

ALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITÀ DI BOLOGNA

SCUOLA DI SCIENZE

Corso di laurea magistrale in Analisi e Gestione dell'Ambiente

**Utilizzo della metodologia Life Cycle
Assessment combinata al modello RothC per
valutare gli impatti ambientali in aziende
viticinicole a diverso regime di conduzione**

Tesi di laurea in:

Sistemi di gestione ambientale, di politica ed economia ambientale

Relatore

Prof.ssa Serena Righi

Presentata da

Sara Gottardo

Correlatori

Dott.ssa Virginia Lama

Dott. Denis Zannoni

Sessione Unica

ANNO ACCADEMICO 2020/2021

INDICE

ACRONIMI	4
ABSTRACT.....	6
1 INTRODUZIONE	7
1.1 VALUTAZIONE DEL CICLO DI VITA: LCA.....	7
1.1.1 Storia della metodologia LCA	8
1.1.2 Fasi della valutazione del ciclo di vita	10
1.1.3 Analisi d’Inventario del ciclo di vita.....	13
1.1.4 Valutazione dell’impatto del ciclo di vita	14
1.1.5 Limitazioni dell’LCA.....	16
1.1.6 Interpretazione dei risultati	16
1.1.7 Studi del LCA dei vigneti	17
1.2 CICLO DEL CARBONIO ORGANICO E SUA MODELLAZIONE	20
1.2.1 Modellazione del carbonio organico nel suolo	20
1.2.2 La modellazione del SOC come supporto al LCA.....	21
1.3 TIPOLOGIE DI CONDUZIONE AZIENDALE	22
1.4 CENNI SULLA COLTIVAZIONE DELL’UVA	22
2 OBIETTIVO DELLO STUDIO	25
3 MATERIALI E METODI	26
3.1 STRUMENTO PER LCA: GaBi.....	26
3.2 FASI LCA AZIENDE VITIVINICOLE	26
3.2.1 Obiettivi	26
3.2.2 Confini del sistema.....	27
3.2.3 Unità funzionale	29
3.2.4 Analisi d’inventario.....	30
3.2.5 Valutazione degli impatti	37
3.3 IL MODELLO ROTHC	39
3.4 AREE STUDIO	41
3.4.1 Azienda vitivinicola naturale	41
3.4.2 Azienda vitivinicola convenzionale	43
3.5 CAMPIONAMENTO DEI SUOLI	44
3.5.1 Scelta dei punti ed assunzioni	45
3.5.2 Raccolta dei campioni	49
3.6 ANALISI.....	50
3.6.1 Pretrattamento del suolo.....	50

3.6.2	Analisi tessitura.....	51
3.6.3	Analisi CHNS	52
3.7	RACCOLTA DATI RothC	54
3.7.1	Algoritmo di RothC su Vensim PLE: modello diretto e modello inverso	55
3.7.2	Dati input.....	56
3.7.3	Scenari ipotizzati.....	60
3.7.4	Formule di calcolo: Delta SOC e CO ₂ equivalenti	66
4	RISULTATI E DISCUSSIONE	68
4.1	LCA AZIENDE VITIVINICOLE.....	68
4.1.1	Analisi di inventario.....	68
4.1.2	Valutazione degli impatti	71
4.2	MODELLAZIONE CON RothC.....	89
4.2.1	Analisi dei suoli	89
4.2.2	Scenari simulazioni azienda AB	90
4.2.3	Scenari simulazioni azienda DZ	93
4.2.4	Comparazione sul contributo degli apporti di carbonio nelle aziende.....	96
4.3	UTILIZZO DEI RISULTATI DI ROTH C ALL'INTERNO DI UNO STUDIO LCA	100
4.3.1	Informazioni aggiuntive sull'applicazione combinata: LCA e RothC.....	102
5	CONCLUSIONI	104
	BIBLIOGRAFIA	106
	SITOGRAFIA.....	117

ACRONIMI

AC: Acidification (Acidificazione)

BIO: Microbial Biomass (Biomassa Microbica)

CF: Characterization Factor (Fattore di caratterizzazione)

Corg: Carbonio organico

EOM: Exogenous organic matter

EuF: Eutrophication freshwater (Eutrofizzazione acque dolci)

EuM: Eutrophication marine (Eutrofizzazione marina)

EuT: Eutrophication terrestrial (Eutrofizzazione terrestre)

FE: Ecotoxicity freshwater (Ecotossicità acque dolci)

FYM: Farm yard manure

GDC: Geneve Double Courtin

GU: Gazzetta Ufficiale

GWP: Global Warming Potention (Cambiamento climatico)

HTc: Human toxicity cancer effects (Tossicità umana cancerogena)

HTnc: Human toxicity non-cancer effects (Tossicità umana non cancerogena)

HUM: Humified Organic Matter (Materia Organica Umificata)

IOM: Inert Organic Matter (Materia Organica Inerte)

IR: Ionizing radiation (Radiazioni ionizzanti)

IS: Impact Score

ISO: International Organization for Standardization (Organizzazione Internazionale per la standardizzazione)

LCA: Life Cycle Assessment (Valutazione del ciclo di vita)

LCI: Life Cycle Inventory

LCIA: Life cycle impact assessment

LCT: Life Cycle Thinking

LU: Land Use (Uso del suolo)

OD: Ozone depletion (Deplezione dell'ozono)

OEF: Organisation Enviromental Footprint

PEF: Product Enviromental Footprint

PEFCR: Product Enviromental Footprint Category Rules

PM: Particulate matter (Particolato atmosferico)

POF: Photochemical ozone formation (Smog fotochimico)

Qgis: Geographic Information System (Sistemi Geografici Informativi)

RD: Resource depletion (Deplezione delle risorse)

RothC: Rothamsted Carbon

SO: Sostanza Organica

SOC: Soil Organic Carbon (Carbonio Organico nel Suolo)

SOM: Soil Organic Matter (Sostanza Organica del Suolo)

TC: Carbonio Totale

TOC: Total Organic Carbon (Carbonio Organico Totale)

UC: Unità Cartografica

UF: Unità funzionale

VOC: Volatile Organic Compound (Composti Organici volatili)

WD: Water depletion (Deplezione dell'acqua)

ABSTRACT

A causa del riscaldamento globale, tutti i settori produttivi sono incentivati ad attuare strategie e tecnologie volte a ridurre le emissioni climalteranti. Per il settore agricolo, una gestione più sostenibile del suolo permetterebbe di rimuovere CO₂ dall'atmosfera, stoccandola come C organico nel suolo. Il presente studio si pone l'obiettivo di quantificare gli impatti della produzione dell'uva e del vino imbottigliato dal punto di vista degli aspetti ambientali più rilevanti, approfondendo particolarmente il cambiamento climatico attraverso la metodologia Life Cycle Assessment (LCA). Inoltre, attraverso la determinazione delle dinamiche del C organico nel suolo mediante il modello RothC, lo studio cerca di capire se l'integrazione dei risultati di uno studio LCA con quelli del modello RothC possano fornire informazioni aggiuntive utili a un miglioramento della performance ambientale del prodotto agricolo.

Il caso studio riguarda due aziende vitivinicole, situate in Emilia-Romagna che attuano due diverse tipologie di gestione (naturale e convenzionale).

La metodologia LCA è stata applicata ad entrambi gli scenari selezionando i parametri metodologici più appropriati a seconda dello scenario in esame, e.g. i confini del sistema e l'unità funzionale, mentre, il modello RothC è stato applicato unicamente alla fase di coltivazione dell'uva.

I risultati LCA mostrano le migliori prestazioni per la produzione dell'uva dell'azienda naturale per quasi tutte le categorie d'impatto, incluso il cambiamento climatico.

Nella produzione del vino imbottigliato, la fase di coltivazione e quella di imbottigliamento risultano le più impattanti.

I risultati di RothC evidenziano invece migliori prestazioni da parte dell'azienda convenzionale. L'integrazione dei risultati LCA con quelli di RothC rappresentano dunque un'operazione cruciale nel determinare quale sia l'effettivo impatto delle aziende agricole sul cambiamento climatico e come migliorarlo in futuro.

1 INTRODUZIONE

1.1 VALUTAZIONE DEL CICLO DI VITA: LCA

La metodologia *Life Cycle Assessment* (LCA), ovvero valutazione del ciclo di vita è il principale strumento operativo dell'approccio *Life Cycle Thinking* (LCT) applicato all'ambiente. Questo strumento metodologico mira a stimare i danni ambientali di un prodotto o di un processo o di un servizio tramite un'analisi di tutte le fasi di vita: dall'acquisizione delle materie prime al loro fine vita (Figura 1).

L'approccio LCT ha la caratteristica di prendere in considerazione l'interno ciclo di vita del prodotto o servizio che si sta analizzando, evitando in questo modo il cosiddetto "shifting", ovvero lo spostamento degli impatti ambientali. Quest'ultimo può infatti avvenire da una fase all'altra del ciclo di vita del prodotto/servizio o da una categoria di impatto all'altra. Attraverso l'analisi del ciclo di vita è possibile identificare i punti critici della filiera dal punto di vista ambientale ed elaborare strategie di riduzione o mitigazione degli impatti ambientali.



Figura 1: Fasi del ciclo di vita e Life Cycle Assessment

A livello europeo, il LCT sta diventando sempre più noto e i campi di applicazione che lo utilizzano come guida alla sostenibilità e sicurezza ambientale stanno crescendo rapidamente coinvolgendo settori differenti da quelli industriali. Il LCA rappresenta uno strumento utile come supporto decisionale sotto diversi aspetti, dalla selezione delle materie prime o di processi specifici per la produzione di un prodotto, fino all'elaborazione di politiche ambientali. Un esempio è l'etichettatura ambientale (es. criteri *Ecolabel* di tipo I e EPD® (DAP)- Dichiarazione Ambientale di Prodotto), gli

acquisti verdi (GPP - *Green Public or Private Procurement*) e lo sviluppo di tecnologie innovative (BAT – *Best Available Technique*).

1.1.1 Storia della metodologia LCA

Le origini della valutazione del ciclo di vita collocano le loro radici già nei primi anni '60 attraverso la ricerca delle risposte per la risoluzione del problema del consumo delle risorse e generazione dei reflui nei processi industriali. I ricercatori e studiosi di quel tempo capirono l'importanza di guardare il problema non nelle singole componenti dei processi produttivi, ma lungo l'intera filiera. I primi studi vennero svolti con il nome *Resource and Environment Profile Analysis* (REPA).

Negli anni '70, il LCA cominciò ad essere usato come supporto alle decisioni di grandi aziende e dell'agenzia nazionale americana per la protezione dell'ambiente (EPA – *Environmental Protection Agency*). Nel 1969 un gruppo di ricercatori del Midwest Research Institute svolsero lo studio che gettò le basi per l'attuale metodologia. Il colosso della *Coca Cola* decise di voler valutare energeticamente ed ecologicamente il materiale (plastica, vetro o alluminio) più ecocompatibile per i contenitori delle sue bevande, valutando così il 'packaging' lungo tutta la catena di produzione (Hunt e Franklin, 1996).

Alla fine degli anni '80, il concretizzarsi della consapevolezza sui consumi massicci delle risorse, sull'aumento dei livelli di inquinamento e sulle problematiche legate alla destinazione dei rifiuti, portò all'affermazione del concetto di sviluppo sostenibile e di un'analisi delle problematiche "dalla culla alla tomba". In Europa, negli stessi anni, venne pubblicato il manuale di *Analisi Energetica* di Boustead e Hancock che riportava le basi del procedimento analitico per la metodologia della valutazione del ciclo di vita, rappresentando una parte fondamentale delle conoscenze in tale campo. Agli inizi degli anni '90, per standardizzare la metodologia fino a quel momento conosciuta con diversi nominativi, venne coniato il termine "LCA", definito dalla *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC) a Smuggler Notch (USA) nel 1993 come segue:

“un processo oggettivo di valutazione degli impatti ambientali associati a un prodotto, processo o attività mediante l'identificazione e quantificare l'energia dei materiali utilizzati e i rifiuti rilasciati nell'ambiente;(…). La valutazione include l'intero ciclo di vita del prodotto, processo o attività, comprende l'estrazione e la lavorazione delle materie prime, la produzione, il trasporto e la distribuzione, l'uso, il riuso, la manutenzione, il riciclaggio e lo smaltimento finale” (SETAC, 1993)

A livello internazionale, le linee guida vennero recepite nel 1997 all'interno delle norme ISO classe 14000 per la gestione ambientale. Le ISO attualmente utilizzate sono aggiornate al 2006:

- ISO 14040:2006 (Gestione ambientale / Valutazione del ciclo di vita / Principi e quadro di riferimento)
- ISO 14044:2006 (Gestione ambientale / Valutazione del ciclo di vita / Requisiti e Linee guida)

La prima, più generale, definisce i principi e il quadro di riferimento di uno studio LCA definendone gli obiettivi, il campo di applicazione, l'analisi di inventario ed i limiti. La seconda, più specifica, contiene i requisiti e le linee guida per la fase di valutazione degli impatti ambientali e di interpretazione dei risultati.

La norma ISO 14040:2006 definisce ulteriormente il *Life Cycle Assessment* come:

“un consolidato approccio metodologico alla analisi di impatto ambientale di prodotti e servizi, che consiste nella compilazione e valutazione attraverso tutto il ciclo di vita dei flussi in entrata e in uscita, nonché i potenziali impatti ambientali, di un sistema di prodotto” (ISO 14040, 2006)

Dal 2000 fino al 2015, osserveremo l'aumento della frequenza di direttive e regolamenti volti all'utilizzo sempre maggiore del LCT e del LCA.

Nel 2001, con la pubblicazione del *Green Paper on Integrated Product Policy* (IPP), COM 2003/302/CE, l'Unione Europea affermava l'importanza della valutazione del ciclo di vita dei prodotti all'interno delle sue politiche incentivando un forte sostegno istituzionale. Negli anni successivi, in maniera indiretta, questo strumento venne suggerito anche all'interno dei Regolamenti Europei come *EMAS* (Reg. 1221/2009) ed *Ecolabel* (Reg. 61/2010).

Per migliorare la problematica legata alla carenza dei dati e per soddisfare la necessità di una maggiore standardizzazione dal punto di vista metodologico, nel 2005 la Commissione Europea affianca alle già esistenti norme ISO l'istituzione della *European Platform of Life Cycle Assessment* (EPLCA) che svilupperà i:

- *Life Cycle Data Network (LCDN)*: raccolta di dati di qualità garantita;
- *International reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook*: linee guida per una corretta esecuzione dell'LCA.

Nel 2013, avvenne un ulteriore avanzamento con la comunicazione *“Building the Single Market for Green Products”* da parte della Commissione Europea (COM (2013)196), la quale sancisce l'utilizzo di una metodologia comune per misurare e comunicare le prestazioni ambientali dei prodotti, permettendo così di contraddistinguerli con un'etichettatura specifica. Le due metodologie che verranno usate sono: *Product Environmental Footprint* (PEF) ed *Organisation Environmental Footprint* (OEF), le loro linee guida sono state pubblicate nell'Allegato II della raccomandazione della Commissione (2013/179/UE).

Nel medesimo periodo, la Commissione europea ha avviato un progetto pilota della durata di tre anni (2013-2016) per testare il processo di sviluppo delle *Product Environmental Footprint Category Rules* (PEFCR).

Il progetto mirava a fornire una guida tecnica dettagliata sulla metodologia di conduzione di uno studio focalizzato sull'impronta ambientale del prodotto. Esso si era posto tre obiettivi principali: verificare il processo di elaborazione delle regole prodotto/settore specifiche, testare diversi approcci di verifica nonché le differenti modalità di comunicazione delle prestazioni ambientali del ciclo di vita agli *stakeholder* aziendali e ai consumatori. Alla fase pilota parteciparono 2024 stakeholders e i prodotti scelti per l'esame furono 27, tra cui il vino, l'olio d'oliva, la pasta, il cibo per cani, la birra, batterie ed accumulatori e detersivi liquidi per la casa.

Le PEFCR aumentano la riproducibilità degli studi di LCA e permettono di identificare le categorie di impatto, le fasi del ciclo di vita, i processi e i flussi elementari più rilevanti. Infatti, consentono alle aziende, ai consumatori e ai verificatori di indirizzare la loro attenzione verso le informazioni più significative delle prestazioni ambientali.

Norma analoga alle PEFCR, che utilizza l'analisi del ciclo di vita del prodotto, è la norma ISO 14025:2006 (ISO 14025, 2006).

1.1.2 Fasi della valutazione del ciclo di vita

La struttura della metodologia LCA, riportata e standardizzata all'interno della norma UNI EN ISO 14040, si compone delle seguenti fasi, come riportato in Figura 2:

1. Obiettivo e campo di applicazione (*Goal and Scope*)
2. Analisi d'inventario (*Life Cycle Inventory - LCI*)
3. Valutazione dell'impatto del ciclo di vita (*Life Cycle Impact Assessment - LCIA*)
4. Interpretazione dei risultati (*Life Cycle Interpretation*)

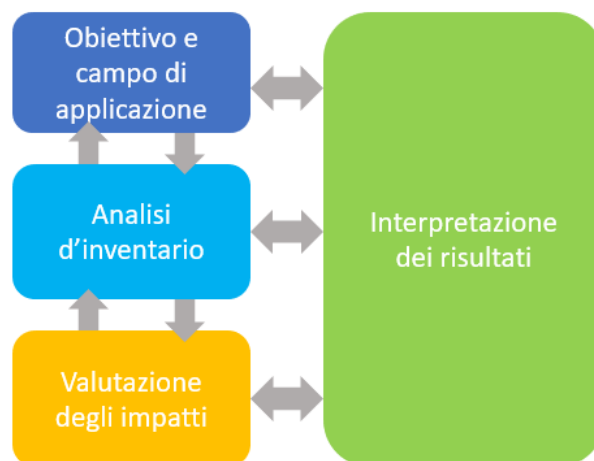


Figura 2: Schema fasi analisi del ciclo di vita.

La definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione è una fase particolarmente importante perché in questa fase vengono definiti i parametri essenziali dello studio di LCA che si andrà ad espletare.

L'obiettivo dello studio è quello d'identificare i seguenti aspetti: le finalità dello studio ed applicazioni previste, il pubblico destinatario e l'intento divulgativo e comparativo dello studio.

Il campo di applicazione, invece, definisce tra gli altri i seguenti elementi:

- funzione/i del sistema,
- unità funzionale,
- confini del sistema,
- requisiti di qualità dei dati,

esso deve essere adeguatamente definito per assicurare che l'ampiezza, profondità e il dettaglio dello studio siano compatibili con l'obiettivo stabilito.

La funzione del sistema di prodotto

Il LCA è sempre correlato ad una descrizione precisa della/e funzione/i fornite dal sistema di prodotto analizzato, dove la funzione viene definita e quantificata nei suoi aspetti quali-quantitativi dall'unità funzionale (UF).

Il sistema di prodotto è definibile come un insieme di processi più o meno complessi, i quali sono collegati tra loro o all'ambiente attraverso flussi di materia e di energia. La descrizione di un sistema di prodotto si avvale di unità di processo, di flussi elementari, flussi di prodotto nonché di flussi intermedi.

Si definisce **unità di processo**: *“l'elemento più piccolo considerato nell'analisi d'inventario del ciclo di vita per il quale vengono quantificati i dati in entrata e in uscita”* (ISO 14040, 2016).

Si definisce **flusso elementare** una singola sostanza o energia entrante nel sistema che è stata estratta dall'ecosfera senza precedenti trasformazioni umane, oppure una singola sostanza o energia uscente dal sistema in esame rilasciata nell'ecosfera senza successive trasformazioni umane.

Si definisce **flusso di prodotto**, il prodotto in entrata o in uscita da un altro sistema produttivo, mentre, il flusso che unisce unità di processo del sistema di prodotto in esame si chiama **flusso intermedio**. (ILCD Handbook, 2010)

Unità funzionale

L'unità funzionale è definita secondo la norma ISO 14040 come la prestazione quantificata di un sistema di prodotto da utilizzare come unità di riferimento (ISO 14040, 2006).

Il ruolo principale dell'unità funzionale è quello di fornire un riferimento a cui associare gli elementi in ingresso e in uscita. Per tale motivo è importante definire il **flusso di riferimento** ovvero il flusso

a cui si riconducono quantitativamente tutti gli altri flussi in entrata e in uscita. Esso è necessario per comparare sistemi differenti che altrimenti risulterebbero difficilmente confrontabili.

La scelta del flusso di riferimento è necessaria per ogni sistema di prodotto per soddisfare la funzione prevista e di conseguenza l'obiettivo dello studio.

I confini del sistema

I confini del sistema di uno studio LCA vengono definiti come:

“Insieme di criteri che specifica quali processi unitari fanno parte di un sistema di prodotto.” (ISO 14040, 2006)

Idealmente, il sistema di prodotto dovrebbe essere modellato al fine che gli elementi in ingresso e in uscita siano flussi elementari ovvero gli unici flussi che contribuiscono alle varie categorie d'impatto. Tuttavia, non tutti i flussi elementari sono quantitativamente rilevanti, la considerazione di quest'ultimi potrebbe generare uno sforzo e costo superfluo. In questi casi vengono perciò attuati i cosiddetti criteri di *cut-off*, regole che permettono di gestire inventari più semplici escludendo flussi la cui massa, energia e/o rilevanza ambientale non risulta quantitativamente significativa ai fini dell'ottenimento di risultati robusti.

Inoltre, alcuni software consentono la modellazione e rappresentazione del sistema di prodotto in fase di studio mediante i diagrammi di flusso, strumenti che rendono meno complessa la comprensione dei processi da includere nel sistema in relazione ai suoi confini.

Per stabilire i confini del sistema è necessario tenere a mente l'obiettivo dello studio e dunque quali processi e quali flussi è necessario considerare al fine di ottenere risultati in grado di rispondere alla domanda di ricerca che ci si è posti in fase di definizione dell'obiettivo.

Non è inusuale, dopo una prima definizione dei confini doverli successivamente ridefinire.

Anche in questo caso, a seconda dell'obiettivo dello studio, i confini del sistema possono essere classificati in quattro tipologie:

- *“From cradle to grave”* (dalla culla alla tomba) quando l'obiettivo dello studio è la valutazione completa degli impatti ambientali dell'intero ciclo di vita del prodotto che si sta analizzando. L'unità funzionale è definita in base alla funzione primaria svolta dal sistema di prodotto, questa permette il confronto di due o più prodotti con la stessa funzione.
- *“From cradle to gate”* (dalla culla al cancello) quando l'obiettivo dello studio è la valutazione parziale del ciclo di vita del prodotto. I confini considerano l'estrazione delle risorse, il trattamento delle materie prime e il processo produttivo fino ai 'cancelli' della fabbrica, omettendo così la fase d'uso e smaltimento del prodotto. L'unità funzionale viene scelta come unità fisica o come quantità di prodotto. L'applicazione permette il confronto di due processi

per la produzione dello stesso prodotto finale uguale ma a partire da materie prime differenti o l'analisi della catena produttiva per migliorare la performance ambientale.

- “*Gate to gate*” (dal cancello al cancello) quando l'obiettivo dello studio è la valutazione di una sola fase dell'intera catena produttiva, a partire da una fase successiva all'estrazione delle materie prime. L'unità funzionale generalmente scelta è un'unità fisica o quantità di prodotto. L'applicazione permette il confronto tra due processi tecnologici e materie prime differenti per la produzione del medesimo prodotto finale o l'analisi per un'azione di miglioramento della catena produttiva.
- “*Zero burden*” quando l'obiettivo dello studio è la valutazione degli impatti dei sistemi di gestione dei rifiuti, considerando il “rifiuto” come la “culla” della valutazione degli impatti. I confini considerano il rifiuto senza il peso derivante dagli impatti ambientali legati alla sua filiera di produzione. Infatti, gli input degli impatti sono uguali per tutti i sistemi presi in considerazione. I confini considerano come unità funzionale la quantità di rifiuto e l'obiettivo è quello di confrontare due o più scenari alternativi.

I requisiti di qualità dei dati

I requisiti di qualità dei dati definiscono in termini generali quali sono le caratteristiche che i dati necessari per lo studio LCA devono soddisfare (ISO 14040, 2016). L'affidabilità dello studio dipende fortemente dalla qualità dei dati. Esso deve soddisfare i seguenti criteri: accuratezza, che si compone di rappresentatività tecnologica, geografica e temporale, appropriatezza metodologica e consistenza, precisione/incertezza e completezza.

1.1.3 Analisi d'Inventario del ciclo di vita

Il LCI, Life Cycle Inventory, è costituito dalla raccolta dei dati che permettono la quantificazione dei flussi in ingresso e in uscita dal sistema di prodotto. Il LCI è un processo di analisi dinamico, in quanto consente, durante la raccolta di dati ed informazioni, di identificare eventualmente nuovi requisiti o limitazioni che possono essere presi in considerazione cambiando la procedura di raccolta stesse.

L'analisi d'inventario è suddivisa in tre fasi principali: la raccolta dei dati, l'elaborazione dei dati e l'allocazione dei flussi.

La raccolta dei dati viene effettuata tenendo conto dei criteri scelti nella fase preliminare di definizione degli obiettivi e del campo di applicazione. I dati di ogni processo possono essere categorizzati nelle seguenti quattro macrocategorie:

- input di energia, materie prime, materiali ausiliari ed eventuali altri input;
- prodotti, coprodotti e rifiuti;

- emissioni in aria e scarichi nell'acqua e nel suolo;
- altri aspetti ambientali.

A seconda della fonte i dati possono essere classificati in:

- dati primari: dati ottenuti direttamente dalla fonte che li ha generati ovvero i responsabili del processo produttivo, produttori di beni e operatori di processi e servizi;
- dati secondari: inventari di dati provenienti da altre fonti, come ad esempio da banche dati di LCA, letteratura scientifica, libri, manuali, etc.

I dati che è più opportuno selezionare per condurre uno studio di LCA affidabile e rappresentativo sono i dati primari in quanto provengono direttamente dai produttori di beni, dagli operatori di processi e servizi nonché dalle loro associazioni.

L'allocazione dei flussi, infine, è la ripartizione dei flussi in entrata o in uscita tra il sistema produttivo studiato e uno o più altri sistemi. L'importanza dell'allocazione dei flussi trova il razionale nella pratica produttiva dei processi industriali, i quali tipicamente vedono la produzione di più di un prodotto e il riciclo di prodotti intermedi o di scarto come fossero materie prime. Pertanto, in virtù di tale constatazione è opportuno considerare la necessità di procedure di allocazione che includano prodotti multipli e differenti sistemi di riciclaggio.

1.1.4 Valutazione dell'impatto del ciclo di vita

La valutazione dell'impatto del ciclo di vita (LCIA - Life Cycle Impact Assessment) ha lo scopo di valutare i potenziali impatti ambientali utilizzando i dati della fase d'inventario. Durante questa fase, vengono identificati i temi ambientali rilevanti (consumo di risorse, impatti globali, impatti regionali e locali) tenendo conto degli obiettivi e dell'ambito dello studio di LCA e si associano i flussi delle sostanze dell'inventario come contributo alle categorie di impatto.

Questa fase mette in luce l'entità degli impatti ambientali dovuti alle emissioni, al consumo e allo sfruttamento delle risorse da parte delle attività produttive. Inoltre, fornisce informazioni per la fase di interpretazione del LCA.

Il LCIA, secondo la norma ISO 14040 è suddivisa nelle seguenti quattro fasi:

- Classificazione
- Caratterizzazione
- Normalizzazione
- Ponderazione

La classificazione è la prima fase del LCIA durante la quale i flussi elementari dell'inventario vengono assegnati alle categorie d'impatto, sulla base degli effetti che provocano sull'ambiente. Le categorie d'impatto rappresentano indicatori ambientali di rilevanza globale e riguardanti diverse sfere del sistema ambiente. La rilevanza delle categorie di impatto rispetto agli obiettivi dello studio è il criterio per la loro selezione nella fase di LCIA. Alcuni esempi di esse sono: il cambiamento climatico, la deplezione dell'ozono stratosferico e l'eutrofizzazione. Le categorie d'impatto sono selezionate in base allo scopo, ai confini del sistema e alle problematiche ambientali correlate al prodotto in esame. Esse devono essere complete, cioè rappresentative a breve e lungo termine di tutte le aree di impatto che potrebbero agire sul sistema, indipendenti e pratiche, ovvero non conteggiabili più volte e non eccessivamente numerose.

L'indicatore di categoria (*Category Indicator*) è l'elemento quantificabile di una categoria d'impatto (ISO 14044, 2006). Esso può essere scelto lungo l'intero percorso d'impatto, se l'indicatore è situato lungo il percorso allora si attua un approccio *Midpoint*, viceversa, se i carichi ambientali raggiungono ed agiscono sulla salute umana, sull'ambiente e sulle risorse naturali, l'approccio è di tipo *Endpoint*. La seconda fase del LCIA è la caratterizzazione che prevede l'utilizzo dei fattori di caratterizzazione (CF). Questi ultimi rappresentano il contributo di ciascun flusso elementare alle rispettive categorie d'impatto e permettono quindi di quantificare l'impatto complessivo per ogni categoria di impatto. I CF sono espressi rispetto a sostanze di riferimento differenti sulla base della categoria d'impatto e la scelta dei loro valori è stabilita dalle autorità internazionali (es. IPCC) su base scientifica, ad esempio per il *Climate Change* il fattore di caratterizzazione è rappresentato dai kg di CO₂ equivalente. Attraverso la fase di caratterizzazione è possibile convertire i flussi elementari di inventario in un unico valore, chiamato *impact score*, per ogni categoria di impatto.

La fase di normalizzazione consente di effettuare un confronto tra i risultati di diversi scenari (aventi stessa unità funzionale e confini del sistema) per le categorie di impatto analizzate. L'operazione di normalizzazione prevede la trasformazione degli *impact score* dividendoli per i risultati di uno scenario di riferimento, come quelli relativi alla media globale, regionale o pro-capite o di sistemi di prodotto compatibili (ISO 14044, 2016).

L'ultima fase dell'LCIA è rappresentata dalla ponderazione. Quest'ultima permette di assegnare pesi relativi differenti alle varie categorie d'impatto analizzate. La ponderazione essendo caratterizzata da un elevato grado di soggettività legato al criterio selezionato per la pesatura, non rappresenta una fase obbligatoria dell'LCIA e viene dunque di rado applicata.

1.1.5 Limitazioni dell’LCA

La valutazione del ciclo di vita, essendo una metodologia caratterizzata da un elevato grado di complessità, presenta alcune sfide e limitazioni.

Dal punto di vista della raccolta dati, quest’operazione rappresenta uno step dispendioso sia in termini di tempo che monetari. I dati raccolti devono infatti soddisfare requisiti di adeguatezza e qualità che possano garantire la rappresentatività del sistema che si sta analizzando e dunque l’affidabilità dei risultati.

Talvolta, anche la dipendenza da banche dati LCA per l’utilizzo di dati secondari, quando manca la possibilità di reperire dati primari, può risultare un fattore limitante per l’ottenimento di risultati soddisfacenti.

Un’ulteriore problematica si riscontra nella scelta di un determinato metodo di impact assessment, dove sono incluse solo alcune categorie d’impatto, queste non sempre idonee a tutte le applicazioni e ad una completa descrizione degli impatti ambientali.

La metodologia LCA è anche limitata dall’utilizzo di assunzioni in fase di modellazione del sistema. Le assunzioni devono essere inevitabilmente tenute in considerazione in fase di interpretazione dei risultati in quanto, se si dovessero dimostrare errate, si configurerebbero come limitanti per l’utilizzo e il trasferimento dei risultati.

Infine, la stretta correlazione tra la scelta dell’obiettivo e del campo di applicazione dello studio LCA ed i risultati fa sì che ogni analisi sia caratterizzata da elevata specificità. Per questa ragione, l’effettuazione di confronti tra studi differenti risulta semplice e percorribile soltanto quando i diversi studi sono caratterizzati da obiettivi simili.

1.1.6 Interpretazione dei risultati

L’ultima fase dello studio di LCA è rappresentata dall’interpretazione dei risultati in relazione agli obiettivi e al campo di applicazione. L’interpretazione dei risultati ha l’obiettivo di analizzare gli stessi in maniera critica e di trasmetterli in modo comprensibile, completo e coerente al fine di trarre conclusioni di qualità. In questa fase si ha il dovere di spiegare i limiti legati allo studio e di fornire ai committenti dello studio le giuste raccomandazioni per migliorare la filiera produttiva del sistema analizzato dal punto di vista ambientale.

1.1.7 Studi del LCA dei vigneti

La metodologia LCA nacque e fu sviluppata inizialmente per il settore produttivo industriale, solo in un secondo momento la sua applicazione è stata estesa anche al settore agricolo (Baldo et al., 2008). Le principali motivazioni che hanno spinto all'utilizzo della metodologia anche nel settore agrario vanno ricercate sia nelle importanti emissioni atmosferiche di gas serra generato dalle pratiche agricole che nell'ingente sfruttamento delle risorse naturali da esse derivante (Notarnicola et al., 2015). Ad oggi, anche le normative e le linee guida dell'IPCC si rivolgono ai settori agricoli ed industriali per il perseguimento degli obiettivi climatici futuri prefissati. Infatti, viene incentivata l'attuazione di efficienti strategie per ridurre le emissioni dei gas serra così da mantenere l'aumento della temperatura globale al di sotto dei livelli preindustriali (IPCC, 2018).

Un settore agricolo molto diffuso in Europa e in particolare in Italia è il settore vitivinicolo.

L'industria del vino è una delle principali industrie del settore agroalimentare che genera profitti significativi in tutta il mondo (Laca et al., 2021).

Nel 2019, in Europa, sono state prodotte 22,3 milioni di tonnellate di uva e di queste il 30,7% in Italia, 24,4% in Francia e 24,3% in Spagna (Eurostat, 2021). Nel 2020 è stimata una produzione mondiale di vino (esclusi succhi e mosti) in crescita (+1%) tra i 253,9 e 262,2 Mio hl. (OIV, 2020). In Europa, le stime dell'OIV (OIV, 2020) per il 2020, evidenziano rispetto il 2019 un leggero calo dell'1% in Italia con 47,2 Mio hl rispetto l'aumento che avviene in Francia (+4%, 43,9 Mio hl) e in Spagna (+11%, 37,5 Mio hl).

Pertanto, un miglioramento delle sostenibilità della filiera vitivinicola trova appoggio nella metodologia Life Cycle Assessment per ridurre gli impatti ambientali negativi associati a tale settore.

In letteratura, diversi studi affrontano questa tematica, anche se l'applicazione del modello LCA al vino è ancora in una fase di sviluppo (Ferrara e De Feo, 2018).

Di seguito, in Tabella 1 verrà riportata una breve analisi bibliografica dell'applicazione LCA al vino:

Tabella 1: Risultati dell'analisi bibliografica condotta sull'applicazione della metodologia LCA al settore vitivinicolo. Per ogni studio viene riportato l'autore, l'anno, il luogo dello studio, il valore dell'UF e i kg di CO₂ eq. per UF.

