	<i>Osserv. utilizzate</i>
Piemonte	197	1.628	46.606	3,5%	80	117
Valle D'Aosta	73	169	463	36,6%	16	57
Lombardia	81	307	23.200	1,3%	28	53
Trentino-Alto Adige	205	705	15.682	4,5%	30	175
Veneto	223	1.438	77.885	1,8%	56	166
Friuli-Venezia Giulia	155	1.021	19.455	5,2%	55	100
Liguria	45	96	1.568	6,1%	17	28
Emilia-Romagna	69	452	55.929	0,8%	13	56
Toscana	127	673	59.993	1,1%	22	105
Umbria	69	599	12.505	4,8%	9	60
Marche	53	271	16.917	1,6%	5	48
Lazio	48	319	16.822	1,9%	12	36
Abruzzo	170	941	32.501	2,9%	30	140
Molise	36	270	5.177	5,2%	2	34
Campania	80	248	23.281	1,1%	20	60
Puglia	104	480	107.490	0,4%	12	92
Basilicata	17	120	5.567	2,2%	0	17
Sardegna	45	329	18.935	1,7%	7	38
Sicilia	102	1.472	114.291	1,3%	19	83
Totale	1.899	11.550	664.296	1,7%	433	1.465

Fonte: Nostra elaborazione su dati RICA (2021) e ISTAT (2021)

3.5.2 Bilancio Ecologico

Il calcolo dei 1.465 bilanci ecologici per le singole osservazioni è stato eseguito seguendo in modo analogo al frumento duro (vedi paragrafo 3.4.2)

Si è quindi proceduto a determinare la potenza media delle macchine (P_{mac}) utilizzate nel processo produttivo della vite a livello regionale (tabella 16), utilizzando come potenza media a livello nazionale un valore di 60 hp determinato seguendo il metodo indicato nel paragrafo 3.4. Il relativo

coefficiente di potenza ($C_{P_{mac}}$), che esprime la quota effettivamente impiegata rispetto alla potenza nominale, anche in questo caso è stata posta pari al 60% (Biondi, 1999). I risultati, a fronte di un impiego di macchine di potenza limitata, mostrano una elevata variabilità nella meccanizzazione della vite tra le diverse regioni. Ciò si lega al fatto che nel contesto dei vigneti, i terreni interfilari non necessitano di macchinari agricoli di elevata potenza per i vari interventi colturali.

Tabella 16 – Potenza meccanizzazione impiegata per la vite

	<i>Potenza media (kWh/ha)</i>	<i>Indice Meccanizzazione</i>	<i>Potenza macchine P_{mac} (hp)</i>
Piemonte	19,30	0,84	51
Valle d'Aosta	39,92	1,75	105
Lombardia	37,77	1,65	99
Trentino-Alto Adige	28,52	1,25	75
Veneto	27,76	1,21	73
Friuli-Venezia Giulia	26,49	1,16	70
Liguria	14,09	0,62	37
Emilia-Romagna	20,79	0,91	55
Toscana	23,28	1,02	61
Umbria	14,57	0,64	38
Marche	14,50	0,63	38
Lazio	14,24	0,62	37
Abruzzo	17,25	0,75	45
Molise	16,47	0,72	43
Campania	20,16	0,88	53
Puglia	10,39	0,46	27
Basilicata	14,96	0,65	39
Sicilia	10,35	0,45	27
Sardegna	12,80	0,56	34
Italia	22,87	1,00	60

Fonte: Nostra elaborazione su dati RICA (2021)

Si è poi reso necessario determinare i coefficienti relativi alla resa mondiale (Y_w) e alla resa base (Y_o) della coltivazione della vite nelle singole regioni (tabella 17).

Tabella 17 – Calcolo delle rese base regionali della vite

<i>Regione</i>	<i>Resa mediana (t/ha)</i>	<i>Indice di vocazionalità</i>	<i>Resa base Y_o (t/ha)</i>
Piemonte	7,91	0,79	2,27
Valle d'Aosta	6,30	0,63	1,81
Lombardia	11,53	1,15	3,31
Trentino-Alto Adige	10,81	1,08	3,10
Veneto	14,85	1,49	4,26
Friuli-Venezia Giulia	7,93	0,79	2,28
Liguria	7,95	0,80	2,28
Emilia-Romagna	14,61	1,46	4,19
Toscana	5,48	0,55	1,57
Umbria	6,06	0,61	1,74
Marche	10,36	1,04	2,97
Lazio	10,12	1,01	2,90
Abruzzo	12,97	1,30	3,72
Molise	16,44	1,64	4,72
Campania	12,27	1,23	3,52
Puglia	11,30	1,13	3,24
Basilicata	8,04	0,80	2,31
Sicilia	8,34	0,83	2,39
Sardegna	6,63	0,66	1,90
Italia	10,01	1,00	2,87

Fonte: Nostra elaborazione su dati RICA (2021)

Il valore della resa mondiale della vite per vino di qualità desunto dalla banca dati FAOSTAT risulta di $Y_w = 11,19$ ton/ha (FAO, 2024), mentre per il calcolo della resa “naturale” il valore ottenuto in corrispondenza del 5° percentile dell’insieme delle osservazioni risulta di $Y_o = 2,87$ t/ha. Per determinare la resa base regionale della vite, è stata prima calcolata la resa

mediana nazionale, pari a 10,01 ton/ha, e poi l'indice di vocazionalità regionale come rapporto fra resa mediana regionale e nazionale.

Se a livello di estensione territoriale e numero di aziende il Molise non risultava tra le regioni principali, in termini di adattamento della coltura è sicuramente la migliore regione a livello nazionale con un indice di vocazionalità territoriale di 1,64. Segue il Veneto che si conferma quindi non solo come una regione caratterizzata da una presenza consistente della coltivazione in termini territoriali, ma anche come la regione settentrionale maggiormente predisposta allo sviluppo della vite con un indice di vocazionalità pari a 1,49.

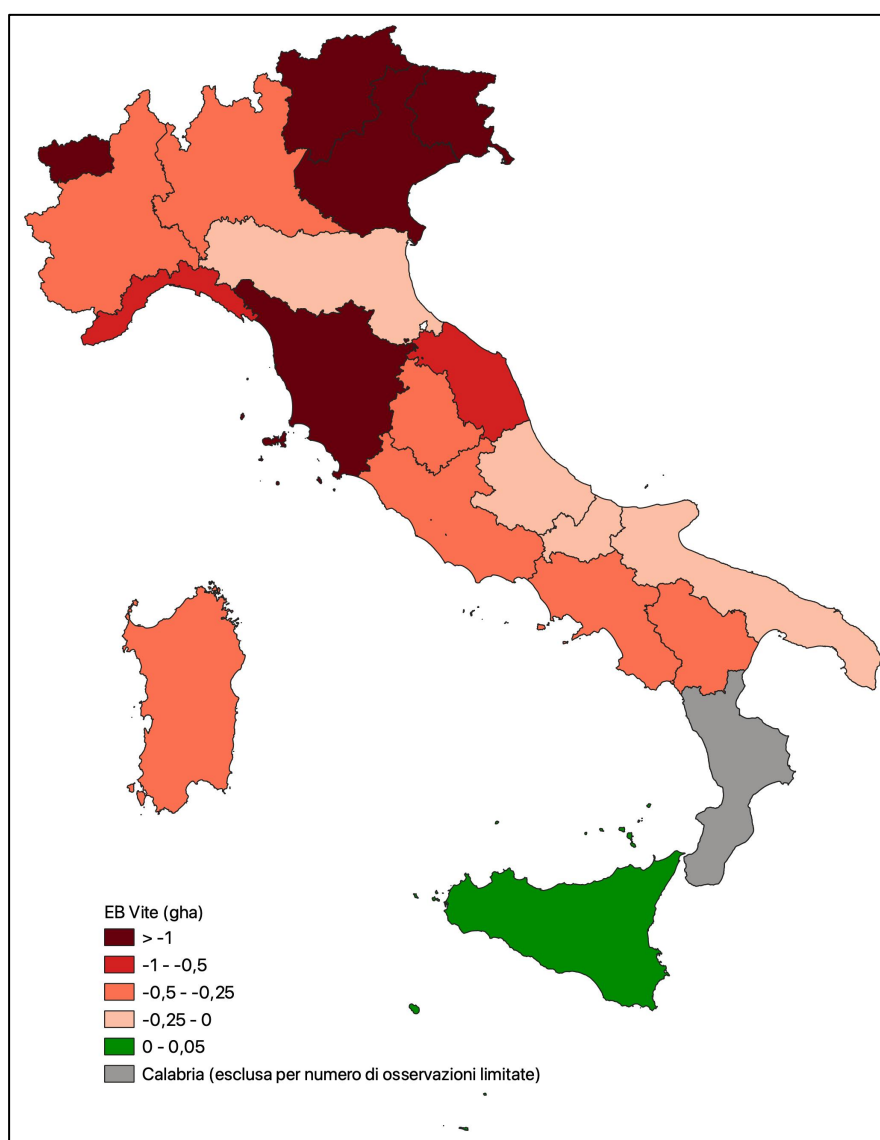
Tabella 18 – Media dei bilanci ecologici regionali della vite

<i>Regione</i>	<i>BC (gha/ha)</i>	<i>EF (gha/ha)</i>	<i>EB (gha/ha)</i>
Piemonte	1,730	2,100	-0,370
Valle D'Aosta	1,400	3,470	-2,070
Lombardia	2,780	3,030	-0,250
Trentino-Alto Adige	2,340	3,700	-1,360
Veneto	3,260	4,350	-1,090
Friuli-Venezia Giulia	1,840	3,370	-1,530
Liguria	1,670	2,220	-0,550
Emilia-Romagna	2,890	2,950	-0,060
Toscana	1,220	2,250	-1,030
Umbria	1,430	1,710	-0,280
Marche	2,310	2,950	-0,640
Lazio	2,120	2,390	-0,270
Abruzzo	2,710	2,830	-0,120
Molise	3,660	3,840	-0,180
Campania	2,590	3,050	-0,460
Puglia	2,520	2,680	-0,160
Basilicata	1,750	2,180	-0,430
Sardegna	1,450	1,810	-0,360
Sicilia	1,800	1,750	0,050
Italia	2,183	2,770	-0,587

Fonte: Nostra elaborazione

I risultati finali del bilancio ecologico della viticoltura italiana a livello regionale sono riportati in tabella 18 e rappresentati graficamente nella mappa di figura 4.