AUTORE	ANNO	EREA GEOGRAFICA	UF	kg CO ₂ eq. per UF
Pattara et al.	2012	Italia	0,75 L di vino	0,78
Vázquez-Rowe et al.	2012a	Spagna	1,1 kg di uva	2,98
Vázquez-Rowe et al.	2012b	Spagna	1,1 kg di uva	0,46
Vázquez-Rowe et al.	2013	Italia, Spagna e Lussemburgo	0,75 L di vino	0,65 – 1,17
Benedetto	2013	Italia	0,75 L di vino	1,64

Bosco et al.	2013	Italia	0,75 L di vino	0,66 - 0,53
Neto et al.	2013	Portogallo	0,75 L di vino	2
Rugani et al.	2013		0,75 L di vino	1,91
Amienyo et al.	2014	Australia	0,75 L di vino	1,25
Villanueva-Rey et al.	2014	Spagna	1,1 kg di uva	0,07- 0,38
Fusi et al.	2014	Italia	0,75 L di vino	1,01
Iannone et al.	2015	Italia	0,75 L di vino	0,53 – 1,58
Marras et al.	2015	Italia	1 kg di uva	0,39
Bonamente et al.	2016	Italia	0,75 L di vino	1,07
Meneses et al.	2016	Spagna	0,75 l di vino	0,95
Rinaldi et al.	2016	Italia	0,75 L di vino	1,43 (vino rosso) 1,38 (vino bianco)
Falcone et al.	2016	Italia	1 kg di uva	0,27 - 0,33
Ferrari et al.	2018	Italia	566 t di uva	34000
Litskas et al.	2017	Italia	1 kg di uva	0,283-0,846
Mohseni et al.	2018	Iran	1 kg di uva	0,51
Litskas et al.	2020	Italia	0,75 L di vino	1,31
D'ammario et al.	2021	Italia	0,75 L di vino	0,90 – 1,88

Dalla precedente raccolta bibliografica si stima che l'impatto in kg CO₂ eq. per un 1 kg di uva è in media tra 0,06 e 2,71 mentre il corrispettivo valore per 0,75 l di vino è compreso tra 0,53 e 1,88. L'ampiezza dell'intervallo dei valori per l'UF di 1 kg di uva è più ampia rispetto a quella di 0,75 l di vino, verosimilmente per una maggiore variabilità della gestione della fase di coltivazione.

Sebbene la valutazione del ciclo di vita nel settore vitivinicolo abbia riscosso un grande consenso a livello internazionale, questa necessita di ulteriori miglioramenti al fine di permetterne una sua ottimale applicazione attraverso l'armonizzazione dei processi, concetti ed approcci.

Attraverso gli studi e relative analisi critiche condotti da Notarnicola et al. (2015) sull'applicazione del LCA nel settore vitivinicolo sono emerse sia le sue principali applicazioni che i suoi limiti, tra questi, in primis, l'assenza di un consenso univoco sulle problematiche metodologiche.

I risultati evidenziano gli impatti ambientali più significativi lungo la catena di produzione del vino ovvero gli "hotspots", quali:

- per la fase di coltivazione, l'uso di pesticidi e fertilizzanti;
- per la fase degli imballaggi, la produzione del vetro per l'imbottigliamento;
- il consumo di energia elettrica per la cantina;
- per la fase di vinificazione, l'emissione di VOC (composti organici volatili) che sono causati dalla fermentazione alcolica;
- per la fase di trasporto, i carburanti.

Nell'impatto complessivo della produzione del vino sono predominanti gli impatti generati dal packaging di vetro, dalle emissioni dei fertilizzanti, dal consumo e trasporto dello stesso.

Le principali controversie che riguardano il profilo ambientale del vino sono le seguenti:

- la maggior parte degli studi sulla produzione dell'uva utilizzano come unità funzionale la massa o il volume, trascurando la qualità del prodotto;
- il processo produttivo delle coltivazioni vitivinicole, ad oggi nell'ottica di un'economia sempre più circolare, non produce più rifiuti ma sottoprodotti, per i quali è necessario sviluppare ed implementare strategie ottimali per l'allocazione dei flussi;
- la fase agricola si configura come una tra le più impattanti sulla produzione del vino. A tal proposito è ancora controverso l'utilizzo dell'agricoltura biologica come strumento alternativo all'agricoltura convenzionale.
- solo pochi studi prendono in considerazione la struttura dell'impianto del vigneto come fattore importante da considerare dal punto di vista agronomico e del suo potenziale impatto sulle emissioni di gas serra;
- spesso non viene considerata la fase di consumo all'interno dei confini del sistema.

Il settore vitivinicolo si contraddistingue per la presenza di molteplici aspetti ad oggi tuttora irrisolti nel LCA, ad esempio le differenze tra i vini bianchi e quelli rossi, la tipologia di gestione biologica o convenzionale, la tipologia di uva coltivata che potrebbe richiedere un periodo più lungo di maturazione con conseguente apporto superiore di trattamenti e le tecnologie adottate nelle differenti fasi di produzione (Notarnicola et al., 2015)

In conclusione, l'applicazione della metodologia LCA al mondo della viticoltura ha permesso di identificare e introdurre nel settore soluzioni alternative a quelle precedentemente utilizzate. Soluzioni apportate con l'intento di contenere al meglio gli impatti maggiori generati nelle fasi di produzione del vino, dalla coltivazione dell'uva al suo utilizzo. Benefici futuri deriveranno dall'applicazione di soluzioni già consolidate (ad esempio il trasporto sfuso, l'impiego di imballaggi alternativi, riciclati o sfusi) così come da nuove future integrazioni che permetteranno certamente di migliorare ancora la sostenibilità della produzione vinicola; anche mediante l'utilizzo di approcci LCA più standardizzati (Notarnicola et al., 2015).

1.2 CICLO DEL CARBONIO ORGANICO E SUA MODELLAZIONE

La conoscenza del ciclo del carbonio svolge un ruolo fondamentale per la gestione sostenibile e per lo stoccaggio della materia organica.

La vegetazione presente sulla superficie del suolo attraverso la fotosintesi cresce ed assorbe il carbonio presente in atmosfera. Gli esseri viventi, poi, mediante la catena alimentare e i processi metabolici di respirazione cellulare, trasformano nuovamente il carbonio assimilato dalle piante in carbonio atmosferico.

Nel suolo la materia organica si divide in due componenti, una vivente composta dalle radici delle piante e i microorganismi mentre l'altra formata dalla lettiera, da radici morte, da una frazione organica idrosolubile e sostanze umiche. Quest'ultima è superiore rispetto alla precedente e si configura come il più grande pool di carbonio organico recalcitrante nell'ambiente (FAO, 2019). La stabilità nel carbonio nel suolo è da attribuire principalmente alla disponibilità di superfici minerali elettricamente cariche. Nel corso di milioni di anni, il carbonio presente nel suolo si trasforma mediante il processo di stratificazione in combustibile fossile, il quale, una volta prelevato e combusto per ricavare energia, determinerà una nuova emissione di carbonio in atmosfera, rinnovando nuovamente e cronicamente il ciclo descritto. Un suolo sano rappresenta il principale deposito di carbonio del pianeta (FAO, 2015). È stimato un quantitativo totale di stock di Carbonio Organico del Suolo (SOC) sul pianeta pari a circa 1500 Pg nei primi 100 cm di suolo e 700 Pg nei primi 30 cm, ossia il C nei suoli è tre volte più alto del C nella vegetazione e il doppio di quello presente in atmosfera (rispettivamente 560 e 760 Pg) (Calvo De Anta et al., 2020; Jakšić et al., 2021)

1.2.1 Modellazione del carbonio organico nel suolo

La gestione sostenibile del suolo in ambito agricolo e forestale permette di mitigare il cambiamento climatico ottimizzando il sequestro del carbonio organico e la diminuzione di emissioni di gas serra nell'atmosfera. Oltre naturalmente ai fattori climatici, importanza fondamentale assumono infatti le pratiche colturali, connesse alle filiere produttive, per favorire lo stoccaggio del SOC. A seconda di queste può esservi una diminuzione del SOC, ossia un rilascio netto di C in atmosfera, oppure un sequestro netto di C dall'atmosfera che si traduce in un aumento del SOC. A supporto di politiche decisionali finalizzate a promuovere su diversa scala territoriale pratiche agronomiche migliorative del contenuto di SOC, sono stati testati diversi modelli predittivi. Questi modelli, seppur aventi molteplici caratteristiche (Goglio et al., 2015), sono atti a simulare il turn over del C organico nel suolo e la conseguente emissione di CO₂ in atmosfera. Uno di questi modelli è RothC (Coleman e Jenkinson, 1996), ampiamente utilizzato e validato in ambito di ricerca in quanto è di relativa

semplice esecuzione e richiedente parametri in input di facile reperibilità a livello aziendale e di banche dati.

1.2.2 La modellazione del SOC come supporto al LCA

Ad oggi la consapevolezza sempre più crescente degli impatti ambientali dell'uso del suolo per le diverse colture agricole necessita l'inclusione di questi all'interno degli studi ed i modelli d'impatto del LCA. La modellazione del SOC permette di quantificare a lungo termine la produzione di biomassa. L'integrazione di questa caratteristica rende il carbonio organico nel suolo, l'indicatore per gli studi di LCA in grado di valutare l'andamento temporale del carbonio e di conseguenza, la sua emissione o sequestro (Fantin et al., 2022). RothC in campo agricolo è stato ampiamente applicato come supporto ed integrazione negli studi LCA. In Tabella 2 sono riportati alcuni esempi d'integrazione di questi due modelli.

Tabella 2: Risultati dell'analisi bibliografica dell'applicazione della metodologia RothC in studi di LCA in ambito agricolo. Per ogni studio viene riportato l'autore, l'anno e una breve descrizione del contesto di integrazione tra le due metodologie.

AUTORE	ANNO	CONTESTO D'INTEGRAZIONE RothC - LCA
Hillier et al.	2009	Equilibrio del SOC nell'energetica delle colture come potenziale di mitigazione dei gas serra.
Cherubini e Ulgiati	2010	Variazione del SOC causata dalla rimozione della stalla del mais usata come fonte alternativa alle risorse fossili.
Nguyen et al.	2013	Effetti dei diversi approcci agricoli sul SOC in un sistema lattiero-caseario.
Yao et al.	2017	Valutazione della coltura (soia o maggese) che può apportare maggiori riduzioni sulle emissioni di gas climalteranti della produzione del grano.
Morais et al.	2018	Variazione del SOC come impatto del cambiamento dell'uso del suolo.
Lefebvre et al.	2020	Calcolo della riduzione delle emissioni di gas climalteranti dovute l'applicazione del biochar da residui della canna da zucchero.
Fantin et al.	2022	Stima dello stoccaggio di SOC in un oliveto su quattro scenari con diversa gestione agronomica, per valutare le emissioni di gas serra dell'oliva.

Relativamente alla filiera vitivinicola, non sono quasi presenti studi in letteratura che combinano tali metodologie. L'unico studio a riguardo è stato pubblicato nel 2013 da Bosco et al. (2013), in cui viene considerata l'influenza del cambiamento della materia organica nel suolo (Soil Organic Matter, SOM) in termini di CO₂ equivalenti all'interno dell'LCA di produzione di una bottiglia vino da 0,75 L. Per tale studio viene tuttavia utilizzato il modello monocompartmentato di Hénin e Dupuis (1945) perché più semplice di RothC e facilmente integrabile negli studi di LCA. Gli studi finora condotti su altre colture evidenziano comunque che, premessa la dovuta e affidabile disponibilità di dati in input, l'uso combinato di RothC con la metodologia LCA permette di effettuare un'analisi più esaustiva dell'impatto sul cambiamento climatico di un prodotto agricolo.

1.3 TIPOLOGIE DI CONDUZIONE AZIENDALE

La scelta delle aree di studio è avvenuta mediante l'individuazione di due aziende che si differenziano su aspetti riguardanti la gestione e l'ambiente (suolo, microclima, altitudine). Esse sono entrambe situate in Emilia-Romagna, una verso altitudini più elevate, in collina, mentre la seconda verso il mare, in pianura.

La prima proprietà predilige una gestione più naturale del terreno e delle viti, le sue caratteristiche sono compatibili con le pratiche agronomiche di tipo biologico, ma non essendo certificata verrà descritta con il termine "naturale".

Viceversa, la seconda azienda si contraddistingue per una gestione di tipo convenzionale che prevede le normali pratiche agronomiche per la coltivazione.

1.4 CENNI SULLA COLTIVAZIONE DELL'UVA

Vigneti equilibrati sono la condizione necessaria per produrre uve di alta qualità. Nel contesto produttivo, però, i viticoltori vedono la necessità di ottimizzare il rendimento anche in termini quantitativi.

La concimazione della vite è una pratica agronomica importante per raggiungere vigneti equilibrati (Bottura, 2011). Una razionale concimazione permette di mantenere integra la fertilità del terreno andando a restituire i macroelementi (N, P, K, Ca e Mg) ed i microelementi (ad esempio Fe e Br) necessari, esportati dalla coltura e/o persi per dilavamento delle piogge.

Le concimazioni presentano diverse formule, vi sono concimi minerali semplici/complessi e concimi organici, dove i primi apportano i macroelementi in rapporti percentuali specifici mentre i secondi hanno lo scopo di migliorare la struttura organica del suolo. Le concimazioni organiche sono particolarmente indicate in impianti giovani, queste devono essere effettuate prima dell'inerbimento del vigneto, e ripetute tipicamente con cadenza triennale. Il sovescio è un'ulteriore pratica utilizzata per migliorare la fertilità del suolo, essa apporta erbe foraggere e leguminose con una doppia

funzione, assorbire la sostanza organiche e minerale per poi in un secondo momento, primavera/estate, riportare questi elementi nel suolo tramite l'utilizzo della trinciatura e il loro interrimento superficiale.

L'epoca ottimale per la concimazione dei vigneti combacia con i due periodi annuali caratterizzati dal picco di attività radicale, che sono per la precisione il momento immediatamente successivo alla vendemmia, tra ottobre e novembre, ed il periodo tra il mese di marzo e giugno. Tra i due periodi citati, il primo sembra essere il più adeguato alla concimazione organica.

Oltre alla concimazione, per perseguire ottimali standard quali-quantitativi, sono necessarie altre pratiche agronomiche quali l'utilizzo di adeguati sistemi di allevamento nonché di potature a "secco" e "a verde" che vengono condotte lungo le diverse fasi del ciclo annuale della vite. Le forme di allevamento si differenziano a seconda delle diversità geografiche e climatiche delle varie regioni, nonché sulla base delle tradizioni locali. La regione dell'Emilia-Romagna presenta tra le forme di allevamento maggiormente impiegate il GDC o doppia cortina e il Guyôt, sfruttato maggiormente in aree collinari.

Il GDC è una forma di allevamento che si caratterizza per due cordoni permanenti paralleli con vegetazione a ricadere e si contraddistingue per una potatura invernale rapida e pratica anche se condotta manualmente. La potatura verde richiede la pettinatura a giugno per evitare la congiunzione dei due cordoni ed interventi di spollonatura e cimatura per mantenere sotto controllo la vegetazione e preparare la pianta alla vendemmia.

Il Guyôt, nelle sue possibili molteplici varianti, è il sistema di allevamento e potatura più largamente utilizzato nella penisola italiana. La potatura è a tralcio nuovo con 1 o 2 tralci fruttiferi di 8-10 gemme inseriti direttamente sul fusto verticale e due speroni per il rinnovo (Valli et al., 2007). La potatura verde è importante per mantenere sgombra la fascia produttiva e guidare la vegetazione.

L'inerbimento e il diserbo fanno parte delle caratteristiche del terreno tra e lungo le fila delle viti.

L'inerbimento favorisce l'apporto della sostanza organica, la riduzione dei fenomeni di ruscellamento fino allo sviluppo della flora e fauna. Tale pratica è limitata dalla disponibilità d'acqua e per migliorare la sua efficacia il manto erboso deve essere uniforme e privo di specie infestanti indesiderate. Viceversa, il diserbo favorisce il contenimento delle infestanti e facilita l'esecuzione e l'assenza di danni alle radici e al fusto rispetto alle lavorazioni meccaniche. Dal 2010 sono permessi soltanto due interventi diserbanti, uno in primavera e uno in autunno, e spesso eseguiti solo sul lungo fila. Il diserbo primaverile dovrebbe essere eseguito prima della fioritura (marzo-aprile) mentre quello autunnale prima della caduta delle foglie delle viti e delle gelate (Bottura, 2011).

Infine, devono essere distribuiti in modo corretto i prodotti fitosanitari. Gli aspetti tecnici prevedono un corretto dosaggio dell'antiparassitario per ettaro con una giusta diluizione ed una corretta velocità di avanzamento (km h^{-1} per effettuare un trattamento). I principi attivi sono commercializzati attraverso diverse formulazioni che permettono di diversificare l'applicazione con trattamenti molteplici (a secco, liquidi, gassosi, per iniezione al tronco, per esche e per trattamenti aerei). Inoltre, il prodotto fitosanitario nell'etichetta riporta tutte le caratteristiche del prodotto, tra queste vi sono: il nome commerciale, la tipologia di prodotto (ad esempio erbicida, fungicida, insetticida), il tipo di formulazione, la simbologia di pericolo, la composizione e quantità di principio attivo, codice della partita e modalità di azione, le dosi, le colture e i parassiti contro cui è registrato.

Oltre l'agricoltura convenzionale, vi sono trattamenti agronomici più vicini alla natura come l'agricoltura biologica. Quest'ultima è regolamentata dalla legge 834/07/CE (e sue successive modifiche ed integrazioni). La modalità di applicazione è dettata dalla normativa 889/08 che definisce i metodi per la viticoltura: gestione, fertilizzazione e le pratiche da adottare contro i parassiti, le malattie ed erbe infestanti. L'agricoltura biologica viene applicata per il mantenimento dell'equilibrio dell'ecosistema, la difesa della biodiversità nell'ambiente, la conservazione della fertilità dei suoli e la tutela delle acque (Bottura, 2011). Tali pratiche agronomiche escludono l'utilizzo di prodotti di sintesi chimica e di organismi geneticamente modificati, viceversa includono fertilizzanti naturali di origine organica e minerale.