Figura 4 – Rappresentazione dei bilanci ecologici medi regionali della vite



Fonte: Nostra elaborazione

Tutte le regioni, ad esclusione della Sicilia, in cui emerge una gestione più sostenibile delle risorse, presentano un risultato negativo, il che suggerisce come in termini generali nella viticoltura italiana la richiesta di

risorse naturali superi la capacità rigenerativa dell'ecosistema. Un risultato collegato ad un utilizzo di input ingente, che non tiene conto dell'espressione naturale della coltura legata alla vocazionalità territoriale, puntando piuttosto ad una maggiore produttività.

Analizzando il confronto diretto fra capitale naturale disponibile, $Kn_D = (EQF_{COL}/Y_w) \times Y_o$, e utilizzato, che è legato al livello di impiego di capitale e lavoro $Kn_U = f(K, L)$, si osserva quindi una generalizzata situazione di insostenibilità. Una situazione contraria a quella del frumento duro, dove la conseguenza diretta dell'incremento nell'utilizzo degli input comporta una riduzione del valore del bilancio ecologico. Pertanto, la coltivazione nelle condizioni attuali risulta insostenibile e ogni aumento degli input andrà a peggiorare ulteriormente la situazione.

Quanto detto, emerge in maniera chiara dai risultati del modello di regressione relativo alla composizione del bilancio ecologico. Il tale modello il valore di EB (variabile dipendente Y) osservato nelle 1.464 osservazioni del campione viene posto in relazione con alcune variabili per capire se e quanto queste possano influenzare il livello di sostenibilità della coltivazione della vite. Le variabili individuate sono: resa produttiva ($X_1 = Y_p$), emissioni di CO₂ derivanti dall'utilizzo di input per unità di prodotto ($X_2 = GWP$), superficie coltivata a vite ($X_3 = SAU$) e il regime di coltivazione ($X_4 = BIO$).

Il modello risulta pertanto:

$$EB = b_0 + b_1 Y_p + b_2 GWP + b_3 SAU + b_4 BIO + \varepsilon$$

In tabella 19 sono riportati i dati ottenuti come risultato dell'analisi di regressione.

Tabella 19 – Valore e significatività dei coefficienti

Nome variabile	Parametro b_i
Resa Produttiva (Y_p)	-0,064 gha/ton *** (err. std =0,004)
Global Warming Potential (GWP)	-1,946 gha/tonCO ₂ *** (err. std. =0,053)
Superficie utilizzata (SAU)	+0,005 gha/ha ² (err. std =0,001)
Regime di coltivazione (BIO)	+0,201 gha/ha*** (err. std =0,046)
Intercetta	+0,520 gha/ha*** (err. std =0,058)
R ² corretto	0,489

*** (p-value < 0,001)

Fonte: Nostra elaborazione

Una prima considerazione deve essere fatta relativamente alla variabile indipendente b_1 (resa) e alla variabile del GWP. È possibile, infatti, osservare come all'aumentare della resa il valore di EB diminuisca. Un risultato che però è strettamente connesso alla variabile relativa alle emissioni di CO₂ dovute all'utilizzo di input, che penalizzano il valore della sostenibilità. Questo significa che gli input vengono utilizzati per aumentare la resa produttiva della coltura, in modo del tutto indipendente dalla sua vocazionalità territoriale, con un inevitabile peggioramento delle performance ambientali.

Risultato positivo invece si osserva per il regime biologico che contribuisce significativamente all'aumento del bilancio ecologico con un valore di 0,2 gha per ogni ettaro coltivato. Seppur non significativa, anche la superficie utilizzata per la coltivazione fornisce un piccolo contributo positivo che potrebbe essere associato all'idea dei benefici ambientali di una minore intensificazione.

3.5.3 Margine Lordo

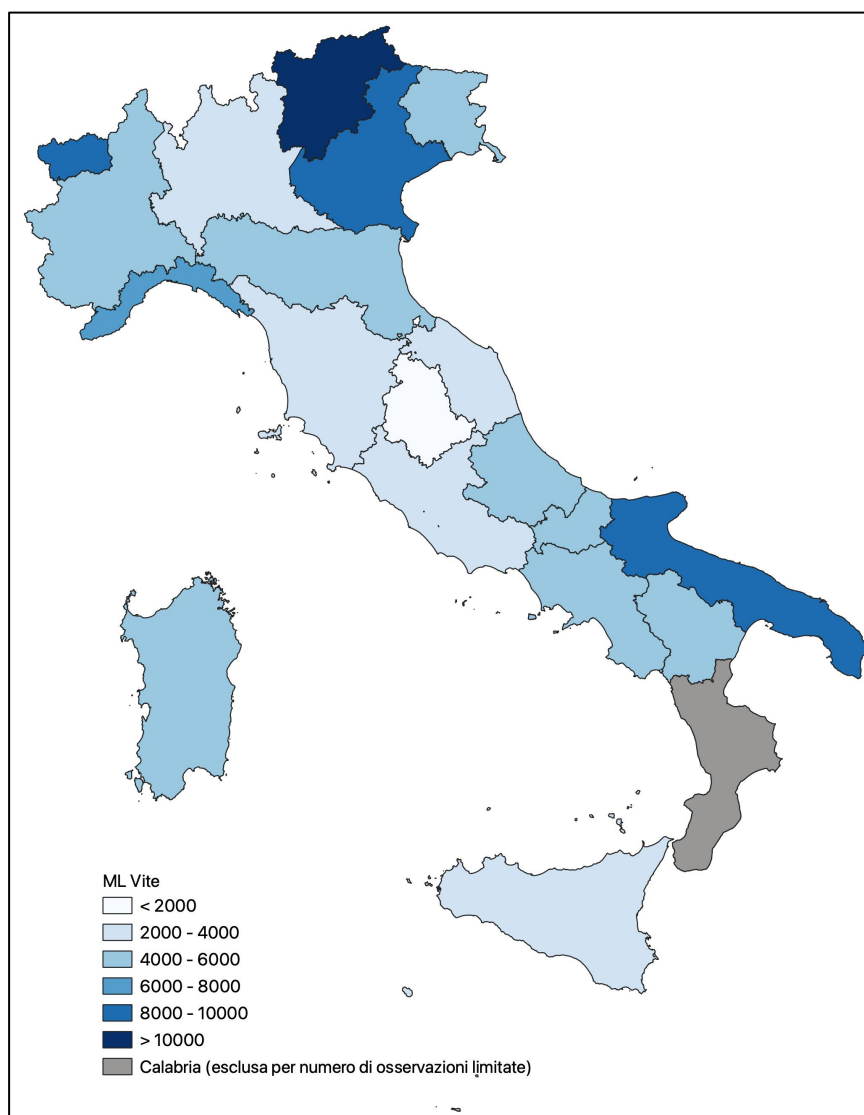
Dalla banca dati RICA sono state selezionate le informazioni relative ai dati economici (valore della produzione, costi variabili e redditi lordi) nell'anno 2021 per le 1.465 coltivazioni della vite per vino di qualità presenti nel campione. I valori, riportati all'unità di superficie, sono stati utilizzati per analizzare la relazione fra risultati economici e ambientali così come verrà descritto nel paragrafo successivo. Le medie regionali dei tre indicatori sono mostrate in tabella 20 e rappresentati in figura 5.

Tabella 20 – Media dei conti economici regionali della vite

<i>Regione</i>	<i>Media PV (€/ha)</i>	<i>Media CV (€/ha)</i>	<i>Media ML (€/ha)</i>
Piemonte	6.939	1.279	5.660
Valle D'Aosta	11.776	2.229	9.547
Lombardia	4.680	1.264	3.416
Trentino-Alto Adige	16.473	2.513	13.960
Veneto	10.795	1.968	8.826
Friuli-Venezia Giulia	5.968	1.700	4.268
Liguria	8.345	1.484	6.860
Emilia-Romagna	6.691	1.912	4.779
Toscana	3.841	1.115	2.726
Umbria	2.769	897	1.872
Marche	4.370	916	3.453
Lazio	4.083	855	3.227
Abruzzo	6.125	1.166	4.958
Molise	6.321	1.030	5.291
Campania	6.046	1.127	4.919
Puglia	9.735	1.151	8.583
Basilicata	5.784	1.363	4.421
Sardegna	6.024	993	5.030
Sicilia	3.475	542	2.933
Italia	7.843	1.469	6.373

Fonte: Nostra elaborazione su dati RICA (2021)

Figura 5 – Rappresentazione dei conti economici medi regionali della vite



Fonte: Nostra elaborazione

I risultati mostrano una notevole disparità regionale. Il nord Italia si conferma come il segmento più competitivo, caratterizzato dai margini lordi più elevati a testimonianza di una forte redditività. In particolare, Trentino-Alto Adige e Valle D'Aosta si distinguono come regioni leader, con i valori del margine lordo più alti a livello nazionale. Spostando l'attenzione sulle regioni centrali, specialmente Toscana e Umbria, mostrano margini più

bassi, principalmente associati ad un più ridotto ammontare dei ricavi. Il Sud Italia, infine si caratterizza per una grande variabilità. La Puglia emerge come una delle regioni più competitive, mentre la Sicilia evidenzia problematiche strutturali nel settore vitivinicolo, con i valori più bassi.

3.5.4 Relazione tra risultati economici e ambientali

Per comprendere il legame tra le due dimensioni sono stati sviluppati due modelli di regressione lineare multipla con l'obiettivo di valutare l'effetto dell'utilizzo del capitale naturale sulla redditività della coltura. Nel primo modello sono stati considerati esclusivamente i due parametri principali, ovvero quello economico del Margine Lordo ($ML=Y$) e quello ambientale del Bilancio Ecologico ($EB=X_1$). Questo, pertanto, assume la forma:

$$ML = b_0 + b_1 EB + \varepsilon$$

Nel secondo modello sono state incluse come ulteriori variabili indipendenti la resa produttiva della coltura Y_p (X_2), la dimensione coltivata in termini di SAU (X_3) e il regime convenzionale/biologico (X_4).

$$ML = b_0 + b_1 EB + b_2 Y_p + b_3 SAU + b_4 BIO + \varepsilon$$

I risultati dei due modelli sono esposti rispettivamente nelle tabelle 21a e 21b.

Tabella 21a – Valore e significatività dei coefficienti: Modello 1

<i>Nome variabile</i>	<i>Parametro</i>
Bilancio Ecologico (EB)	-1.227 €/gha *** (err. std. = 130,246 €/gha)
Intercetta	+5.525 €/ha *** (err. std = 156,758 €/ha)
R ² corretto	0,056

*** (p-value < 0,001)

Fonte: Nostra elaborazione

Tabella 21b – Valore e significatività dei coefficienti: Modello 2

<i>Nome variabile</i>	<i>Parametro b_i</i>
Bilancio Ecologico (EB)	-1.160 €/gha *** (err. std =117,992)
Resa Produttiva (Yp)	+427 €/ton*** (err. std. =24,259)
Superficie agricola utilizzata (SAU)	-12 €/ha ² (err. std =0,001)
Regime di coltivazione (BIO)	-63 €/ha*** (err. std =289,920)
Intercetta	+1.521 €/ha*** (err. std =0,058)
R ² corretto	0,237

*** (p-value < 0,001)

Fonte: Nostra elaborazione

Concentrando l'attenzione sul coefficiente EB, sia nel primo che nel secondo modello, è possibile osservare come il miglioramento di un gha/ha del bilancio ecologico comporti una riduzione consistente del margine lordo. Questo risultato rappresenta una conferma empirica di quanto affermato dalla teoria dell'economia ecologica rispetto all'impossibilità di ottenere allo stesso tempo un incremento economico e un miglioramento delle performance ambientali e quindi quella che viene definita una "intensificazione sostenibile".

Guardando invece ai risultati del secondo modello, è possibile fare ulteriori considerazioni. Come era lecito attendersi, il valore della resa risulta positivo e significativo. Infatti, poiché il margine lordo è un indicatore di redditività, un aumento unitario della resa produttiva comporta un incremento del margine lordo valore pari a 427 euro.

Il risultato negativo e significativo osservato per il regime biologico suggerisce come il contributo non riesca a compensare la riduzione di reddito determinata dalla riduzione delle rese, anche in presenza di un eventuale incremento del prezzo del prodotto.

Inoltre, sebbene, in misura marginale e con un esito non significativo, è possibile osservare una tendenza per la quale è ragionevole ipotizzare che all'aumentare della superficie coltivata, il reddito per ettaro subisca una riduzione.

Il settore vitivinicolo è da sempre considerato un'attività ad alto reddito, come evidenziato nella tabella 22; tuttavia, presenta anche un notevole impatto ambientale come mostrano i risultati precedentemente analizzati.

A questo punto, seguendo i principi dell'economia ecologica, si è esaminato il livello di rinuncia, in termini di redditività economica, richiesto per riportare la produzione all'interno dei limiti ecosistemici.

A tal fine, è stato inizialmente considerato il valore del Margine Lordo al quale si dovrebbe rinunciare in caso di un aumento unitario del Bilancio Ecologico, espresso dal valore del coefficiente b_1 e quindi pari a 1.160 €/gha⁵. Poi, per ciascuna delle 19 regioni (i), tale valore è stato moltiplicato per i valori del Bilancio Ecologico (EB_i) e della superficie agricola coltivata

⁵ Il valore di 1.160 €/gha risulta essere abbastanza robusto, considerando la sua analogia con il risultato ottenuto dal modello 1, che riporta un valore pari a 1.227 €/gha. La minima variazione tra i valori ottenuti dai due modelli indica la stabilità del legame fra risultato economico e livello di sostenibilità, il quale è modificato in modo marginale dall'inserimento di altre variabili nel modello di regressione.

a vite (SAU_i). Ciò ha permesso di calcolare i costi (regionali) della sostenibilità (CS_i) e quindi il costo totale a livello nazionale (CS).

$$CS = \sum_{i=19}^i CS_i = b_1 \times EB_i \times SAU_i$$

Nella tabella 22 vengono riportati i risultati di tale elaborazione.

Tabella 22 - Costo sostenibilità della vite

<i>Regione</i>	<i>Margine Lordo (€/ha)</i>	<i>Costo Sostenibilità (€/ha)</i>	<i>Incidenza</i>	<i>Costo totale sostenibilità (milioni €)</i>
Piemonte	5.660	429	7,6%	18,63
Valle D'Aosta	9.414	2.401	25,5%	1,04
Lombardia	3.416	290	8,5%	6,57
Trentino-Alto Adige	13.960	1.578	11,3%	25,14
Veneto	8.810	1.264	14,3%	127,63
Friuli-Venezia Giulia	4.268	1.775	41,6%	47,38
Liguria	6.860	638	9,3%	0,84
Emilia-Romagna	4.779	70	1,5%	3,82
Toscana	2.726	1.195	43,8%	71,00
Umbria	1.872	325	17,4%	3,18
Marche	3.453	742	21,5%	10,44
Lazio	3.227	313	9,7%	4,48
Abruzzo	4.974	139	2,8%	4,08
Molise	5.291	209	4,0%	0,78
Campania	4.919	534	10,9%	9,15
Puglia	8.583	186	2,2%	18,00
Basilicata	4.421	499	11,3%	1,99
Sardegna	5.030	418	8,3%	7,16
Sicilia	2.933	-58	-2,0%	-5,25
Totale				356,05

Fonte: Nostra elaborazione

Fatta eccezione per la Sicilia, quello che emerge è che a partire da una situazione negativa dell'EB si evidenziano determinati costi di sostenibilità regionali. Ad esempio, il Veneto risulta essere la regione in cui la sostenibilità comporta un costo maggiore: secondo i risultati ottenuti, sarebbero necessari 126 milioni di euro per acquisire la sostenibilità. In altre parole, gli agricoltori dovrebbero intervenire nei loro processi di produzione riducendo la produttività nella misura di perdita complessiva di 126 milioni di euro di margine lordo, affinché la produzione di vite in Veneto possa essere definita sostenibile, rispettando così anche i limiti posti dalla vocazionalità territoriale, senza la necessità di produrre oltre le reali capacità. In generale, emerge che affinché la viticoltura nazionale possa raggiungere una condizione di sostenibilità, l'intero settore dovrebbe rinunciare a un margine lordo totale di 356 milioni di euro. Un risultato che si traduce in una riduzione dell'impatto derivante dall'utilizzo di input legati al processo produttivi e al sovrasfruttamento della risorsa suolo.

3.6 Discussione dei risultati

I risultati ottenuti offrono spunti di riflessione significativi riguardo alle due coltivazioni analizzate, permettendo di comprendere come diverse pratiche agricole possano influenzare l'ecosistema ed evidenziando differenze rilevanti in termini di sostenibilità ambientale e vocazionalità territoriale.

Dall'analisi del bilancio ecologico, il frumento duro emerge come una coltura perfettamente adattabile alle caratteristiche peculiari del territorio, promuovendo una produzione agricola più sostenibile e in armonia con

l'ambiente, come confermato anche da studi precedenti (Passeri et al., 2012). La nostra ricerca evidenzia, infatti, come sia una coltura non solo in grado di adattarsi ai vari contesti pedoclimatici (Liu et al., 2019) ma che rappresenta anche una scelta produttiva vantaggiosa per un impiego ambientalmente efficiente delle risorse locali, riducendo l'impatto ambientale e garantendo una maggiore resilienza agricola. Un risultato che può essere spiegato anche considerando l'estensione territoriale, poiché, a differenza di altri Paesi, in Italia il frumento duro è generalmente coltivato in appezzamenti di dimensioni relativamente contenute, che non richiedono una meccanizzazione con potenze estremamente elevate, e in contesti territoriali che favoriscono lo sviluppo naturale della coltivazione. Tutti aspetti che consentono non solo di massimizzare l'efficienza nell'uso delle risorse naturali, preservare la biodiversità locale e mantenere gli equilibri ecologici, ma che determinano anche costi di produzione relativamente contenuti (Tudisca et al., 2014).

Situazione completamente differente si osserva per la viticoltura che, pur rappresentando un'eccellenza nel settore agroalimentare italiano, si scontra in modo evidente con la sfida della sostenibilità ambientale. Sebbene costituisca una coltura di grande valore economico e culturale, richiede pratiche colturali che possono avere impatti negativi e compromettere gli equilibri ecologici.

Come evidenziato dai risultati del nostro studio, la vite fa uso di significative quantità di input primari, i cui impatti hanno inevitabili ricadute sulla conservazione della biodiversità, sulla qualità delle matrici ambientali e in termini di emissioni di gas climalteranti. La viticoltura, per sua natura, tende a concentrarsi su varietà e pratiche che massimizzano la produttività, spesso a discapito della sostenibilità. Gli impatti maggiori sono

generati dall'elevato utilizzo della meccanizzazione e dall'elevata quantità di fertilizzanti e fitofarmaci impiegati. A questo riguardo, i risultati ottenuti si allineano a quelli di altri studi precedenti, anche se condotti con differenti metodologie (Benedetto, 2013; Marras et al., 2015; Ferrari et al., 2018). Come confermato anche da Recchia et al. (2018); infatti, i risultati ottenuti attraverso l'applicazione del metodo LCA evidenziano una significativa richiesta di gasolio legata all'elevato livello di meccanizzazione: il consumo di carburante dipende direttamente dalle ore di lavoro e dalla potenza delle macchine impiegate, le quali contribuiscono all'aumento dell'impronta di carbonio. In modo analogo, il nostro studio evidenzia come la potenza delle macchine impiegate sia uno degli aspetti che influisce sull'indicatore dell'impronta ecologica, rappresentando una componente che incide negativamente sul bilancio ecologico.