2 OBIETTIVO DELLO STUDIO

Specialmente negli ultimi tre decenni è maturata l'attenzione verso le problematiche di carattere ambientale, in particolare è aumentato l'interesse nello sviluppo di metodologie e tecnologie che permettano di analizzare, valutare e, di conseguenza, ridurre i possibili impatti derivanti dalla produzione, realizzazione e smaltimento dei prodotti.

La crescita della consapevolezza ambientale è avvenuta anche nel settore agricolo, portando i singoli consumatori a ricercare prodotti più ecosostenibili ed i produttori ad utilizzare metodi di produzione meno impattanti dal punto di vista dello sfruttamento delle risorse naturali e dell'inquinamento.

In particolare, nella viticoltura, alla coltivazione e produzione convenzionale si sono affiancati nuovi metodi come l'agricoltura biologica e biodinamica.

La presente tesi si pone cinque obiettivi:

1. quantificare e confrontare, attraverso l'applicazione della metodologia Life Cycle Assessment, le prestazioni ambientali di due regimi di coltivazione dell'uva differenti: uno naturale, che si avvicina alla metodologia biologica, ed uno convenzionale;
2. quantificare gli impatti ambientali legati alla produzione di 0,75 litri di vino coltivato naturalmente attraverso l'applicazione della metodologia Life Cycle Assessment;
3. comprendere attraverso il modello RothC come stimare le variazioni del SOC all'interno dei diversi scenari di gestione del vigneto;
4. valutare in che misura lo stoccaggio del carbonio nel suolo nella fase agricola impatta sul bilancio globale delle emissioni di gas climalteranti della valutazione del ciclo di vita;
5. comprendere quali sono le indicazioni che il modello RothC può fornire per migliorare le prestazioni ambientali del prodotto vitivinicolo.

3 MATERIALI E METODI

3.1 STRUMENTO PER LCA: GaBi

Per modellare il sistema oggetto di questo studio ed effettuare l'analisi LCA è stato utilizzato il software GaBi® versione 10.6.

GaBi® è uno strumento di modellazione, diagnosi e reporting basato sull'approccio LCT. Il suo nominativo è creato dall'unione delle prime due lettere delle parole tedesche “Ganzheitliche Bilanzierung” che significano contabilità olistica. GaBi® è prodotto da Thinkstep, azienda fondata nel 1991 da un gruppo di esperti in Life Cycle Assessment e successivamente entrata a far parte nel 2019 di Sphera, fornitore leader a livello globale di software e servizi di informazione per la gestione integrata dei rischi, focalizzato su sostenibilità, salute ed ambiente.

Il software GaBi® è utile per misurare le prestazioni di sostenibilità lungo tutte le fasi di un processo produttivo (pianificazione, progettazione e produzione) e può aiutare coloro che lo utilizzano a raggiungere prestazioni di sostenibilità del prodotto ottimali in campo ambientale, sociale ed economico.

Le versioni di GaBi® a disposizione per gli utenti sono molteplici, si differenziano le une dalle altre prevalentemente per il target di utilizzatori a cui sono rivolte e per i database a cui danno accesso. Agli studenti universitari, professori e dottorandi viene garantito l'accesso gratuito alla versione “GaBi® Education”, ma vi è anche la versione “GaBi® Academy”, rivolta agli stessi utenti, che consente l'accesso anche al database di Ecoinvent oltre che al set di dati di Thinkstep e US LCI. A livello aziendale, invece, viene perlopiù adoperata la versione “GaBi® Professional” che garantisce l'accesso privilegiato ad un database costantemente aggiornato dotato di un'ingente quantità di dati Sphera e di dati provenienti da associazioni e industrie.

GaBi® professional permette di usufruire di diverse banche dati; nel presente studio oltre al database di Sphera, *GaBi Professional version 2021.2* (contenente 17.000 processi), è stato usato anche il database fornito da Ecoinvent, *Ecoinvent database version 3.7* (contenente 18.000 processi). Tali database forniscono la documentazione per tutti i flussi ed i processi messi a disposizione, ovvero informazioni relative a come i flussi sono caratterizzati e a come i processi sono modellati. Nel caso in cui i flussi o i processi di interesse per questo studio non fossero disponibili all'interno dei database, essi sono stati costruiti *ad hoc*.

3.2 FASI LCA AZIENDE VITIVINICOLE

3.2.1 Obiettivi

Gli obiettivi che questo studio di valutazione del ciclo di vita si pone sono i seguenti:

- valutare i potenziali impatti derivanti dalla produzione di un quintale d'uva durante il processo di coltivazione in un'azienda a gestione naturale;

- valutare i potenziali impatti derivanti dalla produzione di un quintale d'uva durante il processo di coltivazione in un'azienda a gestione convenzionale;
- valutare i potenziali impatti provenienti dalla produzione di una bottiglia di vino lungo il suo ciclo di vita, ovvero dalla produzione dell'uva fino all'imbottigliamento del vino in un'azienda a gestione naturale.

La prima motivazione per cui viene svolta la valutazione del ciclo di vita del processo di coltivazione risiede nella volontà di indagare all'interno del sistema analizzato gli *hotspots* ovvero i punti critici del processo produttivo, per intervenire, eventualmente, con azioni migliorative in futuro.

La seconda motivazione va ricercata nella volontà di effettuare un confronto tra le due aziende, al fine di evidenziare elementi in comune nonché le singolarità delle due differenti modalità di conduzione. Nel far ciò si vuole indagare se una gestione più vicina alla natura sia anche meno inquinante.

D'altro canto, la valutazione del ciclo di vita dell'intera filiera vitivinicola ha come motivazione l'identificazione dell'unità di processo più impattante nella catena di produzione nonché l'individuazione di eventuali punti critici che potranno così essere limitati o completamente ovviati attraverso misure correttive volte ad un miglioramento continuo.

L'analisi fa riferimento alla produzione vinicola di tre anni consecutivi, dal 2018 al 2020, e viene svolta secondo gli standard ISO 14040 e 14044.

Lo studio è primariamente rivolto alle aziende oggetto di studio, ma non si preclude la possibilità di divulgare le informazioni ad un pubblico più vasto, composto anche da studiosi del settore, agricoltori, consorzi ed eventuali imprese interessate. Esso, in questo modo, potrà essere oggetto di ulteriori approfondimenti futuri e i suoi risultati potranno essere sfruttati dalle aziende per l'ottenimento di etichettature come le dichiarazioni ambientali del prodotto (EPD), oggi sempre più richieste nel mercato internazionale in virtù della sempre maggiore attenzione e consapevolezza prestata all'acquisto da parte dei consumatori. In aggiunta, lo studio può fornire dati reali per analisi e ricerche future a livello vitivinicolo, importanti per l'implementazione di pratiche e processi che tengano conto degli impatti a livello ambientale.

L'analisi verrà condotta con un approccio comparativo ed i risultati finali verranno resi pubblici.

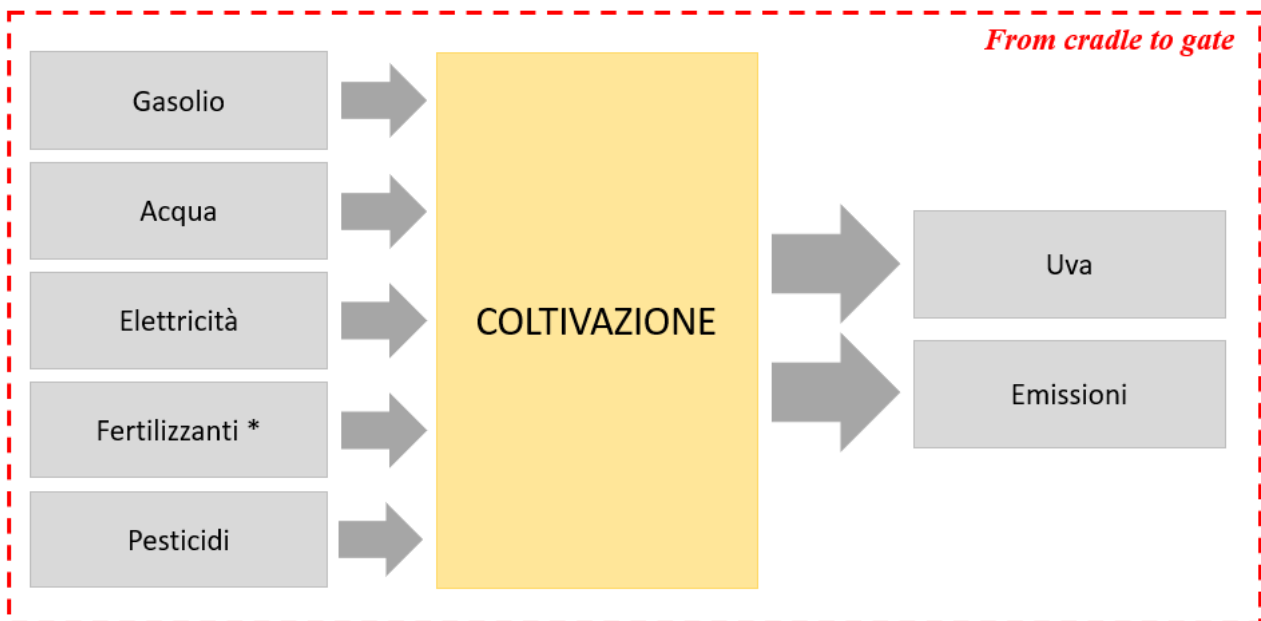
3.2.2 Confini del sistema

Per gli scenari in esame, i confini del sistema sono definiti come *“from cradle to gate”* (dalla culla al cancello), dove il “cancello” varia a seconda dello scenario considerato:

- *Scenario A*, comprende solamente la fase di coltivazione dell'uva;

- *Scenario B*, include la fase di coltivazione dell’uva, vinificazione, trasporto ed imbottigliamento del vino.

Nei casi in cui l’obiettivo sia quantificare gli impatti ambientali legati alla fase di coltivazione delle viti e quindi alla produzione dell’uva, il cancello è rappresentato dal processo di coltivazione stesso e dunque dalla produzione di un quantitativo specifico di uva, tenendo anche in considerazione le emissioni derivanti da tale processo, come osservabile nella figura seguente (Figura 3).



* Solo per azienda DZ

Figura 3: Confini del sistema per lo scenario A.

Invece, nel caso in cui lo scopo dello studio sia determinare gli impatti della filiera vitivinicola fino alla produzione della bottiglia di vino, i confini del sistema non si limitano al processo di coltivazione ma includono al loro interno anche le seguenti fasi (Figura 4):

- Vinificazione dell’uva;
- Trasporto del vino alla cantina;
- Imbottigliamento.

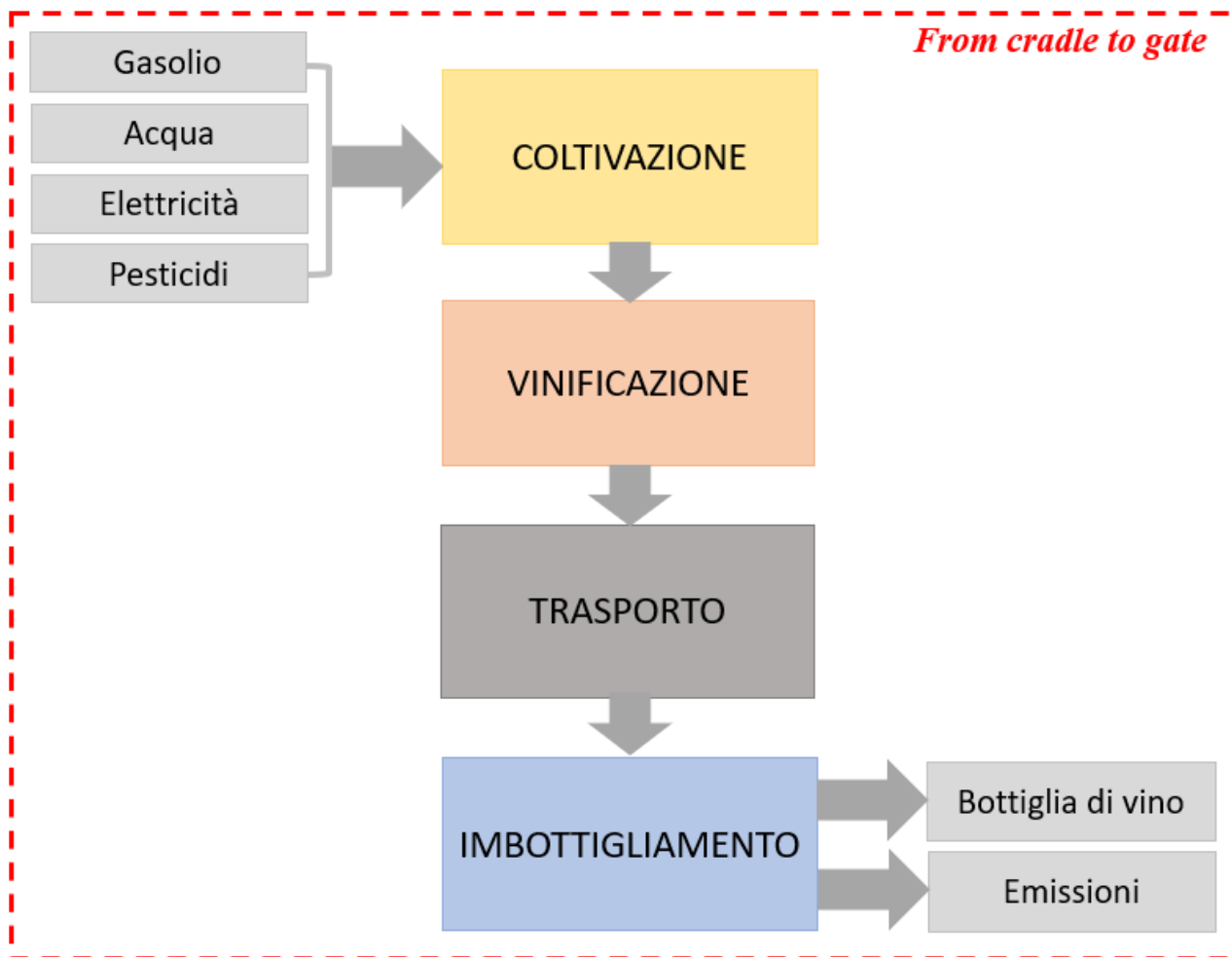


Figura 4: Confini del sistema per lo scenario B.

All'interno di entrambi i confini del sistema considerati, non rientrano gli impatti legati alla produzione e alla manutenzione delle infrastrutture e dei macchinari utilizzati nelle varie fasi del processo produttivo in quanto si assume che il loro impatto sia trascurabile rispetto agli altri processi coinvolti. I confini del sistema, inoltre, non includono la manodopera necessaria durante il periodo della vendemmia né tantomeno la produzione e manutenzione delle infrastrutture per il processo d'imbottigliamento essendo quest'ultimo gestito da terze parti.

3.2.3 Unità funzionale

Le unità funzionali per la valutazione del ciclo di vita della produzione vitivinicola delle due aziende sono state scelte in relazione ai confini del sistema. Esse sono rispettivamente:

- per lo *Scenario A*, 1 quintale di uva per entrambe le aziende;
- per lo *Scenario B*, 1 bottiglia di vino da 0,75 litri per l'azienda vitivinicola naturale.

3.2.4 Analisi d'inventario

La fase d'inventario contabilizza i flussi in entrata e in uscita in termini di materia e di energia, consentendo, inoltre, la quantificazione delle emissioni in aria, acque dolci e suoli agricoli, generate dalla produzione dell'uva.

La raccolta dei dati è avvenuta attraverso due vie. Una diretta presso l'azienda agricola dove il proprietario si è reso disponibile a fornire i dati primari del processo produttivo. Una indiretta attraverso banche dati, che ha visto il reperimento di dati secondari attraverso modelli di calcolo e database, quali *GaBi® Professional* ed *Ecoinvent*.

Per quantificare gli impatti derivanti dai processi di *background*, ovvero quelli sui quali i proprietari delle aziende agricole non hanno alcun tipo di influenza, sono stati utilizzati dataset già esistenti nelle banche dati quando presenti, altrimenti, gli impatti da essi generati non sono stati inclusi all'interno del sistema.

All'interno delle banche dati, sono stati scelti, quando possibile, processi aggregati a livello nazionale, in assenza di quest'ultimi si è optato per processi europei.

L'inventario relativo alla valutazione del ciclo di vita di una bottiglia da 0,75 litri di vino e di un quintale d'uva per l'azienda a gestione naturale è riportato in Tabella 3, specificando per ogni fase del sistema e per ogni flusso di materia o di energia in input quali dataset sono stati utilizzati per tener conto degli impatti a monte della filiera.

Tabella 3: Inventario relativo allo scenario B con riferimento ai flussi di materiale e di energia di input e output ad ogni fase della filiera; la quarta colonna (processo aggregato) specifica il dataset selezionato per quantificare gli impatti della produzione delle materie prime riportate nella seconda colonna (flusso).