Queste considerazioni, che confermano quanto già discusso a livello metodologico, evidenziano come il valore complessivo del bilancio ecologico, e quindi la sostenibilità di una coltivazione, dipenda fondamentalmente da due elementi: tecnica di produzione e vocazionalità territoriale.

Relativamente al primo aspetto, oltre alle precedenti considerazioni sull'utilizzo della meccanizzazione e degli input, è interessante quanto emerge nello studio rispetto all'effetto della conduzione in regime biologico per le due coltivazioni.

A questo riguardo, numerosi studi basati sulla metodologia LCA evidenziano come le pratiche agricole convenzionali possano minacciare la biodiversità e compromettere le funzioni ecologiche (Soto-Gómez e Pérez-Rodríguez, 2022), soprattutto in presenza di monoculture industrializzate che richiedono elevate quantità di pesticidi, fertilizzanti e carburanti

(Renzulli et al., 2015). In questo senso le diverse soluzioni proposte sono volte a mitigare l'impatto ambientale (Montemurro et al., 2015; Ghasemi-Mobtaker et al., 2020). Guardando al frumento duro, i risultati più favorevoli si evidenziano soprattutto con metodi a basso input, come la coltivazione biologica che secondo alcune ricerche (Bux et al., 2022; Zingale et al., 2024) risulta particolarmente efficace nel rafforzare la capacità vegetativa degli ecosistemi.

Nel nostro studio il risultato positivo dell'effetto del regime biologico per il frumento duro non è solo ambientale ma anche economico; infatti, questa scelta produttiva comporta, in media, un miglioramento ambientale valutato in 0,108 gha/ha e un incremento del margine lordo pari a 140 €/ha.

Esaminando invece i risultati ottenuti per la vite, l'apporto positivo del regime biologico risulta confinato solo alla dimensione ambientale con un incremento di 0,201 gha/ha. Un risultato in linea con quelli di altri studi in cui confrontando la coltivazione di vite biologica e convenzionale, si evidenzia come la prima abbia un impatto ambientale inferiore rispetto alla seconda (Wang et al., 2023; Zambelli et al., 2023). Un tale risultato è facilmente spiegabile considerando che la produzione biologica si basa su principi, quali il rispetto per la biodiversità e la salute del suolo, che determinano una limitazione dell'uso di prodotti chimici sintetici. Tuttavia, è importante sottolineare che, sebbene il regime biologico per la vite comporti un miglioramento ambientale, tale miglioramento non è sufficientemente significativo da alterare in modo sostanziale il valore finale del bilancio ecologico.

Sebbene il regime biologico determini in linea generale dei vantaggi in termini di sostenibilità ambientale, presenta anche alcune sfide che influenzano la resa produttiva e, soprattutto, la redditività economica

(Martin-Garcia et al., 2023). La produzione biologica, infatti, esclude l'uso di pesticidi chimici e fertilizzanti sintetici, ricorrendo a trattamenti a base di rame, zolfo o preparati biologici che, seppur efficaci, sono generalmente più costosi. Inoltre, richiede interventi più frequenti e mirati, che spesso comportano costi aggiuntivi in termini di lavoro e attrezzature. Ecco che, quindi, la riduzione del margine lordo di 63 €/ha ottenuta nel nostro studio per la vite condotta in regime biologico, trova piena giustificazione.

I risultati ottenuti nel nostro studio rispetto all'effetto sul bilancio ecologico dell'adozione del regime di coltivazione biologico riportati in tabella 23 consentono di sviluppare delle ulteriori considerazioni sulla associazione che spesso viene fatta fra agricoltura biologica e agricoltura sostenibile.

Tabella 23: Risultati legati all'adozione del regime biologico

	Frumento duro	Vite
EB	+0,652 gha/ha	-0,587 gha/ha
b ₄ (BIO)	+0,108 gha/ha	+0,201 gha/ha

Fonte: Nostra elaborazione

Nel caso del frumento duro, il regime biologico incrementa il valore del bilancio ecologico di un valore pari a 0,108 gha/ha. Tuttavia, questo miglioramento si inserisce in un contesto già positivo per questa coltura, il che implica che anche in regime convenzionale il frumento duro risulti essere in media una coltura sostenibile.

Nel caso della vite, invece, l'effetto del regime biologico, seppur positivo (+0,201 gha/ha), va a incidere sul valore negativo del bilancio ecologico ma non in misura sufficiente da raggiungere un valore maggiore di zero e quindi mantenendo la coltivazione della vite in una condizione media di insostenibilità.

Pertanto, sebbene la conduzione in regime biologico abbia un effetto positivo in entrambi i casi, ad essa non può essere attribuita in alcun modo la capacità di rendere una coltivazione sostenibile; infatti, come si è visto, il frumento duro è sostenibile anche in regime convenzionale, mentre per la vite la conversione in biologico non rappresenta un fattore sufficiente a trasformarla in una coltura sostenibile.

Ne deriva che, nell'analizzare il ruolo del regime biologico in relazione alla sostenibilità ambientale, questo studio fornisce delle indicazioni chiare rispetto alla scarsa solidità scientifica di qualunque tipo di affermazione che tenda ad associare a priori la conduzione in regime biologico con una produzione sostenibile.

Anche rispetto alla cosiddetta intensificazione sostenibile, tema trattato nel primo capitolo della tesi, è interessante discutere quanto evidenziato dal nostro studio con riferimento alle due coltivazioni analizzate.

Sebbene l'approccio scientifico attuale suggerisca che l'intensificazione sostenibile rappresenta una "forma avanzata di produzione integrata a basso impatto ambientale" (Rockström et al., 2017), il nostro studio rivela una situazione abbastanza diversa, evidenziando una riduzione significativa del valore della sostenibilità ambientale all'aumentare dell'utilizzo degli input e della resa produttiva, come emerge dal riepilogo dei risultati mostrato in tabella 24.

Tabella 24 – Effetti economici e ambientali dell'intensificazione produttiva

	Frumento duro	Vite
Effetto di Yp su ML	+259 €/ton	+427 €/ton
Effetto di Yp su EB	+0,058 gha/ton	-0,064 gha/ton
Effetto di GWP su EB	-0,983 gha/tonCO ₂	-1,946 gha/tonCO ₂
Effetto di GWP su Yp	+0.678 ton/tonCO ₂	+0.359 ton/tonCO ₂

Fonte: Nostra elaborazione

Questa situazione è chiaramente indicata dai dati relativi alla variabile GWP, i quali mostrano una diminuzione nel valore del bilancio ecologico pari a 0,983 gha/tonCO₂ nel caso del frumento duro e di 1,946 gha/tonCO₂ per la vite causata dall'aumento unitario delle emissioni di GHG derivanti dall'utilizzo di input. Considerando, come era lecito attendersi, un effetto diretto dell'utilizzo degli input sulla produttività (pari a 0.678 ton/tonCO₂ per il frumento duro e 0.359 ton/tonCO₂ per la vite) è utile andare ad approfondire le implicazioni economiche ed ambientali legate all'aumento della produttività.

Ne emerge una situazione profondamente differente per le due colture.

In un sistema sostenibile, come quello del frumento, esiste ancora un margine per aumentare la produttività senza compromettere il raggiungimento di una condizione di sostenibilità ambientale. Questo aspetto è ulteriormente evidenziato dal valore positivo che lega la resa produttiva con il valore del bilancio ecologico, il quale va a esprimere come, nelle opportune condizioni e in presenza di vocazionalità territoriale, sia possibile combinare incrementi produttivi con il mantenimento della condizione di sostenibilità.

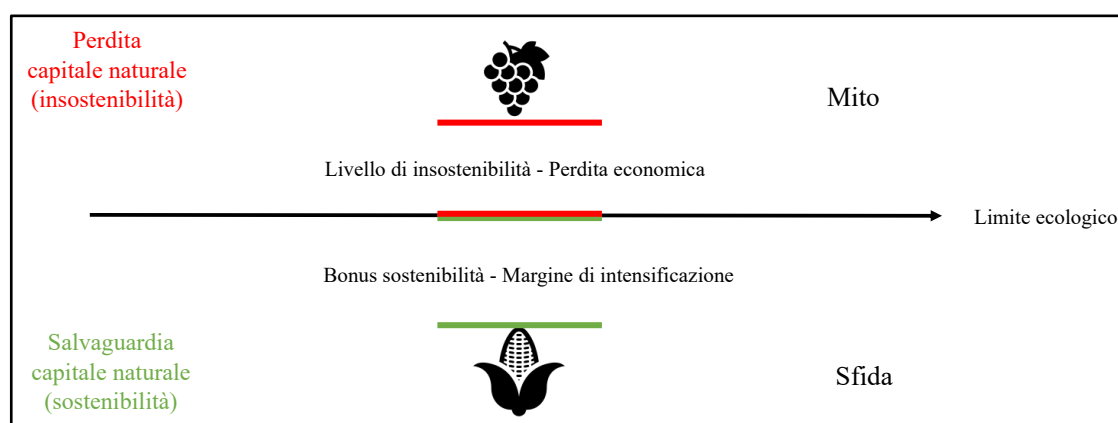
Per la vite, sebbene un aumento della produttività comporti un incremento del margine lordo di un valore circa il doppio del frumento duro, la situazione di insostenibilità ambientale evidenzia un utilizzo intensivo delle risorse e pertanto un ulteriore incremento degli input, oltre ad andare a ridurre la loro efficienza produttiva, determinerebbe un'ulteriore penalizzazione del risultato del bilancio ecologico. Tale risultato è in linea con la logica di base della metodologia dell'ecological footprint adottata in questo studio; essa, infatti, considerando il mantenimento del capitale

naturale un requisito imprescindibile, associa ad ogni aumento degli input un inevitabile deterioramento delle performance ambientali.