FASI	FLUSSO	INPUT(I) / OUTPUT(O)	PROCESSO AGGREGATO
COLTIVAZIONE	Rame metallico	I	<i>Copper oxide production</i>
	Zolfo puro	I	<i>Sulphur (elemental) at refinery</i>
	Gasolio	I	<i>Diesel mix at filling station</i>
	Uva	O	
VINIFICAZIONE	Energia elettrica	I	<i>Electricity grid mix</i>
	Acqua	I	<i>Tap water from groundwater</i>
	Solfiti	I	<i>Sodium hydrogen disulphite production</i>
	Uva	I	
	Vino	O	
TRASPORTO	Gasolio	I	<i>Diesel mix at filling station</i>
IMBOTTIGLIAMENTO	Energia elettrica	I	<i>Electricity grid mix</i>
	Acqua	I	<i>Tap water from groundwater</i>
	Produzione vetro	I	<i>Container glass</i>
	Produzione sughero	I	<i>Corkboard</i>

IMBOTTIGLIAMENTO	Produzione cartone	I	<i>Folding boxboard carton</i>
	Vino	I	
	Bottiglia vetro	O	
	Vino	O	

Nel caso specifico del rame metallico, questo non è presente come dataset all'interno delle banche dati a disposizione. Tale dicitura, infatti, spesso presente nell'etichettatura dei prodotti a base rameica, indica semplicemente la porzione di rame elementare presente. Pertanto, per i prodotti rameici è stato utilizzato il processo relativo all'ossido di rame (*copper oxide*) per stimare gli impatti derivanti dalla loro produzione, assumendo che questo potesse essere rappresentativo della maggior parte di essi. In altri casi nell'etichetta è esplicitata la percentuale del composto rameico, ad esempio rame ossicloruro. Ad ogni modo, per trasformare la massa di rame metallico o rame ossicloruro effettivamente utilizzata in massa di ossido di rame, è stata sviluppata una proporzione tra il peso atomico del rame (p.a.= 63,55) o il peso molecolare del rame ossicloruro (p.m.= 213,6) e il peso molecolare dell'ossido di rame (p.m.=79,55), moltiplicando quest'ultimo per due nel caso del rame ossicloruro.

Inoltre, anche le emissioni del rame metallico e dello zolfo puro non sono state trovate all'interno delle banche dati e per tale motivo i loro output non sono stati inclusi all'interno del sistema.

I dati di input e output della coltivazione delle viti, come affermato dalle linee guida delle *PEFCR wine*, devono fornire una valutazione media dell'inventario del ciclo di vita per compensare le fluttuazioni dovute alle differenze stagionali (crescita delle piante, parassiti, malattie, etc.). Il periodo di tre anni, quello scelto per il caso studio, si è rivelato in linea con quanto descritto dalle linee guida e pertanto adeguato al fine di condurre tale valutazione.

Per quanto riguarda l'azienda a gestione convenzionale, le emissioni della fase di coltivazione sono generate sia dalla categoria dei fertilizzanti sia da quella dei pesticidi.

Le linee guida della *PEFCR* del vino (Commissione Europea, 2018) definiscono quali sono le emissioni derivanti dalla fertilizzazione che è necessario considerare per effettuare una valutazione esaustiva. All'interno del manuale sono presenti le formule e i valori numerici che permettono di quantificare le emissioni derivanti dall'applicazione di fertilizzanti che ogni studio deve necessariamente considerare (Tabella 4).

Tabella 4: Formule per il calcolo dei composti che rientrano nei requisiti minimi delle emissioni da fertilizzanti in diversi comparti ambientali (Commissione Europea, 2018).

N (da urea)	Emissioni in aria	0,022 kg N ₂ O/ kg N fertilizzante applicato
	Emissioni in aria	kg NH ₃ = kg N * FracGASF= 1*0,1* (17/14) = 0,12 kg NH ₃ / kg N fertilizzante applicato
	Emissioni in acque dolci	kg NO ₃ ⁻ = kg N*FracLEACH = 1*0,3*(62/14) = 1,33 kg NO ₃ ⁻ / kg N applicato
CO ₂ (da urea)	Emissioni in aria	1,57 kg CO ₂ / kg urea
P	Emissioni in acque dolci	3,07 kg PO ₄ / kg P

In maniera analoga a quanto fatto per lo scenario AB in merito alla modellazione degli impatti della produzione del rame metallico, anche per lo scenario DZ non è stato possibile reperire nelle banche dati tutti i dataset relativi alla produzione dei fertilizzanti effettivamente applicati. Per questo motivo è stato scelto un composto rappresentativo per ogni classe di fertilizzanti utilizzata (azotati (N), fosfatici (P) e potassici (K)) e sono stati inseriti nel modello per stimare gli impatti derivanti dalla produzione di un quantitativo di N-P-K fertilizzante corrispondente al quantitativo di elemento effettivamente applicato. Per i fertilizzanti azotati è stata selezionata l'urea (CH₄N₂O), in particolare è stato utilizzato il processo presente nel database GaBi® “*urea agrarian*” che contiene il 46% di N. L'urea è il fertilizzante azotato più comunemente utilizzato nel mondo ed è prodotto a partire da ammoniaca e anidride carbonica (C.I.E., 2020a). Per i fertilizzanti a base fosfatica è stato utilizzato il processo relativo alla produzione del composto triplo superfosfato (*triple superphosphate*) presente nel database GaBi® Professional considerando che il triplo superfosfato (TSP) contiene il 45% di P₂O₅. Il triplo superfosfato è un sale fosfatico utilizzato comunemente come fertilizzante e creato dalla conversione dell'acido fosforico. A sua volta l'acido fosforico è prodotto dalla fluorapatite, CaF₂·3Ca₃(PO₄)₂, roccia fosfatica a cui viene aggiunto l'acido solforico concentrato al 93%. La miscela viene poi posta in una serie di reattori provvisti di sistemi di agitazione in grado di ottenere acido fosforico, gesso e impurità insolubili (C.I.E., 2020b). Infine, per i fertilizzanti potassici è stato selezionato il cloruro di potassio (“*potassium chloride*” in GaBi® Professional) considerando che il cloruro di potassio contiene il 60% di K₂O. Per quantificare gli impatti della produzione di un quantitativo di fertilizzanti corrispondente alla quantità dei tre elementi (N, P e K) effettivamente applicata è stata effettuata una proporzione sulla base della percentuale degli elementi all'interno dei fertilizzanti scelti come rappresentativi.

Le emissioni derivanti dall'applicazione di pesticidi sono state modellate dopo aver quantificato come questi si ripartiscono nelle diverse matrici ambientali. A tal scopo, è stato utilizzato il software

PestLCI, il quale permette di ottenere la ripartizione di pesticida nei diversi comparti ambientali (in riferimento alla quantità standard di 1 kg). Il software contiene al suo interno una banca dati di principi attivi comunemente alla base di pesticidi, i quali possono essere selezionati insieme ad altre caratteristiche legate al loro metodo di applicazione, alla tipologia di clima, al tipo di suolo e alla frazione di composto intercettata dalla pianta, e consente di ricavare il dato di ripartizione in aria, nel suolo coltivato, nella superficie delle foglie, nelle acque sotterranee e nell'acqua superficiale (Dijkman et al., 2012).

Una volta identificati i pesticidi oggetto di studio all'interno della banca dati di PestLCI e avendone quantificate le emissioni nei vari comparti ambientali, questi sono stati modellati all'interno del software GaBi® ricercando i flussi elementari corrispondenti. L'eventuale assenza ha costretto la creazione di flussi elementari *ad hoc* per i pesticidi in questione tramite l'utilizzo dei loro fattori di caratterizzazione relativi alle categorie d'impatto ecotossicità delle acque dolci, tossicità umana cancerogena e non cancerogena presenti nella banca dati USEtox (sviluppata in accordo con l'UNEP, *United Nations Environment Program* e con il SETAC, *Society for Environmental Toxicology and Chemistry*).

L'ammontare dei flussi elementari non considerati, perché assenti in tutti i sistemi di ricerca, è stato comunque quantificato e riportato nella trattazione per evidenziare le limitazioni legate allo studio condotto. Nello specifico è stata calcolata la massa dei flussi dei pesticidi e dei fertilizzanti in input e output, quantificata e non quantificata rispetto al totale effettivamente applicato, in percentuale (Tabella 6). Tale procedimento ha permesso di valutare la solidità delle analisi effettuate. I flussi di pesticidi e fertilizzanti in input e output quantificati per l'azienda convenzionale permettono di considerare lo studio robusto sotto questo punto di vista rappresentando per i flussi in input rispettivamente l'85% e il 99% della massa totale mentre per i flussi in output il 79% e il 99% della massa totale. I flussi dei pesticidi in input quantificati in massa percentuale sono 7 rispetto a 14 non trovati, mentre in output le emissioni dei pesticidi quantificati sono 15 su 7 non trovati. Ad ogni modo, la percentuale di massa quantificata rispetto al totale permette di affermare che i risultati legati a questa categoria siano affidabili.

In Tabella 5 è riportato l'inventario associato alla fase di coltivazione dell'azienda a gestione convenzionale, specificando i processi ed i flussi utilizzati nella modellazione.

Tabella 5: Inventario dei dati di input e output della fase di coltivazione dell'azienda vitivinicola convenzionale. Nomi dei processi aggregati utilizzati come input e relativi nomi dei flussi utilizzati come output.

FLUSSO	INPUT(I) / OUTPUT(O)	PROCESSO AGGREGATO	TIPO DI EMISSIONE	FLUSSO ELEMENTARE
Acqua	I	Ground water		
Energia elettrica	I	Electricity grid mix		
Carburante	I	Diesel mix at filling station		
Trichoderma asperellum	I	ND		
Fosetil alluminio	I	Fosetyl-Al (ecoinvent 3.7)		
Mancozeb	I	Captan production (ecoinvent 3.7)		
Meptildinocap	I	ND		
Dimetomorfo	I	ND		
Folpet	I	Folpet production (ecoinvent 3.7)		
Penconazolo	I	Captan production (ecoinvent 3.7)		
Boscalid	I	ND		
Rame ossicloruro	I	Copper oxide production		
Pyriofenone	I	ND		
Ciprodinil	I	ND		
Metiram	I	ND		
Clorantraniliprolo	I	ND		
Emamectina benzoato	I	ND		
Clorpirifos metile	I	ND		
Spirotetrammato	I	ND		
Flupyradifurone	I	ND		
Abamectina	I	ND		
Glifosato acido	I	Glyphosate production (ecoinvent 3.7)		
MCPA	I	Mecoprop production (ecoinvent 3.7)		
Glufosinate ammonio	I	ND		
Propaquizafop	I	Aluminium hydroxide production		
N	I	Urea agrarian		
P	I	Triple superphosphate		
K	I	Potassium chloride		
Mg	I	ND		

Fe solubile	I	ND		
Fe chelato	I	ND		
Uva	O			
Trichoderma asperellum	O			ND
Fosetil alluminio	O		nel suolo agricolo da pesticida	Fosetyl-aluminium
			nelle acque dolci da pesticida	
Mancozeb	O		in aria da pesticida	Mancozeb
			nel suolo agricolo da pesticida	
			nelle acque dolci da pesticida	
Meptildinocap	O			ND
Dimetomorfo	O		in aria da pesticida	Dimethomorph
			nel suolo agricolo da pesticida	
			nelle acque dolci da pesticida	
Folpet	O		in aria da pesticida	Folpet
			nel suolo agricolo da pesticida	
			nelle acque dolci da pesticida	
Penconazolo	O		in aria da pesticida	Captan
			nel suolo agricolo da pesticida	
			nelle acque dolci da pesticida	
Boscalid	O		in aria da pesticida	Boscalid
			nel suolo agricolo da pesticida	
			nelle acque dolci da pesticida	
Rame ossicloruro	O			ND
Pyriofenone	O			ND
Ciprodinil	O		in aria da pesticida	Cyprodinil
			nel suolo agricolo da pesticida	
			nelle acque dolci da pesticida	
Metiram	O		in aria da pesticida	Metiram
			nel suolo agricolo da pesticida	
			nelle acque dolci da pesticida	
Chlorantraniliprole	O		in aria da pesticida	Chlorantraniliprol
			nel suolo agricolo da pesticida	

Chlorantraniliprole			nelle acque dolci da pesticida	<i>Chlorantraniliprol</i>
Emamectina benzoato	0			<i>ND</i>
Clorpirifos metile	0		nel suolo agricolo da pesticida	<i>Chlorpyrifos-methyl (Ecoinvent 3.7)</i>
Spirotetrammato	0			<i>ND</i>
Flupyradifurone	0			<i>ND</i>
Abamectina	0		in aria da pesticida	<i>Abamectin</i>
			nel suolo agricolo da pesticida	
			nelle acque dolci da pesticida	
Glufosinate ammonio				<i>USETOX</i>
MCPA	0		in aria da pesticida	<i>MCPA</i>
			nel suolo agricolo da pesticida	
			nelle acque dolci da pesticida	
Glifosato acido	0		in aria da pesticida	<i>Glyphosate</i>
			nel suolo agricolo da pesticida	
			nelle acque dolci da pesticida	
Propaquizafop	0		in aria da pesticida	<i>Propaquizafop</i>
			nel suolo agricolo da pesticida	
			nelle acque dolci da pesticida	
N	0		in aria da fertilizzanti	<i>Nitrous oxide</i>
			in aria da fertilizzanti	<i>Ammonia</i>
			nelle acque dolci da fertilizzanti	<i>Nitrate</i>
			in aria da fertilizzanti	<i>Carbon dioxide</i>
P	0		nelle acque dolci da fertilizzanti	<i>Phosphate</i>
K	0			<i>ND</i>
Mg	0			<i>ND</i>
Fe solubile	0			<i>ND</i>
Fe chelato	0			<i>ND</i>

*ND = Non Disponibile

Tabella 6: Percentuali dei flussi dei pesticidi e dei fertilizzanti in input e output per l'azienda convenzionale con relativi valori in percentuale della massa quantificata.

I/O	Pesticidi quantificati	Fertilizzanti quantificati
INPUT	85%	99%
OUTPUT	79%	99%

3.2.5 Valutazione degli impatti

La valutazione degli impatti è la terza fase dello studio di LCA. In questo studio il metodo scelto per l'analisi di impact assessment è *ILCD/PEF recommendation versione 1.09*. Le categorie d'impatto incluse nel presente metodo sono le seguenti:

- Acidificazione (AC)
- Cambiamento climatico (GWP)
- Ecotossicità delle acque dolci (FE)
- Eutrofizzazione delle acque dolci, marine e terrestre (EuF, EuM, EuT)
- Tossicità umana (HT)
- Deplezione dell'ozono (OD)
- Radiazioni ionizzanti (IR)
- Uso del suolo (LU)
- Particolato atmosferico (PM)
- Smog fotochimico (POF)
- Esaurimento delle risorse (WD/RD)

Di seguito verrà data una breve descrizione delle categorie precedentemente elencate.

Acidificazione

La categoria d'impatto *Acidification midpoint* (AC) è espressa attraverso le moli equivalenti dello ione idrogeno (H⁺) e indica il potenziale di acidificazione. L'acidificazione è causata principalmente dalle emissioni nell'aria di NH₃, NO₂ e SO_x. (Joint Research Centre, 2012)

Cambiamento climatico

La categoria d'impatto *Climate change midpoint* (GWP) può includere o escludere il carbonio biogenico. Essa quantifica il potenziale dei gas climalteranti (CO₂, CH₄, N₂O, gas fluorurati e O₃) di contribuire al riscaldamento globale in diversi archi temporali e viene espressa in kg di CO₂ equivalenti. La categoria GWP fa riferimento al rapporto dell'IPCC del 2007 (AR4) (IPCC, 2007)

che calcola il riscaldamento globale nei 100 anni successivi all'emissione in aria dei gas climalteranti, nonché il potenziale di riscaldamento a 20 e 500 anni dall'emissione.

Ecotossicità delle acque dolci

La categoria d'impatto *Ecotoxicity freshwater midpoint* (FE) ha come indicatore la CTUe ovvero l'unità di tossicità comparativa per gli ecosistemi. I fattori di caratterizzazione sono calcolati applicando il modello *Usetox 2.0* che li ottiene dal prodotto di tre fattori: il fattore di destino, quello di esposizione e quello di ecotossicità.

Eutrofizzazione

La categoria d'impatto *Eutrophication midpoint* (Eu) indica il potenziale di eutrofizzazione presente sulle acque dolci con *Eutrophication freshwater* (EuF), su quelle salate con *Eutrophication marine* (EuM) e anche sulla superficie terrestre con *Eutrophication terrestrial* (EuT). Le sostanze eutrofizzanti per le acque interne sono a base di fosforo (P) mentre per le acque salate predominano le sostanze azotate (N). I loro fattori di caratterizzazione sono rispettivamente i kg di P equivalenti, i kg di N equivalenti e le moli di N equivalenti.

Tossicità umana

La categoria d'impatto *Human toxicity midpoint* (HT) consente la valutazione sia dell'impatto con effetto cancerogeno (HTc) che quello senza effetto cancerogeno (HTnc). Entrambe le categorie d'impatto vengono misurate con l'unità CTUh; viene quindi stimato l'aumento di mortalità della popolazione per unità di massa di sostanza chimica emessa. I fattori di caratterizzazione sono calcolati applicando il modello *Usetox 2.0* che li ottiene dal prodotto di tre fattori: il fattore di destino, quello di esposizione e quello di tossicità.

Radiazioni ionizzanti

La categoria d'impatto *Ionizing radiation midpoint, human health* (IR) rappresenta il potenziale impatto derivante dalle radiazioni ionizzanti sulla popolazione umana. Il fattore di caratterizzazione viene espresso attraverso i kg Bq U235 equivalenti.

Uso del suolo

La categoria d'impatto *Land use midpoint* (LU) applica il modello di *Milà i Canals* (2007), il quale utilizza il carbonio organico nel suolo (SOC) come indicatore di qualità del suolo valutando l'impatto connesso al suo uso ovvero la quantità di C temporaneamente apportata o sottratta al suolo. Il fattore di caratterizzazione viene espresso attraverso il deficit di kg di carbonio equivalenti.

Deplezione dell'ozono

La categoria d'impatto *Ozone depletion midpoint* (OD) misura i potenziali effetti nocivi sulla salute umana, animale, ambientale degli ecosistemi terrestri ed acquatici, sui cicli biochimici e sui materiali. Il potenziale di esaurimento dell'ozono stratosferico viene misurata in kg di CFC-11 equivalenti.

Particolato atmosferico

La categoria d'impatto *Particulate matter/Respiratory inorganics midpoint* (PM) misura i potenziali effetti sulla salute umana dovuti in particolare all'emissione di particolato PM_{2,5}.

Smog fotochimico

La categoria d'impatto *Photochemical ozone formation midpoint, human health* (POF) misura i potenziali effetti negativi dovuti alla presenza dei composti organici volatili (VOC) che si liberano in atmosfera a causa di reazioni foto-ossidative. Tale categoria viene rappresentata in kg di NMVOC equivalenti.

Esaurimento delle risorse

La categoria d'impatto *Resource depletion midpoint* quantifica gli impatti associati al consumo delle risorse idriche (WD) e delle risorse non rinnovabili/ fossili/minerali (RD) rispettivamente attraverso i metri cubi equivalenti di acqua utilizzata e kg di Sb equivalenti.

3.3 IL MODELLO ROTH C

Il modello RothC, ideato da K. Coleman e D.S. Jenkinson (Coleman e Jenkinson, 2014), nasce per valutare il turnover di carbonio organico nei suoli arabili non saturi d'acqua. Esso tiene conto delle caratteristiche del tipo di suolo, della temperatura, del contenuto di umidità e della copertura vegetale durante l'intero processo.

Il modello utilizza un intervallo temporale mensile per calcolare:

- Carbonio organico totale (t ha⁻¹)
- Biomassa microbica (t ha⁻¹)
- $\Delta^{14}\text{C}$ (variazione dal radiocarbonio per il calcolo dell'età del C nel suolo)

su una scala temporale da anni a secoli.

Di seguito, RothC è stato modificato ed ampliato per applicarlo non soltanto alle caratteristiche del suolo a seminativo inglese (luogo d'origine della Rothamsted research) ma anche per il resto dei molteplici suoli terrestri. Esso è stato inizialmente esteso al calcolo del turnover del carbonio nelle praterie e nei boschi e successivamente anche ai sottosuoli, suoli sviluppati su recenti ceneri

vulcaniche, sulla tundra e taiga con cautela ed accortezza per le diverse caratteristiche e climi presenti (Parshotam et al. 1995, Tate et al. 1996 and Saggar et al. 1996).

Il modello funziona attraverso due algoritmi:

1. *forward* ovvero la modalità diretta con la quale gli input di Corg permettono il calcolo del SOC nel suolo;
2. *inverse* ovvero la modalità inversa attraverso la quale, conoscendo il valore del SOC nel suolo, vengono calcolati gli input di Corg necessari per mantenere tale valore all'equilibrio.

La struttura del modello (Figura 5) è formata da cinque pool (o compartimenti) di sostanza organica immagazzinata nel suolo. Quattro compartimenti sono attivi ovvero subiscono la decomposizione e sono i seguenti:

- Materiale vegetale decomponibile (DPM - *Decomposable Plant Material*)
- Materiale vegetale resistente (RPM - *Resistant Plant Material*)
- Biomassa microbica (BIO - *Microbial Biomass*)
- Materia organica umificata (HUM - *Humified Organic Matter*)

mentre il quinto compartimento è formato da una piccola quantità di materia organica inerte (IOM - *Inert Organic Matter*) ovvero la frazione di carbonio nel suolo resistente alla decomposizione.

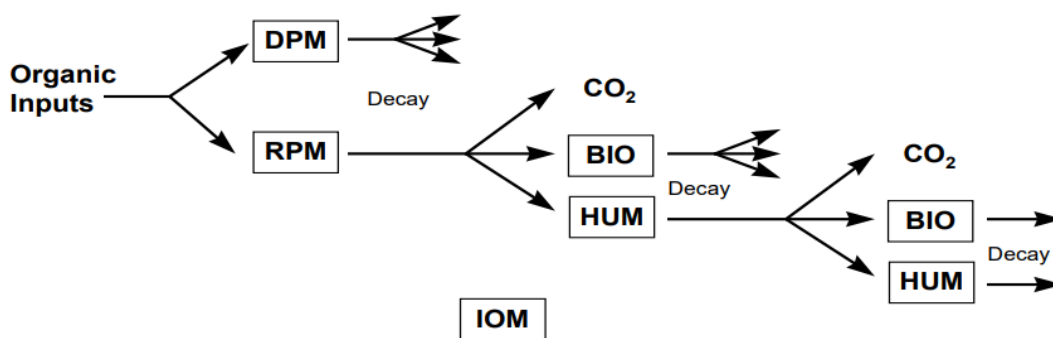


Figura 5: Struttura del *Rothamsted Carbon (RothC) Model* (Coleman e Jenkinson, 2014)

La somma delle cinque componenti riporta il valore del carbonio organico del suolo (SOC – *Soil Organic Carbon*), il quale viene espresso in $t\ C\ ha^{-1}$.

Le componenti attive ovvero DPM, BIO, RPM e HUM hanno tempi di turnover rispettivamente pari a 0,1/1,5/ 3,3 e 50 anni (Jenkinson, 1990).

Il carbonio entrante nelle piante viene suddiviso tra DPM e RPM con rapporto DPM/RPM caratteristico per ogni coltura. Il rapporto più elevato è 1,44 per le colture e prati migliorati con il 59% del materiale vegetato che diventa DPM e il restante 41% RPM. Di seguito, troviamo i prati e

cespugli non migliorati (compresa la Savana) con 0,67 e infine un rapporto DPM/RPM di 0,25 per i boschi tropicali o decidui dove il 20% diviene DPM mentre il restante 80% RPM.

Successivamente, la materia vegetale suddivisa in DPM e RPM subisce un'ulteriore decomposizione per formare CO₂, BIO e HUM. La proporzione che va a CO₂ e BIO+HUM è dipendente dal contenuto di argilla nel suolo. Il rapporto evidenzia la suddivisione della materia parzialmente decomposta in 46% BIO e 54% HUM, queste verranno poi ulteriormente decomposte in CO₂, BIO e HUM.

Gli apporti organici (FYM - *Farm yard manure*) sono più decomponibili del materiale vegetale delle colture e vengono ripartiti in: 49% DPM, 49% RPM e 2% HUM.

3.4 AREE STUDIO

Le aree studio, come anticipato nel paragrafo introduttivo, sono situate in Emilia-Romagna. La prima area studio è racchiusa all'interno dell'azienda vitivinicola a conduzione naturale mentre la seconda risiede nei vigneti di un'azienda vitivinicola a conduzione convenzionale (Figura 6).

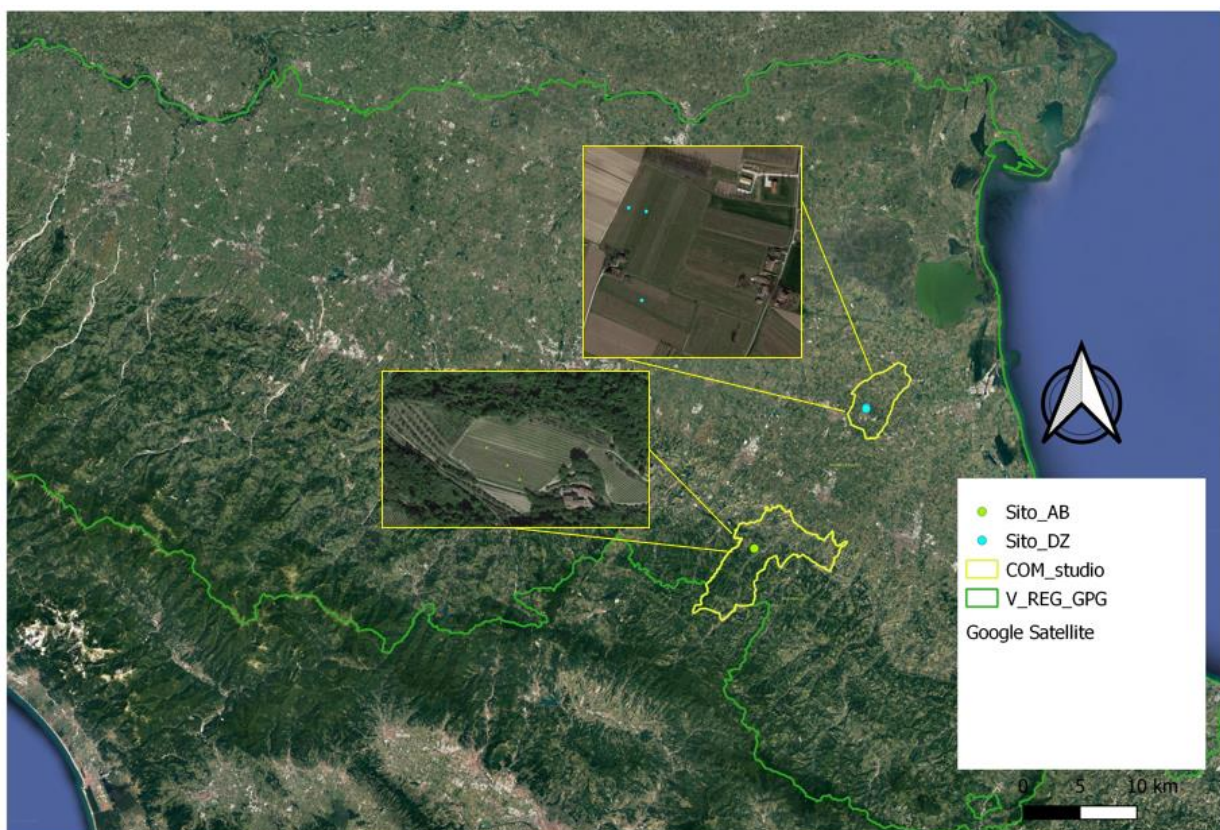


Figura 6: Elaborazione cartografica con localizzazione delle aree studio nelle due aziende, Qgis.

3.4.1 Azienda vitivinicola naturale

L'azienda vitivinicola naturale è situata all'interno del comune di Brisighella (44.21109°N, 11.72349°E) ed è racchiusa tra due versanti ad un'altitudine tra i 250-270 m s.l.m.

La proprietà, formata da un totale di 18 ha, racchiude 3 ha di viti (oggetto dello studio), 8 ha adibiti ad oliveto e 10 ha di bosco misto.

Il terreno in esame è collocato in collina ad una pendenza di circa il 25% con esposizione del versante a Nord-Est, affacciato su una parete di roccia di origine marnoso-arenacea.

Infatti, da un punto di vista geologico, la proprietà è disposta sopra la formazione marnoso-arenacea con litologia formata da ammassi rocciosi strutturalmente ordinati costituiti da alternanza tra livelli lapidei (ad esempio: arenarie cementate, calcareniti, calcilutiti, ecc.) e livelli pelitici con un rapporto pari a $3 > L/P > 1/3$ (Regione Emilia-Romagna, 2006)

Dal punto di vista pedologico, è possibile descrivere le caratteristiche dei suoli più rappresentativi con le informazioni riportate in Tabella 7:

Tabella 7: Rielaborazione Carta dei suoli, scala 1:50.000 (Regione Emilia Romagna, 2018, <https://mappe.regione.emilia-romagna.it>)

Azienda	ID Delineazione	Descrizione UC	Unità Tipologiche di suolo		
			Sigla	Nome	Localizzazione
AB	9302	complesso dei suoli CERRETO/ GRAMIGNA	CRR	CERRETO	- distribuzione omogenea - nelle porzioni più erose
			GRA	GRAMIGNA	- in zone di accumulo a minore pendenza

*UC= unità cartografica

Il complesso Cerreto/Gramigna è formato da suoli molto profondi, a tessitura franca, franca argillosa o franco limosa, da moderatamente a molto alcalini nella parte superiore. Inoltre, nelle stratificazioni più profonde è presente il galestro, scisti argillose tipiche nei suoli vinicoli dell'Emilia-Romagna e della Toscana.

Dal punto di vista climatico, gli anni tra il 2016 e il 2020 hanno evidenziano all'interno dell'area una temperatura media estiva di circa 22,3°C mentre quella invernale di 4,2°C, la somma delle precipitazioni media annuali riporta un totale di 837,9 mm con valori superiori nei mesi di novembre, maggio e febbraio rispettivamente di 132,8 mm, 120,4 mm e 101,8 mm.

L'azienda coltiva con sistema di allevamento a Guyô principalmente tre tipologie di viti per produrre il lambrusco, il trebbiano e l'albana (tipico vino dolce di queste zone con grappolo dorato e molto lungo). La gestione naturale di questa attività non prevede un sistema irriguo e neanche di fertilizzazione, l'acqua utile alle piante deriva dalle precipitazioni e i macronutrienti vengono raccolti direttamente dal terreno.

Non viene eseguito il diserbo, ma un ribaltamento nell'interfila due volte all'anno (il primo per aprire il terreno e il secondo per chiuderlo). Contro la comparsa di peronospora e oidio vengono effettuati trattamenti antifungini e durante l'anno vengono eseguite in media quattro trinciature intrafila e due potature verdi con rilascio del tagliato sulla superficie del terreno. Le viti non ricevendo un surplus di nutrienti, ad eccezione di quelli costitutivi del suolo naturale, crescono più lentamente e di conseguenza si predilige intrecciare i nuovi rami al filare piuttosto che tagliarli.

La scelta del proprietario di una gestione naturale dell'intera coltivazione porta ad uno sguardo rivolto più verso la qualità del prodotto che alla quantità.

Infine, poco lontano dei terreni agricoli, all'interno del casale, avviene la vinificazione dell'uva raccolta durante il periodo di vendemmia e successivamente avviene il trasporto dell'uva prodotta allo stabilimento adibito per l'imbottigliamento.

3.4.2 Azienda vitivinicola convenzionale

L'azienda vitivinicola convenzionale è situata in pianura all'interno del comune di Bagnacavallo (44.42665°N, 11.97949°E). La proprietà è collocata ad un'altitudine di circa 8 m s.l.m. ed è racchiusa in un'area di 7 ha, dei quali sono presi in esame solo quelli a coltivazione vinicola ovvero 4,8 ha, di cui a trebbiano 2,99 ha.

Essa è circondata da un uso del suolo adibito principalmente a vigneti e frutteti, dista circa 17 km ad ovest dalla città di Ravenna e 1 km a Nord dal paese di Bagnacavallo.

La geomorfologia dell'area riporta la sua origine ad una transizione della piana alluvionale attualmente non in evoluzione, infatti, la pedologia mostra la presenza di sedimenti alluvionali formati da tessitura di sabbia limoso argillosa. L'azienda rientra nel complesso dei suoli riportato nella sottostante Tabella 8:

Tabella 8: Rielaborazione Carta dei suoli, scala 1: 50.000 (Regione Emilia Romagna, 2018, <https://mappe.regione.emilia-romagna.it>)

Azienda	ID Delineazione	Descrizione UC	Unità Tipologiche di suolo		
			Sigla	Nome	Localizzazione
DZ	6567	complesso dei suoli SANT'OMOBONO franco limosi / SANT'OMOBONO franco argillosi limosi	SMB1	SANT'OMOBONO franco limosi	Argine naturale
			SMB2	SANT'OMOBONO franco argilloso limosi	- Diffusione omogenea, lieve prevalenza a Nord di Bagnocavallo - Argine naturale e distale

*UC= unità cartografica

In particolare, il complesso di suoli Sant'omobono franco limosi o franco argillosi limosi sono molto profondi, molto calcarei, moderatamente alcalini a tessitura variabile sia nella parte superiore sia in quella inferiore tra una tessitura franca limosa o franca limosa argillosa.

Tra il 2016 e il 2020, il clima dell'area in esame mostra una temperatura media nei mesi estivi di 24°C mentre dei mesi invernali le temperature medie non scendono al di sotto dei 3,5°C. La somma delle precipitazioni medie annuali è di 609,3 mm con precipitazioni più consistenti nei mesi di novembre (83,2 mm), maggio (77,6 mm) e febbraio (64,1 mm).

L'azienda produce principalmente due tipologie di vino: il trebbiano e il tipico "nero Longanesi".

I sistemi di allevamento delle viti sono rispettivamente il Guyôt e il GDC (Geneve Double Courtin) ovvero la coltivazione a doppia cortina. Le viti dispongono di un impianto irriguo e il proprietario non effettua fertilizzazioni, la scelta di una gestione convenzionale però prevede l'utilizzo di pesticidi, erbicidi ed insetticidi. Inoltre, durante l'anno vengono eseguite in media tre trinciature e tre potature, lasciate sul suolo per aumentare l'apporto di sostanza organica.

Infine, il quantitativo di uva prodotta, viene raccolta e trasportata ad un consorzio per la sua vendita.

3.5 CAMPIONAMENTO DEI SUOLI

Il campionamento del suolo è stato effettuato in data 16 giugno 2021. Per entrambe le aziende vitivinicole sono stati condotti sei campionamenti, ciascuno dei quali includente tre trivellate

ravvicinate eseguite con l'intento di ottenere un campione quanto più rappresentativo delle reali caratteristiche del terreno. Prima dell'operazione di campionamento è stata condotta un'attenta osservazione generale dell'area di studio e successivamente sono stati identificati tre punti di campionamento lungo la fila ovvero sotto il filare e i restanti tre tra le fila ovvero tra i due filari di vite. I tre punti tra le fila (intrafila) sono stati ricondotti a tre rispettivi scenari di gestione indicati con numero: 1, 2 e 3, mentre i tre punti lungo la fila (interfila) sono stati ricondotti al altrettanti tre scenari numerati: 4, 5, e 6. La struttura concettuale degli scenari è riportata in Figura 7.