D'altronde, come era lecito attendersi, in entrambi i casi si osserva un legame diretto fra produttività e margine lordo, situazione che giustifica la costante ricerca da parte degli agricoltori di un aumento delle rese unitarie. Ricerca che, come si è visto, può avere implicazioni ambientali molto diversi in relazione alla vocazionalità territoriale e alla tecnica produttiva impiegata.

Il quadro offerto dai risultati dello studio può essere sintetizzato graficamente come mostrato in figura 6.

Figura 6 – Intensificazione sostenibile: sfida o mito?



Fonte: Nostra elaborazione

Tale rappresentazione consente di rispondere alla domanda posta nel titolo del paragrafo 1.3.

È, infatti, possibile affermare che un'intensificazione agricola sostenibile può realizzarsi esclusivamente per quelle colture, come il frumento duro, che già soddisfano criteri di sostenibilità dal punto di vista ambientale, ossia che non compromettano la salute degli ecosistemi e delle risorse naturali, e che, al contempo, offrono effettive opportunità di incremento della

produttività. In questa situazione è possibile coniugare un miglioramento delle rese con un rispetto ambientale impiegando tecniche agricole capaci di ottimizzare l'impiego di ulteriori input, un comportamento che per gli agricoltori si configura come una sfida, in quanto diviene fondamentale è capire quale sia l'effettivo margine di intensificazione.

Al contrario, in tutti i casi in cui le tecniche standard evidenziano, come accade per la vite, una strutturale insostenibilità ambientale non esistono possibilità di aumento della produttività e, di conseguenza, l'idea di un'intensificazione sostenibile si rivela, con evidenza, un concetto illusorio e quindi un vero e proprio mito.

È evidente che quanto discusso finora si riferisce a un'analisi su scala macro-territoriale, con valutazioni di sostenibilità per le due colture analizzate che offrono tendenze generali ed esempi rappresentativi. Tuttavia, tale approccio non risulta adatto a una valutazione a livello aziendale. Riducendo la scala territoriale, infatti, emergono diversi fattori chiave che devono essere considerati. In questo contesto, sarà il singolo imprenditore a dover valutare la situazione tenendo conto non solo dell'ordinamento produttivo, ma anche delle rotazioni colturali, che possono determinare compensazioni nei risultati finali (Martella et al., 2023, Blasi et al., 2016).

CONCLUSIONI

L'obiettivo di questo studio è stato quello di approfondire il ruolo delle attività antropiche, con particolare riferimento all'agricoltura, all'interno della dimensione ambientale, delineando un percorso che, a partire dalla visione etica delle relazioni fra essere umani e natura, ha affrontato le prospettive dei diversi paradigmi economici per giungere all'identificazione dei metodi e all'applicazione empirica degli strumenti più adatti per valutare le performance ambientali delle attività agricole.

Ogni capitolo ha contribuito in modo determinante a chiarire i molteplici aspetti di questa relazione, che si è tentato di ricondurre ai tre specifici quesiti di ricerca posti nell'introduzione.

Nel primo capitolo è stata esaminata l'evoluzione storica del pensiero economico rispetto al rapporto fra attività umane e mondo naturale, rivelando come questo legame sia stato caratterizzato da una continua evoluzione nonché influenzato da diverse visioni economiche che hanno avuto come conseguenza l'adozione di vari approcci sia teorici che operativi alla gestione delle risorse naturali. Un rapporto che ha spesso riflettuto una netta separazione dei due sistemi, con l'attività economica considerata come indipendente dalle leggi ecologiche che governano il mondo naturale. Una divisione che, se si è progressivamente accentuata fino alla metà del '900, ha inevitabilmente ceduto il passo all'evidenza di una interconnessione tra le due sfere, fino ad arrivare ad una condizione in cui la considerazione degli aspetti ambientali è divenuta un requisito essenziale dell'attività economica.

Quello che però merita attenzione, e su cui questa tesi si è concentrata, è la modalità con la quale tale “considerazione” si possa tradurre in approcci scientifici e in azioni concrete che possono effettivamente promuovere un’economia capace di operare nel rispetto dei limiti ecologici del pianeta. Questa inversione di tendenza che si è osservata negli ultimi decenni è stata accompagnata dall’introduzione di politiche e misure specifiche per affrontare le implicazioni ambientali delle attività economiche.

In particolare, per quanto riguarda l’agricoltura, sono da segnalare gli interventi della politica agricola comunitaria (PAC), che ha cercato di valorizzare produzioni di maggiore qualità e di promuovere tecniche agricole sempre meno impattanti. Tuttavia, ciò non ha impedito che vi sia ancora da parte degli studiosi che si occupano degli aspetti tecnici dell’agricoltura una visione prioritariamente orientata alla crescita economica e all’incremento della produttività. Una condizione che, seppure auspicabile e oggetto di approfondimento, si è visto essere difficilmente coniugabile con una sufficiente attenzione alla salvaguardia delle risorse naturali.

Pertanto, si può ritenere che le considerazioni sviluppate nel primo capitolo abbiano risposto in modo soddisfacente al primo quesito di ricerca che era articolato come segue: *Come si è evoluto il pensiero economico nell’affrontare l’analisi delle relazioni tra attività antropiche (Economia) ed ecosistemi (Ambiente)? Come tale evoluzione ha condizionato la situazione attuale del settore agricolo in termini di politiche e di approccio scientifico dominante?*

Nel secondo capitolo ci si è posti l’obiettivo di rispondere al secondo quesito di ricerca con il quale ci si posti la questione fondamentale che è alla base dell’approccio con cui studiosi e decision maker affrontano la

“questione ambientale: *Quali sono le visioni morali alla base della relazione gerarchica economia-ambiente e a quali paradigmi economici danno origine?*

La discussione che si è sviluppata ha approfondito la dimensione etica del rapporto tra economia e ambiente, analizzando i concetti morali alla base delle discipline dell'economia ambientale e dell'economia ecologica, due paradigmi che si differenziano profondamente, proprio per la loro diversa interpretazione della relazione tra le due sfere che deriva da dei riferimenti morali alternativi quali l'antropocentrismo e l'ecocentrismo.

La prima, infatti, si concentra su strumenti e politiche per integrare l'ambiente nell'economia, considerando la dimensione ambientale parallela a quella antropica con una visione di sostenibilità debole, in cui sussiste una sostituzione tra perdita di capitale naturale e incremento del capitale economico. La seconda, invece, pone l'accento sulla subordinazione alle leggi naturali delle attività economiche, le quali sono sostenibili solo se non compromettono la capacità rigenerativa degli ecosistemi, definendo una visione di sostenibilità forte in cui la perdita di capitale naturale si configura come una situazione irreversibile e non compensabile. Si è anche visto come questi due paradigmi facciano uso di strumenti analitici differenti, sia per quanto riguarda l'impostazione delle analisi, sia per la natura degli indicatori che nell'economia ambientale, in cui la dimensione economica è prioritaria, sono di tipo monetario, mentre nell'economia ecologica in cui il rapporto gerarchico è inverso, sono di tipo biofisico.

L'evidenza che l'adozione di una visione morale nei rapporti uomo-natura sia necessaria per poter individuare strumenti coerenti per l'analisi di questioni che riguardano le interazioni fra economia e ambiente a scelta ha portato, in conclusione del secondo capitolo, a identificare il paradigma

dell'economia ecologica come riferimento per lo sviluppo dell'analisi metodologico-empirica che si è posta l'obiettivo di rispondere al terzo quesito: *Come si può quantificare la sostenibilità ambientale delle attività agricole e valutarne le implicazioni sui redditi degli agricoltori?*

L'analisi condotta nel terzo capitolo ha evidenziato l'importanza di definire con precisione quale aspetto della sostenibilità si vuole valutare e, di conseguenza, di utilizzare strumenti ed indicatori che consentano di avere una rappresentazione affidabile e coerente della situazione oggetto di analisi. In particolare, lo studio ha adottato una prospettiva di sostenibilità "forte", identificando nell'impronta ecologica uno strumento adeguato in grado di quantificare le implicazioni economiche nel rispetto della condizione di sostenibilità ambientale.

Per condurre tale analisi sono state selezionate le coltivazioni del frumento duro e della vite da vino che, per estensione e distribuzione territoriale, risultano le maggiormente rappresentative a livello nazionale. Per ciascuna di esse è stata condotta una valutazione sotto due prospettive: quella ambientale, attraverso lo strumento del bilancio ecologico, e quella economica, selezionando il valore del margine lordo. A questo è poi seguito un approfondimento del *trade-off* tra risultati economici ed ambientali, valutando le ricadute economiche della necessità del rispetto della condizione di mantenimento del capitale naturale.

I risultati hanno inoltre evidenziato due aspetti rilevanti.

Un primo elemento centrale riguarda la necessità di affrontare in modo sistematico le implicazioni ambientali sul sistema economico, un tema che riveste un ruolo significativo sia in ambito didattico che nella ricerca. In particolare, l'analisi del rapporto tra economia e ambiente nel settore agricolo richiede lo sviluppo di strumenti analitici specifici, capaci di tenere

conto della complessità e della variabilità dei fattori in gioco. Le peculiarità territoriali, le caratteristiche delle colture e le scelte imprenditoriali impongono infatti un approccio flessibile e contestualizzato, in grado di adattarsi alle diverse realtà locali.

Dal punto di vista formativo, ciò comporta un ripensamento delle metodologie didattiche, orientato verso un'educazione di tipo transdisciplinare. Un approccio che non solo integra saperi diversi, ma promuove anche una nuova prospettiva nella lettura delle problematiche ambientali, contribuendo ad arricchire e innovare le strategie educative e analitiche esistenti.

Il secondo aspetto concerne, invece, la conferma evidente che alcune affermazioni ormai divenute comunemente accettate, non solo nell'opinione pubblica ma anche da operatori del settore e da alcuni studiosi, sono scientificamente infondate. Ci riferiamo, in particolare, alla equivalenza fra agricoltura biologica e agricoltura sostenibile e alla reale possibilità di gestire le pratiche agricole in modo da ottenere un loro intensificazione sostenibile. Per entrambe le affermazioni, come si è argomentato nella discussione dei risultati, lo studio condotto ha evidenziato la loro falsità, ovviamente, vala la pena ribadirlo, laddove la sostenibilità si interpreti in senso forte.