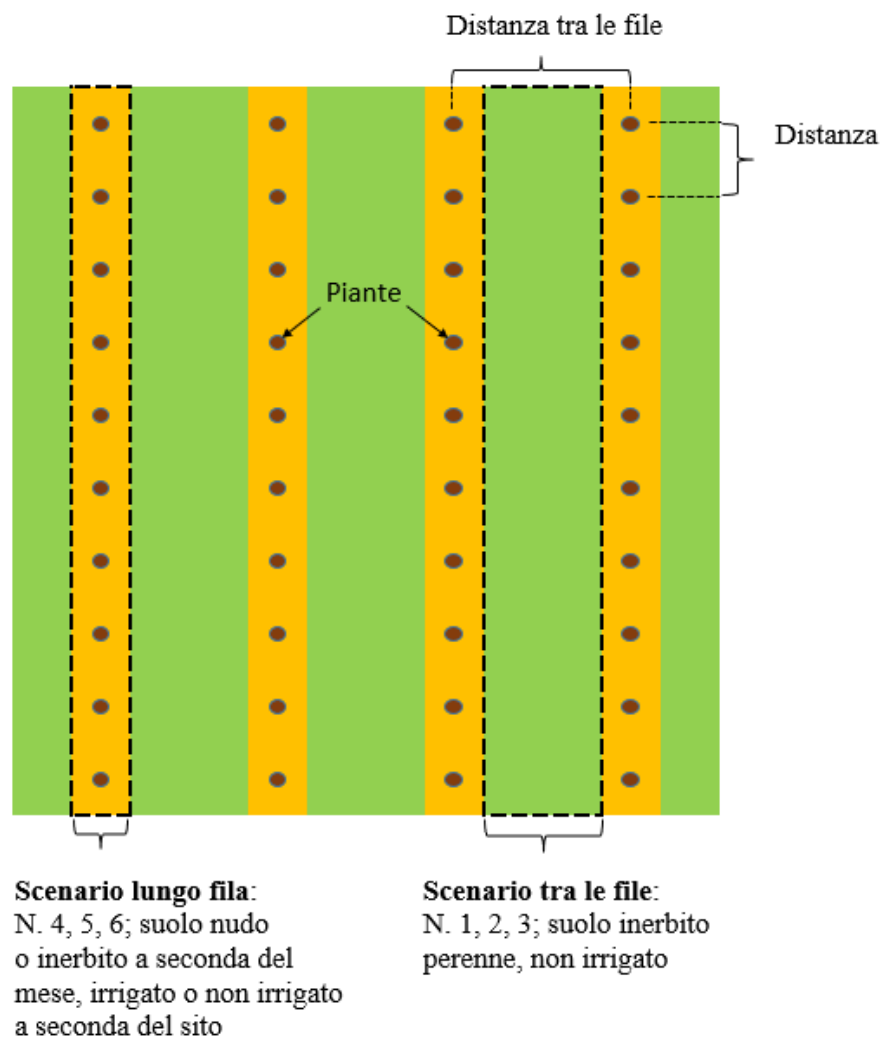


Figura 7: Rappresentazione concettuale della struttura degli scenari all'interno del vigneto.

3.5.1 Scelta dei punti ed assunzioni

Per l'azienda vitivinicola a gestione naturale, i punti selezionati sono stati presi in diagonale, da Nord-Ovest a Sud-Est e sono stati nominati con i seguenti acronimi: AB1, AB2, AB3 i punti tra le fila e AB4, AB5, AB6 i campionamenti lungo le fila (Figura 8 e Tabella 9). Le repliche sono state effettuate a distanza di tre pali l'una dall'altra (Figura 9). La scelta dei punti ha preso in considerazione la

variazione composita del suolo da Ovest ad Est e la pendenza da Sud a Nord, come già osservato all'interno del paragrafo 3.3.1.

Le coordinate dei punti sono:

Tabella 9: Coordinate geografiche dei punti di campionamento all'interno del sito AB.

SITO	X	Y
AB1	717601	4899173
AB2	717626	4899151
AB3	717641	4899133
AB4	717601	4899173
AB5	717626	4899151
AB6	717641	4899133

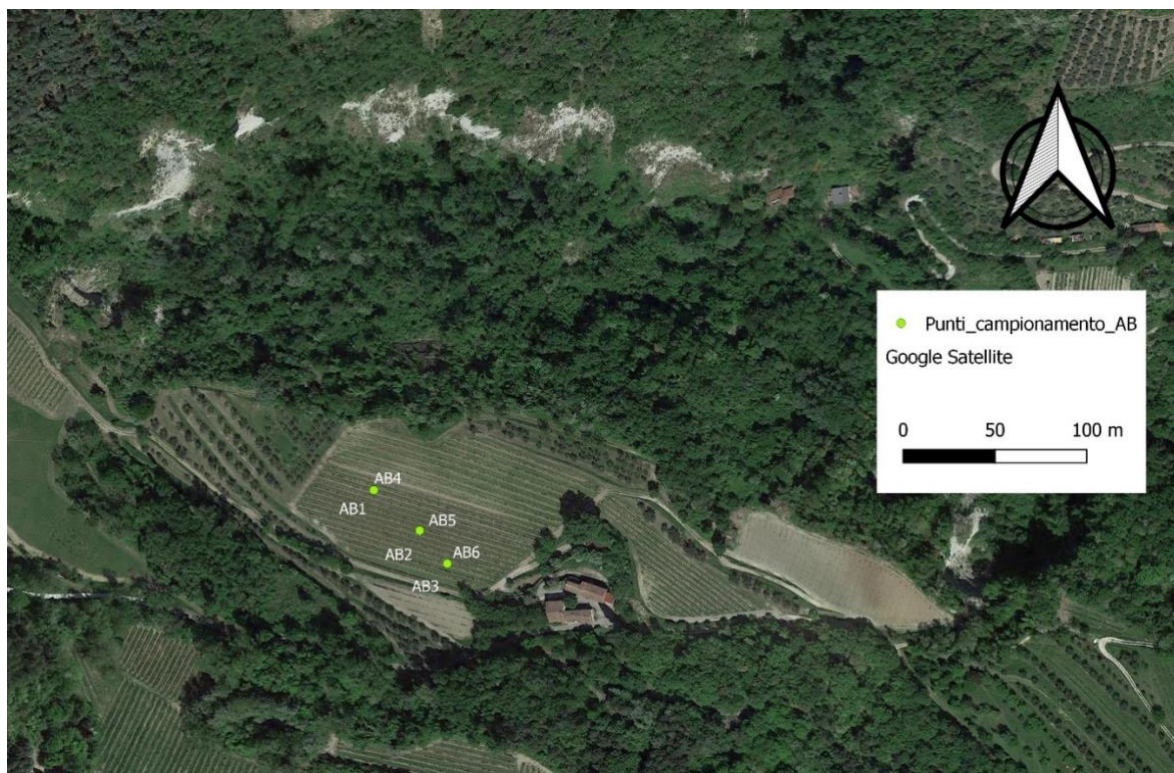


Figura 8: Posizionamento dei punti di campionamento nell'azienda AB, Qgis.



Figura 9: Vigneto dell'azienda AB durante la fase di campionamento.

Per l'azienda vitivinicola convenzionale, i punti selezionati sono stati scelti all'interno delle aree adibite esclusivamente a Trebbiano in modo da mantenere un'uniformità maggiore. I primi quattro punti sono stati scelti verso Nord, all'interno delle aree denominate alfa e beta con acronimo dei campioni DZ1, DZ2 (tra le fila) e DZ4, DZ5 (lungo fila). Gli ultimi due punti, denominati rispettivamente DZ3 (tra le fila) e DZ6 (lungo fila) sono stati individuati più a Sud, in corrispondenza dell'area gamma (Tabella 10 e Figura 10). Le repliche per ogni punto di campionamento sono state condotte a distanza di tre pali l'una dall'altra (Figura 11). La selezione dei punti ha considerato le diverse generazioni delle vigne e le diverse forme di allevamento: Guyôt nelle aree alfa e gamma, GDC nell'area beta.

Le coordinate dei punti sono:

Tabella 10: Coordinate geografiche dei punti di campionamento all'interno del sito DZ.

SITO	X	Y
DZ1	737267	4923897
DZ2	737306	4923889
DZ3	737296	4923691
DZ4	737267	4923897
DZ5	737306	4923889
DZ6	737296	4923691



Figura 10: Posizionamento dei punti di campionamento nell'azienda DZ, Qgis.



Figura 11: Vigneto dell'azienda DZ durante la fase di campionamento dell'area alfa (Guyôt) e gamma (GDC).

3.5.2 Raccolta dei campioni

La raccolta dei campioni, previa eliminazione del soprasuolo, è stata condotta con l'ausilio di una trivella olandese fino ad una profondità di 30 cm. La scelta della profondità di campionamento è stata effettuata a seguito di un'analisi bibliografica relativa all'utilizzo di RothC per simulazioni sul carbonio organico nel suolo dove 10 studi su 18 hanno campionato ad una profondità da 0 a 30 cm (Tabella 11).

Tabella 11: Risultati della ricerca bibliografica sulle profondità di campionamento del suolo. Per ogni studio viene riportato l'autore, l'anno e la profondità di campionamento del suolo.

AUTORE	ANNO	PROFONDITÀ (cm)
Giongo et al.	2020	0-20
D'Avino et al.	2020	0-30
Azad et al.	2020	0-20
Wang et al.	2020	0-20
Singh et al.	2019	0-30
Mishraa et al.	2019	0-30
Mondini et al.	2018	0-25
Morais et al.	2018	0-10
Meyera et al.	2018	0-30
Paul et al.	2018	0-30
Fryer et al.	2021	0-30
Jha et al.	2021	0-30
Martin et al.	2021	0-23
Mesfin et al.	2021	0-30
Mishra et al.	2021	0-30
Deligios et al.	2021	0-20
Hasukawa et al.	2021	0-30
Shirato et al.	2021	0-15

Il suolo totale ottenuto dalle tre trivellate ravvicinate e consecutive è stato quindi depositato temporaneamente all'interno di un secchio. In seguito, si è proceduto con la quartatura avvalendosi di un telo plastificato alloggiato sul suolo. È stata eseguita una attenta rimozione delle radici più

grossolane e di tutti gli elementi disturbanti; quindi, si è provveduto a mescolare il campione residuo con l'intento di omogenizzarlo al meglio.

Quest'ultimo, poi, è stato diviso in quattro parti diverse, due delle quali, opposte tra loro, sono state scartate. La medesima procedura è stata poi condotta nuovamente con l'intento di ridurre la quantità del campionamento ed infine, il terreno residuo è stato raccolto in un sacchetto dedicato e adeguatamente identificato (nome del campione, sede, profondità e data di raccolta).

3.6 ANALISI

Effettuato il campionamento nelle due aziende i campioni sono stati portati nel laboratorio universitario per essere sottoposti alle analisi necessarie.

3.6.1 Pretrattamento del suolo

Per effettuare l'analisi è importante pretrattare i campioni di suolo raccolti, questi dapprima devono essere essiccati. La stagione estiva ha permesso una rapida asciugatura dei campioni. Essi sono stati rovesciati all'interno di bacinelle rettangolari, ricoperte da carta assorbente, di dimensioni tali da contenere tre campioni in ciascuna bacinella, come apprezzabile nella Figura 12.



Figura 12: Campioni di suolo dell'azienda AB e DZ separati in bacinelle ad essiccare.

Durante questo passaggio sono state sottratte dai campioni le parti organiche (radici, foglie, semi, microfauna) e manualmente si è cercato di frantumare il suolo se di grossa granulometria.

L'essiccazione del campione può richiedere diversi giorni a seconda della temperatura e della ventilazione locale, nel caso studio, grazie alle elevate temperature e ad una buona ventilazione, i campioni in un giorno e mezzo si sono rivelati adeguati al secondo pretrattamento ovvero la macinazione.

Tale operazione serve a separare la matrice dalla terra fine ovvero la frazione granulometrica del suolo avente un diametro minore di 2 mm. Questa operazione viene effettuata in suoli particolarmente compatti con aggregati resistenti, come nel campione oggetto d'esame.

Il macinatore è uno strumento formato da un rullo cilindrico con la parete ricoperta da fori di 2 mm ed all'interno due pesi di diversa dimensione, il rullo viene posizionato sopra un rotore che permette allo stesso di ruotare con all'interno il campione di suolo. Durante le rotazioni, i pesi all'interno del rullo sminuzzano gli aggregati di suolo, il campione che passa attraverso i fori cade all'interno di una tramoggia e viene raccolto nei sacchetti nominati.

Infine, è stata effettuata la pestatura, ultimo pretrattamento, in cui la terra fine di ogni campione è stata ulteriormente macinata.

La procedura prevede di mescolare il sacchetto di ogni campione prima di prelevare circa tre spatolate di campione rappresentativo da esso per poi porle all'interno del mortaio. Pestare il campione fino ad ottenere una consistenza talcosa e poi riporlo all'interno di piccoli sacchetti riportanti il nominativo del campione.

3.6.2 Analisi tessitura

Il campione d'analisi viene preparato attraverso il prelievo di un'aliquota di ciascuno dei campioni ottenuti:

- 40 – 50 g per l'azienda vitivinicola naturale (AB);
- 50 – 60 g per l'azienda vitivinicola convenzionale (DZ).

La scelta dei range è avvenuta in base alla percentuale di frazione granulometrica fine, quest'ultima è direttamente proporzionale a una scelta del range di prelievo minore.

Di seguito, viene applicata la procedura per il calcolo della tessitura (suppl. ord. GU n.79, serie n. 121 del 25.05.1992).

Essa prevede un pretrattamento con dispersione chimica iniziale attraverso l'utilizzo di una soluzione deflocculante di esametafosfato di sodio (NaPO_3)₆. La sospensione di suolo ed esametafosfato di sodio viene trasferita in un cilindro sedimentatore, successivamente sigillato e agitato con venti circonvoluzioni. Dopo 40 secondi di decantazione è stata condotta la prima misurazione densitometrica attraverso l'ausilio dell'idrometro di Bouyoucos e di un termometro. La seconda

misurazione della densità è stata eseguita dopo aver tenuto la soluzione a riposo per 24 ore. Le seguenti tempistiche sono necessarie per la precipitazione rispettivamente di sabbia e limo. La sedimentazione segue la legge di Stokes, ovvero la velocità di precipitazione è direttamente proporzionale alla grandezza delle particelle. Maggiore è il loro diametro, maggiore sarà la velocità di sedimentazione, com'è rappresentato dalla seguente formula:

$$u = \frac{2r^2(\rho - \rho_f)g}{9\mu}$$

dove:

u = velocità di deposizione (m s⁻¹)

r = raggio particella (m)

g = accelerazione di gravità (9,8 m s⁻²)

ρ - ρ_f = densità specifica della particella e del fluido (kg m⁻³)

μ = viscosità del fluido (kg m⁻¹ s⁻¹)

Per il calcolo della concentrazione di sabbia, limo ed argilla (g/kg) vengono utilizzate le seguenti formule:

$$C_{sabbia} = 1000 - 1000 \cdot \frac{L_{40''} + 0,36 \cdot (T_{40''} - 20) - L_{0\ 40''}}{P}$$

$$C_{limo} = 1000 - C_{argilla} - C_{sabbia}$$

$$C_{argilla} = 1000 \cdot \frac{L_{24h} + 0,36 \cdot (T_{24h} - 20) - L_{0\ 24h}}{P}$$

3.6.3 Analisi CHNS

L'analisi CHNS (microanalisi elementare) prevede un pretrattamento con acido cloridrico (HCl) 1,5 M per eliminare dai campioni precedentemente pestati la componente carbonatica inorganica. Il pretrattamento viene effettuato per ogni campione pestato, per ciascuno dei quali viene pesata un'aliquota di circa 8 – 10 mg e collocata all'interno di una capsula d'argento. La procedura prevede, poi, l'aggiunta di 4 gocce di HCl alternate al deposito per 60 minuti in stufa del campione per consentire l'asciugatura del reagente. Il procedimento viene ripetuto molteplici volte fintanto che viene ottenuta la reazione di effervescenza; quindi, il campione trattato viene lasciato per l'intera durata di una notte all'interno della stufa.

Completato il pretrattamento, la capsula viene chiusa e vengono preparati i campioni di riferimento per la calibrazione dell'analizzatore CHNS(O):

- tre campioni di BBOT di circa 2 – 2,5 mg (75,53% C; 6,09% H; 6,51% N; 7,43% O; 7,44% S);
- due campioni di Soil Ref. (suolo di riferimento 338 40026 Therm Scientific – NCS See Certificate 133317).

La procedura per determinare il carbonio organico mediante l'utilizzo dell'analizzatore elementare fa riferimento alla norma ISO 10694, Metodo VII.1 – Supp. Ord. n. 248 GU del 21/10/1999.

Il procedimento si basa sull'ossidazione istantanea del campione attraverso la “*flash combustion*” a 1800 °C per un intervallo di tempo di 5/8 secondi. Successivamente, avviene la conversione di tutte le sostanze organiche ed inorganiche in prodotti gassosi. Quest'ultime formano una miscela che viene separata per gascromatografia e tramite rilevazione delle diverse componenti gassose (CO₂, N₂, H₂O e SO₃) mediante un detector a conducibilità termica (TCD).

Prima di effettuare la determinazione del Corg., è importante eseguire il settaggio dell'analizzatore, il quale dopo l'accensione comprende il condizionamento dello strumento, la lettura degli standard e successiva calibrazione.

La calibrazione è determinata attraverso il calcolo del *Fattore K* con retta passante per l'origine, questa è la calibrazione più utilizzata per ricavare la percentuale di Corg. nei suoli, essa ha formula:

$$K = \frac{I}{\text{Element amount}}$$

I= area media dei picchi dell'elemento certificato (C, N, H, S) delle tre repliche di BBOT, in mV·s;

Element amount = peso medio dell'elemento certificato (C, H, N, S) presente nelle tre repliche di BBOT, in mg;

K = fattore di taratura calcolato per C, N, H e S, espresso in mV·s/mg.

Infine, le capsule con i campioni vengono posizionate all'interno dell'autocampionatore che a turno le farà cadere all'interno di un crogiolo contenuto in una colonna impaccata costituita da una fase ossidante e una riducente rispettivamente con ossido di rame (CuO) e rame metallico. Dalla colonna in ordine temporale usciranno N₂, CO₂, H₂O e SO₃ che verranno rilevati dal TCD e il segnale verrà letto dal software “*Eager Experiance*”.