È però fondamentale evidenziare alcuni limiti dello studio relativamente alla parte empirica dell'elaborato.

Il primo limite è legato alla disponibilità e alla qualità dei dati disponibili che può influenzare la precisione dei risultati. Sebbene i dati RICA siano rappresentativi a livello regionale, non sempre garantiscono un'affidabilità assoluta. In questo senso, un attento processo di pulizia dei

dati anomali ha permesso di ridurre al minimo eventuali errori, garantendo così dei risultati attendibili.

Un secondo limite significativo concerne la determinazione del valore di Y_0 , parametro chiave su cui si fonda l'intera struttura dell'analisi empirica. La sua corretta definizione è essenziale per garantire l'affidabilità e la coerenza dei risultati ottenuti. Tuttavia, la stima di questo valore presenta diverse criticità, legate principalmente alla qualità e alla disponibilità dei dati. Per superare tale ostacolo, risulta necessario non solo ricorrere a basi dati più precise e dettagliate, ma anche progettare sperimentazioni più mirate, in grado di fornire evidenze empiriche più robuste. L'integrazione tra dati accurati e approcci sperimentali ben strutturati rappresenta, dunque, una condizione fondamentale per rafforzare la validità delle analisi.

Un terzo limite riguarda invece l'uso della regressione lineare quale strumento analitico. Sebbene sia un modello in grado di fornire delle informazioni sufficienti per formulare delle conclusioni significative, si tratta di uno strumento non particolarmente sofisticato con una capacità limitata di rappresentare il *trade-off* tra risultati economici e ambientali.

Il quarto limite concerne invece il metodo dell'ecological footprint utilizzato per valutare i bilanci ecologici delle singole coltivazioni. Si tratta, infatti, di un metodo che non riesce a internalizzare tutti gli aspetti ambientali, ponendo maggiore attenzione alla dimensione quantitativa del capitale naturale rispetto alla sua eventuale variazione qualitativa. Rispetto alla risorsa idrica, ad esempio, non fornisce una visione completa e approfondita dell'utilizzo e di come le caratteristiche possano essere degradate in relazione al tipo di impiego; proprio per questo, nelle applicazioni più approfondite dell'ecological footprint viene spesso

affiancate dalla valutazione della water footprint come indicatore complementare.

Nonostante questi limiti, l'approccio metodologico adottato nella tesi risulta essere un utile strumento per valutare la sostenibilità delle attività agricole su diverse scale territoriali e temporali e, soprattutto, per comprendere le implicazioni produttive ed economiche del rispetto della condizione di sostenibilità in agricoltura. Sarebbe pertanto essenziale orientarsi verso una produzione che rispetti veramente il concetto di vocazionalità territoriale, cercando così di valutare e sfruttare le capacità intrinseche di un territorio per sostenere determinate attività economiche senza un'eccessiva pressione e in cui la sfera ambientale abbia una rilevanza effettiva. A questo riguardo, l'approccio proposto si configura come un valido supporto per le politiche agricole, offrendo la possibilità per i *decision maker* di orientare le loro azioni in modo tale da garantire la salvaguardia degli ecosistemi nel rispetto della loro capacità di carico, promuovendo così l'adozione di pratiche agricole e di sistemi produttivi caratterizzati da una gestione delle risorse naturali che sia effettivamente sostenibile.

In conclusione, al di là dei risultati ottenuti nell'applicazione empirica, va sottolineato come questa ricerca abbia chiaramente evidenziato la subordinazione delle metodologie analitiche utilizzate per lo studio delle relazioni fra ambiente ed economia, all'adesione (più o meno consapevole) ad un paradigma economico che, a sua volta, fonda le sue basi sulla visione della finalità dell'essere umano sul pianeta.

Ne deriva che, nello studio delle questioni ambientali, la "tecnica", che riveste un ruolo importante per la conoscenza dei fenomeni e per guidare le azioni che puntano a limitarne il degrado degli ecosistemi, non è

assolutamente neutra. Essa è invece diretta conseguenza dell'assunzione di un atteggiamento etico e, quindi, di una scelta morale di cui tutti gli studiosi dovrebbero essere consapevoli e assumersi la responsabilità.

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

Al-Dosary, N.M.N., Aboukarima, A.M., Al-Hamed, S.A. (2022) Evaluation of Artificial Neural Network to Model Performance Attributes of a Mechanization Unit (Tractor-Chisel Plow) under Different Working Variables, *Agriculture*, 12, 840.

Andreozzi, M. (2012). *Etiche dell'ambiente. Voci e prospettive*, LED Edizioni universitarie, Milano.

Ang, F., Van Passel, S. (2012). Beyond the Environmentalist's Paradox and the Debate on Weak versus Strong Sustainability. *BioScience* 62: 251–259.

Arneth, A., Shin, Y.-J., Leadley, P., Rondinini, C., Bukvareva, E., Kolb, M., Midgley, G.F., Oberdorff T., Palomo I., Saito, O. (2020). Post-2020 biodiversity targets need to embrace climate change, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117(49), 30882-30891.

Associazione Italiana delle Società Scientifiche Agrarie (AISSA, 2019). *Intensificazione sostenibile strumento per lo sviluppo dell'agricoltura italiana*, Casa editrice: Società di Ortofrutticoltura Italiana (SOI), ISBN: 978-88-32054-01-9.

Ayres, R., Van Den Bergh, J., Gowdy, J. (2001). Strong versus Weak Sustainability: Economics, Natural Sciences, and Consilience, *Environmental Ethics*, 23, 155-168.

Bagliani, M., Bravo, G., & Dalmazzone, S. (2008). A consumption-based approach to environmental Kuznets curves using the ecological footprint indicator. *Ecological Economics*, 65(3), 650-661.

Barbier, E.B., Burgess, J.C. (2017). Natural resource economics, planetary boundaries and strong sustainability, *Sustainability* 9 (10), 1858.

Barbier, E.B.; Burgess, J.C. (2021). Sustainable Use of the Environment, Planetary Boundaries and Market Power, *Sustainability*, 13, 949.

- Beckerman, W. (1995). How Would you Like your 'Sustainability', Sir? Weak or Strong? A Reply to my Critics.
- Benedetto, G. (2013). The environmental impact of a Sardinian wine by partial life cycle assessment, *Wine Economics and Policy*, 2(1), 33-41.
- Biagetti, E., Gislou, G., Martella, A., Zucali, M., Bava, L., Franco, S., Sandrucci, A. (2023). Comparison of the use of life cycle assessment and ecological footprint methods for evaluating environmental performances in dairy production, *Science of The Total Environment*, 905, 166845.
- Blasi, E., Passeri, N., Franco, S. and Galli, A. (2016), An ecological footprint approach to environmental–economic evaluation of farm results. *Agricultural Systems*, vol. 145, 76–82.
- Bodria, L., Pellizzi, G., Piccarolo, P. (2013). *Meccanica e Meccanizzazione Agricola*, Edagricole, Bologna, vol. 1 e 2.
- Bonaiuti M. (2008) *Economia e territorio. Un approccio sistemico*, Sviluppo locale, vol. 11, n° 27, 32-56.
- Bresso, M. (2021). *Economia ecologica: La transizione ambientale verso uno sviluppo sostenibile*, Jaca book.
- Brown, L. R. (1997). *State of the world 1997: a Worldwatch Institute report on progress toward a sustainable society*.
- Bruni F., Franco S. (2003). *Economia dell'impresa e dell'azienda agraria*, FrancoAngeli, pp. 276.
- Bux, C., Lombardi, M., Varese, E., Amicarelli, V. (2022). Economic and environmental assessment of conventional versus organic durum wheat production in Southern Italy, *Sustainability*, 14(15), 9143.
- Caputo, A. (2023). *Efficiency and decarbonization indicators in Italy and in the biggest European Countries*, Ispra, Edition 2023.
- Carson, R. (1962). *Primavera Silenziosa*, Stati Uniti, Editore: Houghton Mifflin.
- Cassman, K.G., Grassini, P. (2020). A global perspective on sustainable intensification research, *Nature Sustainability*, 3 (4), 262–268.

- Caverzan, P. (2020). L'intensificazione sostenibile. Associazionismo economico dei produttori agricoli europei come strumento di "enforcement", L'impresa sostenibile. Alla prova del dialogo dei saperi.
- Chang, T.F.M., Piccinini, L.C., Iseppi, L. (2005). La remunerazione delle risorse naturali- buco nero della scienza economica, Agribusiness Paesaggio e Ambiente, vol. 9 n.3.
- Chiracò, M. V., Bellotta, M., Lacetera, N., Vitali, A. Grossi, G. (2020). Metodologia per la stima della riduzione delle emissioni e/o dell'aumento degli assorbimenti da attività di gestione sostenibile, Rete Rurale Nazionale.
- Coderoni, S. (2015). Sostenibilità ambientale in agricoltura. Alcune considerazioni introduttive, Agriregionieuropa n°41.
- Commissione Europea (2020a). Una strategia "Dal produttore al consumatore" per un sistema alimentare equo, sano e rispettoso dell'ambiente, COM 381 final.
- Commissione Europea (2020b). Strategia dell'UE sulla biodiversità per il 2030. Riportare la natura nella nostra vita, COM 380 final.
- Common, M. (1996). Beckerman and his Critics on Strong and Weak Sustainability: Confusing Concepts and Environmental Values, February 1996, Vol. 5, No. 1 (February 1996), pp. 83-88.
- Common, M., Perrings, C. (1992). Towards an Ecological Economics of Sustainability, Ecological Economics, 6, 7-34.
- Common, M., Stagl, S. (2005). Ecological economics: an introduction, Cambridge University Press.
- Costanza, R., Cumberland, J. H., Daly, H., Goodland, R., Norgaard, R. B. (1997). An introduction to ecological economics, Crc Press.
- Costanza, R., Daly, H.E., Barthlomew, J.A. (1991). Goals, agenda and policy recommendations for ecological economics, in R. Costanza (ed.), Crippa, M., Solazzo E., Guizzardi D., Monforti-Ferrario F., Tubiello F. N., Leip, A. (2021). Food systems are responsible for a third of global anthropogenic GHG emissions, Nature Food ,2, 198–209.

- Daly H., E. (1995). On Wilfred Beckerman's critique of sustainable development, *Environmental Values*, 4: 49–55.
- Dasgupta, P., Heal, D. (1979). *Economic theory and exhaustible resources*, Cambridge University Press.
- DesRoches, C. T. (2019). Some truths don't matter: The case of strong sustainability. *Ethics, Policy & Environment*, 22(2), 184-196.
- di Cristofaro, M., Marino, S., Lima, G., e Mastronardi, L. (2024). Evaluating the impacts of different wheat farming systems through Life Cycle Assessment. *Journal of Cleaner Production*, 436, 140696.
- Di Paola, M. (2024). Virtue, Environmental Ethics, Nonhuman Values, and Anthropocentrism, *Philosophies*, 9(1), 15.
- Donovan, M. (2020). What is sustainable intensification? Retrieved from <https://www.cimmyt.org/news/what-is-sustainable-intensification/>.
- Ecological Economics: the science and management of sustainability*, 1- 20, New York, Columbia University Press.
- Environmental Values*, Vol. 4, No. 2 (May 1995), pp. 169-179.
- Equations”.
- Espinosa-Tasón, J., Berbel, J., & Gutiérrez-Martín, C. (2020). Energized water: Evolution of water-energy nexus in the Spanish irrigated agriculture, *Agricultural Water Management*, 233, 106073, 1950–2017.
- FAO 2024. FAOSTAT Database. <http://www.fao.org/faostat/>.
- Ferrari, A. M., Pini, M., Sassi, D., Zerazion, E., Neri, P. (2018). Effects of grape quality on the environmental profile of an Italian vineyard for Lambrusco red wine production. *Journal of cleaner production*, 172, 3760-3769.
- Finnveden, G., Moberg, Å. (2005). Environmental systems analysis tools—an overview, *Journal of cleaner production*, 13(12), 1165-1173.

- Forleo, M. B., Giaccio, V., Mastronardi, L., & Romagnoli, L. (2021). Analysing the efficiency of diversified farms: Evidences from Italian FADN data. *Journal of Rural Studies*, 82, 262-270.
- Franco, S. (2020). «Riflessioni su una (bio)economia per la casa comune». *Antonianum* XCV: 95-125.
- Franco, S., Bez, B., Biagetti, E. (2021). La natura transdisciplinare fra economia ed ecologia del concetto di sostenibilità, in Castiglione O., D'Urso S., (ed), *La dimensione multidisciplinare della sostenibilità*, Tab Edizioni, Roma, 151- 180.
- Franco, S., Martella, A., Pancino, B., Rossi, E.S. (2018). Le relazioni fra sistemi economici e ambiente: dall'approccio neoclassico al modello bioeconomico, *Cursa passaggi e ricerche*, anno 4, n° 9.
- Franco, S., Pancino, B., Martella, A., De Gregorio, T. (2022). Assessing the presence of a monoculture: from definition to quantification, *Agriculture*,12(9), 1506.
- Frascarelli, A. (2017). L'evoluzione della PAC e le imprese agricole: sessant'anni di adattamento, *Agriregionieuropa*, anno 13, n° 50.
- Fusco, G., Campobasso, F., Laureti, L., Frittelli, M., Valente, D., Petrosillo, I. (2023). The environmental impact of agriculture: An instrument to support public policy, *Ecological Indicators*, 147, 109961.
- Gabrielsen, P., Bosch, P. (2003). *Environmental Indicators: typology and use in reporting*, EEA internal working paper.
- Galli, A., Patrizi, N., Niccolucci, V., BacelarNicolau, P., Caeiro, S., Malandrakis, G., Moreno Pires, S., Nicolau, M., Papadopoulou, A., Mapar, M., Pulselli, F.M., Theodosiou, N., Zachos, D. (2020). EUSTEPs Students' teaching module. Unit 4 - Optional: "Ecological Footprint and biocapacity:

- Gao, X., Zhao, X., Wu, P., Yang, M., Ye, M., Tian, L., Zou, Y., Wu, Y., Zhang, F., Siddique, K.H.M. (2021). The economic–environmental trade-off of growing apple trees in the drylands of China: a conceptual framework for sustainable intensification, *Journal of Cleaner Production*, 296.
- Georgescu-Roegen, N. (1975). Energy and Economic Myths, *Southern Economic Journal*, vol. 41, n° 3, 347-381.
- GFN (2024). Global Footprint Network, <https://www.footprintnetwork.org/licenses/calculation-factors-free/>
- Ghasemi-Mobtaker, H., Kaab, A., Rafiee, S. (2020). Application of life cycle analysis to assess environmental sustainability of wheat cultivation in the west of Iran, *Energy*, 193, 116768.
- Gini, C. (1912). Variabilità e mutabilità. Ristampato in E. Pizetti e T. Salvemini (a cura di), *Memorie di metodologica statistica*, Roma, Libreria Eredi Virgilio Veschi, 1955.
- Goeller, H., Weinberg, A., (1976). The age of substitutability, *Science* 191.
- Goodland, R. (1995). The concept of environmental sustainability, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 26, 1-24.
- Graviano, O., Piras, F. (2008). La vocazionalità ambientale. Book: *La coltivazione dell'uva da tavola in ambiente mediterraneo*, Chapter: *La vocazionalità ambientale*, Editors: AGRIS Sardegna, Agenzia per la ricerca in agricoltura.
- Hartwick, J. M. (1977). Intergenerational equity and the investing of rents from exhaustible resources. *American Economic Review* 67(5): 972-4.
- Hartwick, J. M. (1978). Substitution among exhaustible resources and intergenerational equity. *The review of economic studies*, 45(2), 347-354.
- Herman, D. (1996). *Oltre la crescita*. Einaudi Editore, Torino
- Hess, G. (2024). Virtue Ethics and the Ecological Self: From Environmental to Ecological Virtues, *Philosophies*, 9, 23.
- Hooper, D.U.; Chapin, F.S.; Ewel, J.J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel, S.; Lawton, J.H.; Lodge, D.M.; Loreau, M.; Naeem, S.; Schmid, H., Setälä, H., Symstad A.J., Vandermeer J., Wardle D.A. (2005). Effects of

Biodiversity on Ecosystem Functioning: A Consensus of Current Knowledge. *Ecological Monographs*, 75, 3–35.

Howart, R. (2000). The CAP: History and attempts at reforms, *Economics Affairs* 20 (2), 4-10.

Hueting, R., Reijnders, L. (1998). Sustainability is an objective concept. *Ecological Economics*, 27, 139–147.

Intergovernmental Panel on Climate Change. 2014. *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change*. Cambridge University Press.

ISTAT 2024 7° Censimento Generale dell'Agricoltura. ISTAT Database: <https://www.istat.it/statistiche-per-temi/censimenti/agricoltura/7-censimento-generale/risultati/>.

Jacobs, M. (1995). Sustainable development, capital substitution and economic humility: a response to Beckerman, *Environmental Values*, 4: 57–68.

James, S. (2006). Human Virtues and Natural Values. *Environ, Ethics*, 28, 339–353.

James, S. P. (2022). *How nature matters: culture, identity, and environmental value*, Oxford University Press.

Jan, P., Dux, D., Lips, M., Alig, M., Dumondel, M. (2012). On the link between economic and environmental performance of Swiss dairy farms of the alpine area, *The International Journal of Life*, 17, 706–719.

Keating, B. A., Carberry, P. S., Bindraban, P. S.; Asseng, S., Meinke, H., Dixon, J. (2010). Eco-efficient Agriculture: Concepts, Challenges, and Opportunities, *Crop Science* 50 (1), 109-119.

Kitzes, J., Galli, A., Wackernagel, M., Goldfinger, S., Bastianoni, S. (2007). A 'constant global hectare' method for representing ecological footprint time trends, *International ecological footprint conference*, Cardiff, UK.

Lampert, A. (2019). Over-exploitation of natural resources is followed by inevitable declines in economic growth and discount rate, *Nature Communications*, 10 (1), 1419.

- Levitt, S. D., List, J. A. (2008). Homo economicus evolves, *Science*, 319(5865), 909-910.
- Liu, J., Feng, H., He, J., Chen, H., Ding, D., Luo, X. (2019). Modeling wheat nutritional quality with a modified CERES-wheat model. *European Journal of Agronomy*, 109, 125901.
- Mancini, M.S., Galli, A., Niccolucci, V., Lin, D., Bastianoni, S., Wackernagel, M., Marchettini, N. (2016). Ecological Footprint: Refining the carbon Footprint calculation, *Ecological Indicators*, Part 2, 61, 390-403.
- Marras, S., Masia, S., Duce, P., Spano, D., Sirca, C. (2015). Carbon footprint assessment on a mature vineyard, *Agricultural and Forest Meteorology*, 214, 350-356.
- Martella, A., La Porta, I. M., Nicastro, M., Biagetti, E., Franco, S. (2023). Ecological Balance of Agri-Food Supply Chains—The Case of the Industrial Tomato. *Sustainability*, 15(10), 7846.
- Martín-García, J., Gómez-Limón, J.A., Arriaza, M. (2023). Conventional versus organic olive farming: which has a better economic performance? *Agricultural and Food Economics*, 11 (1), 51.
- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J. and Behrens, W.W. (1974). *The Limits to Growth: A Report for the Club of Rome*, Potomac Associates and Pan Books, London and Sydney.
- Mildner, S. A., Lauster, G., Wodni, W. (2011). Scarcity and abundance revisited: A literature review on natural resources and conflict, *International Journal of Conflict and Violence (IJCIV)*, 5(1), 155-172.
- Montemurro, F., Maiorana, M. (2015). Agronomic practices at low environmental impact for durum wheat in Mediterranean conditions, *Journal of Plant Nutrition*, 38(4), 624-638.
- Munda, G. (1997). Environmental Economics, Ecological Economics, and the Concept of Sustainable Development, *Environmental Value*, vol.6, n°2, 213-233.

- Munda, G. (1997). Environmental Economics, Ecological Economics, and the Concept of Sustainable Development, *Environmental Values*, 6, 213-233.
- Neill, T. P. (1948). Quesnay and physiocracy, *Journal of the History of Ideas*, 9(2), 153-173.
- Neumayer, E. (2003). Weak versus strong sustainability: exploring the limits of two opposing paradigms, 2nd ed., Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- Pagano, P. (2001). Filosofia ambientale: antropocentrismo ed etica animale, *Naturalmente*, anno 14, n° 4, 51-57.
- Passeri, N., Blasi, E., Franco, S. (2012). “Le performance ambientali dei processi di produzione agricola. Cosa la Carbon Footprint dei prodotti agroalimentari non è in grado di dire”, First Congress, June 4-5, 2012, Trento, Italy 124124, Italian Association of Agricultural and Applied Economics (AIEAA).
- Passeri, N., Blasi, E., Franco, S., Martella, A., Pancino, B., & Cicatiello, C. (2016). The environmental sustainability of national cropping systems: From assessment to policy impact evaluation, *Land Use Policy*, 57, 305-312.
- Passeri, N., Borucke, M., Blasi, E., Franco, S., & Lazarus, E. (2013). The influence of farming technique on cropland: A new approach for the Ecological Footprint, *Ecological Indicators*, 29, 1–5.
- Passmore, J. (1991). *La nostra responsabilità per la natura*, Feltrinelli.
- Pearce, David W., Anil Markandya and Edward Barbier (1989), *Blueprint for a Green Economy*, London: Earthscan.
- Pearce, D.W., Turner, K.R. (1990). *Economics of natural resources and the environment*, New York: Harvester Wheatsheaf.
- Pearce, D.W., Turner, K.R. (1991). *Economia delle risorse naturali e dell'ambiente*, Il Mulino, 364.
- Perman, R. (2003). *Natural resource and environmental economics*, Pearson Education.

- Petersen, B., Snapp, S. (2015). What is sustainable intensification? Views from experts, *Land Use Policy*, 46, 1-10.
- Pham, N.M., Huynh, T.L.D.D., Nasir, M.A. (2020). Environmental consequences of population, affluence and technological progress for European countries: a Malthusian view, *Journal of Environment Management*, 260, 110143
- Plieninger, T., Schleyer, C., Schaich, H., Ohnesorge, B., Gerdes, H., Hernandez-Morcillo, M., e Bieling, C. (2012). Policy Brief Mainstreaming ecosystem services through reformed European agricultural policies, *Conservation Letters* 5, 281–288
- Power, A.G. (2010). Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies, *Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences*, 365(1554), 2959-2971.
- Pretty, J. (1997). The sustainable intensification of agriculture. *Natural Resources Forum* 21, 247–256.
- Pretty, J. (2007). Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence, *Philosophical Transactions of The Royal Society B*.
- Pretty, J., Benton, T.G., Bharucha, Z.P., Dicks, L.V., Flora, C.B., Godfray, H.C.J., Wratten, S. (2018). Global assessment of agricultural system redesign for sustainable intensification, *Nature Sustainability* 1(8), 441-446.
- Pupo D'Andrea, M.R. (2021). Le novità della PAC 2023-2027. *Agriregionieuropa*, Numero speciale, *Agricalabria* n°1/Ott.
- Recchia, L., Sarri, D., Rimediotti, M., Boncinelli, P., Cini, E., Vieri, M. (2018). Towards the environmental sustainability assessment for the viticulture, *Journal of Agricultural Engineering*, 49(1), 19-28.
- Reckling, M., Bergkvist, G., Watson, C.A., Stoddard, F.L., Zander, P.M., Walker, R.L., Pristeri, A., Toncea, I., Bachinger, J. (2016). Trade-Offs between Economic and Environmental Impacts of Introducing Legumes into Cropping Systems, *Frontiers in Plant Science* 7,669.

Rees, W.E., Wackernagel, M. (1994). Ecological footprints and appropriated carrying capacity: Measuring the natural capital requirements of the human economy. In *Investing in Natural Capital: The Ecological Economics Approach to Sustainability*, A-M. Jansson, M. Hammer, C. Folke, and R. Costanza (eds). Washington: Island Press.

Rennings, K., Wiggering, H. (1997). Steps towards indicators of sustainable development: linking economic and ecological concepts, *Ecological economics*, 20(1), 25-36.

Renzulli, P. A., Bacenetti, J., Benedetto, G., Fusi, A., Ioppolo, G., Niero, M., Supino, S. (2015). Life cycle assessment in the cereal and derived products sector. *Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector: Case Studies, Methodological Issues and Best Practices*, 185-249.

RICA 2024. RICA Database. <https://bancadatirica.crea.gov.it/default.aspx>

Rockström, J., Williams, J., Daily, G., Noble, A., Matthews, N., Gordon, L., Smith, J. (2017). Sustainable intensification of agriculture for human prosperity and global sustainability, *Ambio*, 46, 4-17.

Sandler, R. (2007). *Character and Environment. A Virtue-Oriented Approach to Environmental Ethics*; Columbia UP: New York, NY, USA.

Shrestha, J., Subedi, S., Timsina, K. P., Subedi, S., Pandey, M., Shrestha, A., Shrestha, S. Hossain, M A. (2021). Sustainable intensification in agriculture: An approach for making agri-culture greener and productive, *Journal of Nepal Agricultural Research Council*, 7, 133–150.

Silvestri, M. (2015). Sviluppo sostenibile: un problema di definizione, *Gentes*, 2 (2), 215-219.

Singh, R. K., Murty, H. R., Gupta, S. K., Dikshit, A. K. (2012). An overview of sustainability assessment methodologies, *Ecological indicators*, 15(1), 281-299.

Solow, R. M. (1974). Intergenerational equity and exhaustible resources. *Review of Economic Studies* 41: 29–45.

- Soto-Gómez, D., & Pérez-Rodríguez, P. (2022). Sustainable agriculture through perennial grains: Wheat, rice, maize, and other species. A review, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 325, 107747.
- Sotte, F. (2017). Sessant'anni di Europa e Pac: il nuovo che c'è e il vecchio che è rimasto, *Agriregionieuropa*, anno 13, n°50.
- Sotte, F. (2023). *La politica agricola europea. Storia e analisi*. Firenze University Press.
- Springmann, M., Wiebe, K., Mason-D'Croz, D., Sulser, T.B., Rayner, M., Scarborough, P. (2018). Health and nutritional aspects of sustainable diet strategies and their association with environmental impacts: A global modelling analysis with country-level detail, *The Lancet Planetary Health*, 2 (10), 451-461.
- Stiglitz, J. E., Sen, A.K., Fitoussi, J. (2013). *La misura sbagliata delle nostre vite. Perché il PIL non basta più per valutare benessere e progresso sociale*, Rizzoli Etas, 160.
- Thoreau, H. D. (1854). *Walden, or life in the woods*. Ticknor and Fields.
- Tudisca, S., Di Trapani, A. M., Sgroi, F., Testa, R. (2014). Organic Farming and Economic Sustainability: The Case of Sicilian Durum Wheat, *Quality-Access to Success*, 15(138).
- Üçtuğ, F. G. (2019). The environmental life cycle assessment of dairy products, *Food Engineering Reviews*, 11(2), 104-121.
- van der Werf, H.M.G., Salou, T. (2015). Economic value as a functional unit for environmental labelling of food and other consumer products. *J. Clean. Prod.* 94, 394–397.
- Wackernagel, M., Rees, W.E. (1996). *Our Ecological Footprint: reducing human impact on the earth*, new society publishers Vol. 9.
- Wagner, D.L., Grames, E.M., Forister, M.L., Berenbaum, M.R., Stopak, D. (2021). Insects decline in the Anthropocene: death by a thousand cuts, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118, 1–10.
- Wang, Y., Li, Y., Sun, T., Milne, E., Yang, Y., Liu, K., Wan, X. (2023). Environmental impact of organic and conventional wine grape production,

a case study from Wuwei wine region, Gansu Province. China, *Ecological Indicators* 154, 110730.

Willaarts, B. A., Lechón, Y., Mayor, B., de la Rúa, C., & Garrido, A. (2020). Cross-sectoral implications of the implementation of irrigation water use efficiency policies in Spain: A nexus footprint approach, *Ecological Indicators*, 109, 105795.

Yang, H., Yang, Y., Huang, S., Yang, W., Xing, S., Yang, J., & Jia, L. (2023). Effects of optimized fertilization on yield, nutrient balance, and eco-environmental benefits in wheat-maize rotation system, *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 31(5), 699–709.

Zabel, F., Delzeit, R., Schneider, J.M., Seppelt, R., Mauser, W., Václavík, T. (2019). Global impacts of future cropland expansion and intensification on agricultural markets and biodiversity, *Nature Communications*, 10, 1–10.

Zafiriou, P., Mamolos, A. P., Menexes, G. C., Siomos, A. S., Tsatsarelis, C. A., & Kalburtji, K. L. (2012). Analysis of energy flow and greenhouse gas emissions in organic, integrated and conventional cultivation of white asparagus by PCA and HCA: cases in Greece, *Journal of Cleaner Production*, 29, 20-27.

Zambelli, M., Giovenzana, V., Casson, A., Tugnolo, A., Pampuri, A., Vignati, S., Beghi, R., Guidetti, R. (2023). Is there mutual methodology among the environmental impact assessment studies of wine production chain? A systematic review, *Science of the Total Environment*, 857, 159531.

Zingale, S., Ingrao, C., Reguant-Closa, A., Guarnaccia, P., Nemecek, T. (2024). A multifunctional life cycle assessment of durum wheat cropping systems, *Agronomy for Sustainable Development*, 44(5), 45.

Zupko, R. (2023). Externalities as the status quo: Federal application of environmental charges in the United States, *Environmental Policy and Governance*, Vol. 33, Issue 1, 78-89.