Il campione trattato con HCl fornisce dati attendibili sono per il carbonio organico mentre tende a sovrastima l'azoto totale.

3.7 RACCOLTA DATI RothC

Il modello RothC (spiegato precedentemente al paragrafo 3.3), funziona attraverso un algoritmo di decomposizione del compartimento attivo (DPM, RPM, HUM e BIO). L'equazione di primo ordine che regola l'algoritmo è la seguente: $Y e^{-abckt}$ (t C ha⁻¹). Alla fine del mese, Y t C ha⁻¹ all'interno del compartimento attivo diminuiscono secondo l'equazione precedentemente descritta.

Le componenti dell'equazione sono le seguenti:

- **a** è il fattore di modifica della velocità ed è direttamente proporzionale alla temperatura (°C), la crescita della temperatura determinata un aumento di "a";
- **b** è il fattore di modifica del tasso di deficit di umidità del terriccio (TSMD - *Topsoil Moisture Deficit*), più il suolo è umido, maggiore è la biomassa presente e di conseguenza la decomposizione. Il fattore "b" si calcola inizialmente misurando TSMD massimo dello strato 0-23 cm, poi, il TSMD accumulato a partire dal primo mese dove l'evapotraspirazione*0,75 supera la pioggia mensile fino al TSMD massimo, valore che rimane tale finché non avviene nuovamente l'opposto e il suolo ricomincia ad essere umido. (Coleman & Jenkinson, 2014). Nel caso mensile di suolo nudo, il valore massimo di TSMD si divide per 1,8 per ridurre l'evapotraspirazione, infatti, l'umidità del suolo non può scendere al di sotto del deficit di umidità del suolo nudo (BareSMD);
- **c** è il fattore di modifica del tasso di copertura del suolo, se il terreno è vegetato, "c" sarà pari a 0,6, al contrario se il terreno è nudo "c" sarà 1. Il fattore di copertura del suolo (c) rallenta se nel suolo sono presenti piante in crescita;
- **k** è la costante del tasso di decomposizione per ogni compartimento, essa ha come unità di misura anno⁻¹ e i valori sono i seguenti:

Compartimento	k (anno ⁻¹)
DPM	10,0
RPM	0,3
BIO	0,66
HUM	0,02

- **t** equivale ad 1/12, poiché k è basato su un tasso di decomposizione annuale.

Quindi $Y (1 - e^{-abckt})$ è l'equazione che calcola la quantità di C che si decompone in un compartimento in un certo mese (Coleman & Jenkinson, 2014).

3.7.1 Algoritmo di RothC su Vensim PLE: modello diretto e modello inverso

Gli algoritmi del modello RothC sono stati trascritti sul software *Vensim PLE versione 9.2.0* (<https://vensim.com>), questo per poter effettuare delle modifiche all'interno degli algoritmi che nel software originale non sono possibili e che verranno trattate a seguire. Anche su Vensim sono stati riprodotti i due algoritmi: forwards ed inverse. Il primo, quello diretto, per il calcolo richiede di inserire diversi input:

- Rapporto tra DPM/RPM;
- FYM;
- Suolo vegetato o nudo;
- Valori iniziali di C organico mensili (OC);
- SOC misurato;
- Temperature/ Precipitazioni/ Evapotraspirazione mensili;
- Irrigazione;
- Profondità del suolo, Contenuto argilla e Densità del suolo.

Successivamente, richiede di inserire le condizioni iniziali di DPM, RPM, BIO e HUM ma anche le loro rispettive costanti ovvero Kdpm, Krpm, Kbio e Khum.

Dopo viene effettuata una prima simulazione che permette di ottenere i valori mensili di OC. Il modello viene aggiornato con i nuovi valori e restituisce come output i valori di DPM, RPM, BIO, HUM, SOC, CO₂, IOM e SOC simulato all'equilibrio.

Vensim consente di eseguire anche simulazioni prospettiche fino a 100 anni con analisi al dettaglio espresse con intervallo di tempo di 12 mesi, ottenendo i valori di DPM, RPM, BIO, HUM, IOM e SOC simulato.

Il modello di calcolo nell'analisi permette, rispetto RothC, di mantenere separate le acque derivanti le precipitazioni rispetto l'irrigazione.

Nel secondo caso, il modello inverso, per effettuare il calcolo ha bisogno di diversi input, tra i quali:

- il rapporto DPM/RPM;
- FYM;
- i valori di C organico da residui colturali;
- Suolo vegetato o nudo;
- SOC misurato;
- EOM;
- Temperature/ Precipitazioni/ Evapotraspirazione mensili;
- Irrigazione;
- Profondità del suolo, Contenuto argilla e Densità del suolo.

Successivamente, viene richiesto l'inserimento dei valori iniziali di DPM, RPM, BIO e HUM calcolati tramite il modello diretto e le rispettive costanti K_{dpm} , K_{rpm} , K_{bio} e K_{hum} .

I precedenti valori sono tutti necessari per condurre una simulazione prospettica a 100 anni espressa con un intervallo di tempo mensile. Ciò permette di ottenere gli output di: BIO, CO₂, DPM, HUM, IOM, RPM e SOC, quest'ultimo in termini di SOC al tempo zero, a cento anni, all'equilibrio, nonché di calcolare la variazione di SOC espresse in t C ha⁻¹ anno⁻¹, necessaria per la determinazione della variazione di CO₂ equivalenti (kg o t CO₂ eq. ha⁻¹ anno⁻¹).

3.7.2 Dati input

Il modello Vensim, previo l'inserimento degli input, consente di effettuare l'inizializzazione e la simulazione di scenari prospettici a 100 anni per ciascuno dei sei campioni analizzati.

Al fine dell'elaborazione degli scenari è stato necessario raccogliere input climatici, sul suolo e riguardanti la gestione del suolo.

Input climatici

Per l'inizializzazione e la simulazione degli scenari, sono state utilizzate due serie storiche climatiche temporali differenti.

Per l'inizializzazione il periodo temporale considerato è stato quello tra il 1991 e il 2015.

I dati climatici per il periodo temporale considerato sono stati scaricati dal portale di Arpa (https://www.arpae.it), tabelle climatologiche dalle quali sono stati estratti i dati relativi a temperatura minima/massima/media e precipitazioni del comune di Brisighella e Bagnacavallo. Inoltre, per la stima dei valori di evapotraspirazione mensile ci si è avvalsi dell'equazione di Hargreaves (Hargreaves e Samani, 1998):

$$ET_0 = 0,0023 \cdot R_a \cdot (T_{mean} + 17,8) \cdot (T_{max} - T_{min})^{0,5}$$

dove:

0,0023: coefficiente empirico;

17,8: fattore di conversione da gradi Fahrenheit a Celsius;

R_a: equivalente di evaporazione della radiazione extraterrestre (mm day⁻¹) è determinata nel seguente modo:

$$R_a (\text{mm day}^{-1}) = R_s (\text{MJ m}^{-2} \text{ day}^{-1}) \cdot 0,408$$

$$R_s (\text{MJ m}^{-2} \text{ day}^{-1}) = R_s (\text{W m}^{-2}) \cdot 0,0864$$

dove **R_s** è la radiazione extraterrestre (W m⁻²) (https://www.engr.scu.edu)

A seguire le Tabelle riassuntive 12-13 dei dati medi mensili della serie storica temporale:

Tabella 12: Elaborazione input climatici medi mensili (precipitazioni, temperature massime, temperature minime, temperature medie, radiazione ed evapotraspirazione) del periodo temporale 1991-2015 per l'azienda a gestione naturale.

	P mensile	T min mensile	T max mensile	T media mensile	Rs media mensile	ET0 mensile
	mm	°C	°C	°C	W m ⁻²	mm
Gen	57,3	-0,3	7,4	3,5	145,8	21,7
Feb	63	-0,3	9,1	4,4	209,8	32,7
Mar	80,7	3,1	13,7	8,4	295,9	63,4
Apr	86,9	6,4	17,4	11,9	393,9	94,4
Mag	72,7	10,7	22,8	16,7	464,1	140,0
Giu	64,5	14,4	27,2	20,8	496,0	166,6
Lug	34,7	16,5	30,3	23,4	482,8	185,7
Ago	56,9	16,6	30,2	23,4	426,4	162,8
Set	87,9	12,7	24,3	18,5	337,2	101,4
Ott	104,5	9,4	18,4	13,9	241,5	57,7
Nov	107,3	5,0	12,4	8,7	163,8	28,7
Dic	81,9	0,6	7,9	4,2	130,3	19,5

Tabella 13: Elaborazione input climatici medi mensili (precipitazioni, temperature massime, temperature minime, temperature medie, radiazione ed evapotraspirazione) del periodo temporale 1991-2015 per l'azienda a gestione convenzionale.

	P mensile	T min mensile	T max mensile	T media mensile	Rs media mensile	ET0 mensile
	mm	°C	°C	°C	W m ⁻²	mm
Gen	38,3	-0,4	7,1	3,4	144,2	21,0
Feb	43,7	-0,4	9,9	4,8	208,3	34,6
Mar	55,0	3,3	15,0	9,2	294,7	68,3
Apr	61,6	7,1	18,9	13,0	393,0	101,1
Mag	58,1	11,6	24,4	18,0	463,8	149,3
Giu	48,0	15,4	28,7	22,1	495,9	175,3
Lug	40,2	17,4	31,5	24,5	482,7	192,5
Ago	48,3	17,4	31,4	24,4	425,9	169,0
Set	65,8	13,5	26,0	19,8	336,1	108,5
Ott	84,1	10,0	20,0	15,0	240,1	62,6
Nov	73,6	5,3	13,2	9,3	162,3	30,0
Dic	57,6	0,5	7,7	4,1	128,7	19,0

Per la simulazione degli scenari sono stati considerati i dati del range temporale compreso tra il 2016 e il 2020; periodo più esteso rispetto a quello oggetto di studio (2018-2020) al fine di limitare eventuali *bias* derivanti dall'andamento climatico atipico degli ultimi tre anni.

I dati climatici in termini di precipitazioni sono stati ricavati dal portale Dexter (<https://simc.arpae.it/dext3r/>), sono stati poi elaborati ed è stata ricavata la media mensile, risultato ottenuto dall'integrazione di sei stazioni prossimali (Brisighella, Rontana, San Cassiano sul Lamone, Vespignano, Monte Albano e Ponte Chiavica) per l'azienda naturale e della stazione di Granarolo faentino (RA) eventualmente mediata o sostituiti da altre stazioni prossimali in assenza del suo dato, per l'azienda convenzionale.

I valori delle temperature minima/massima/media mensile dei siti in esame sono invece stati ricavati mediante le tabelle climatologiche di Arpae del comune di Brisighella per l'azienda naturale e del comune di Bagnacavallo per quella convenzionale.

Infine, i dati medie dell'evapotraspirazione, al pari di quanto precedentemente effettuato sono stati calcolati tramite l'ausilio della formula di Hargreaves (Hargreaves e Samani, 1998).

Di seguito, verranno riportati i dati climatici riassuntivi (Tabelle 14-15) del periodo temporale dello studio:

Tabella 14: Elaborazione input climatici medi mensili (precipitazioni, temperature massime, temperature minime, temperature medie, radiazione ed evapotraspirazione) del periodo temporale 2016-2020 per l'azienda a gestione naturale.

	P mensile	T min mensile	T max mensile	T media mensile	Rs media mensile	ET0 mensile
	mm	°C	°C	°C	W m ⁻²	mm
Gen	35,3	-0,35	6,93	3,29	145,81	20,9
Feb	101,8	1,31	8,92	5,11	209,84	30,5
Mar	63,2	3,03	12,53	7,78	295,94	58,6
Apr	47,9	6,94	17,47	12,20	393,85	93,3
Mag	120,4	10,00	19,86	14,93	464,14	119,9
Giu	55,5	14,31	26,81	20,57	495,96	163,6
Lug	34,9	16,34	30,07	23,21	482,81	184,4
Ago	31,4	16,47	30,04	23,26	426,42	162,1
Set	73,0	12,51	24,32	18,41	337,20	102,1
Ott	71,6	8,58	17,33	12,95	241,54	55,2
Nov	132,8	4,57	10,75	7,66	163,81	25,2
Dic	70,0	0,72	7,54	4,13	130,31	18,8

Tabella 15: Elaborazione input climatici medi mensili (precipitazioni, temperature massime, temperature minime, temperature medie, radiazione ed evapotraspirazione) del periodo temporale 2016-2020 per l'azienda a gestione convenzionale.

	P mensile	T min mensile	T max mensile	T media mensile	Rs media mensile	ET0 mensile
	mm	°C	°C	°C	W m ⁻²	mm
Gen	24,9	-0,73	7,67	3,47	144,24	22,4
Feb	64,1	1,55	10,36	5,95	208,32	33,8
Mar	43,5	3,43	14,56	8,99	294,66	66,2
Apr	34,2	7,50	19,66	13,58	393,04	104,6
Mag	77,6	11,03	22,35	16,69	463,83	135,3
Giu	51,0	15,38	29,28	22,33	495,93	180,5
Lug	26,5	17,48	32,19	24,84	482,68	198,4
Ago	39,0	17,57	32,09	24,83	425,86	173,8
Set	58,3	13,52	26,39	19,96	336,13	110,7
Ott	52,4	9,40	19,02	14,21	240,11	59,9
Nov	83,2	5,36	12,04	8,70	162,25	27,0
Dic	54,6	0,65	7,63	4,14	128,74	18,8

Input del suolo

Per l'inizializzazione e la simulazione degli scenari è indispensabile l'inserimento in Vensim di input caratterizzanti il suolo quali: la percentuale di argilla presente nel suolo, la densità del suolo (bulk density) e il SOC misurato.

I valori di argilla nel suolo sono stati ricavati dall'analisi della tessitura e vengono espressi in percentuale di argilla (< 2 µm). A seguire, sono stati calcolati i valori della bulk density in g/cm³ attraverso il software *Soil Water Characteristics* di *Spaw Hydrology* (Saxton e Rawls, 2006).

L'analisi CNHS(O) ha permesso di ricavare in un primo momento il valore di carbonio organico totale (TOC) all'interno di ogni campione e successivamente ha consentito il calcolo del valore di "SOC misurato", espresso in t C ha⁻¹ attraverso la formula:

$$SOC \text{ misurato } (tC \text{ ha}^{-1}) = TOC (\%) * bulk \text{ density } (t \text{ m}^{-3}) * \text{profondità suolo } (cm)$$

A differenza del software di RothC, la IOM (porzione organica inerte del terreno) non viene richiesta in input, poiché calcolata conoscendo il SOC misurato direttamente all'interno dell'algoritmo implementato su Vensim PLE, secondo la formula di Fallon et al. (1998):

$$IOM = 0,049 * (SOC \text{ misurato})^{1,139}$$

I valori in input di argilla e SOC misurato sono presentati nel capitolo 4 assieme agli altri parametri chimico-fisici analizzati sul suolo delle due aziende per contestualizzarle meglio dal punto di vista pedologico.

Input sulla gestione del suolo

Gli input sulla gestione del suolo definiscono ulteriori caratteristiche descrittive dello stesso, in particolare valutano la presenza di irrigazione, la presenza o meno di copertura del suolo, il rapporto DPM/RPM nonché la determinazione degli input di carbonio attraverso la determinazione dei residui colturali.

Per l'azienda a gestione naturale si contraddistingue per l'assenza di irrigazione artificiale e per una copertura erbacea tra le fila del vigneto sempre presente durante l'anno. Il lungo fila, invece, presenta nudità esclusivamente nel mese di aprile e in quello di giugno-luglio, quando vengono condotti due ribaltamenti, rispettivamente di apertura e di chiusura.

Dal canto suo, l'azienda a gestione convenzionale è dotata di due tipologie di irrigazione nel lungo fila: irrigazione a goccia interrata per le forme di allevamento a Guyôt e irrigazione a goccia nel sotto chioma (1 m di altezza) per le forme di allevamento a GDC.

Il dato relativo al rapporto DPM/RPM per l'inizializzazione è il medesimo tutto l'anno (uguale inserimento del dato su RothC), mentre per gli scenari di simulazione il valore varia mensilmente per effetto degli input di C.

Ai residui della potatura invernale è stato assegnato un valore di DPM/RPM pari a 0,25 mentre ai residui erbacei (trinciatura) rapporto DPM/RPM pari a 1,44, la scelta dei presenti valori è indicati nel manuale di RothC (Coleman e Jenkinson, 2014). I rapporti finali scelti per gli scenari sono il risultato della somma degli input di C derivanti dalle potature e dalle trinciature.

Infine, per quanto concerne l'azienda a gestione convenzionale, la determinazione dei residui culturali è avvenuta direttamente in campo, questi sono stati prelevati in sede attraverso potature e trinciature che inizialmente sono state essiccate all'aria e dalle quali sono state poi ricavate delle aliquote da porre in stufa a 105°C per ricavare il residuo colturale.

Per l'azienda a gestione naturale, invece, sono state pesate le potature di 3-4 viti e il residuo colturale è stato ricavato attraverso il dato misurato in campo nella precedente azienda. Il valore ottenuto è stato quindi mediato attraverso un coefficiente di proporzionalità.

3.7.3 Scenari ipotizzati

Per ciascuna delle due aziende il modello diretto di Vensim ha consentito di calcolare i valori di DPM, RPM, BIO, HUM, IOM e SOC simulato, necessari per definire le inizializzazioni dei sei differenti

scenari. A seguito di ciò, attraverso il modello inverso di Vensim, per entrambe le aziende, sono stati ipotizzati sei scenari di simulazione con l'intento di stimare i valori di SOC al tempo zero, a cento anni, all'equilibrio e la sua variazione.

Nelle tabelle seguenti verranno raccolti gli input delle inizializzazioni dei sei scenari (Tabelle 16-17) delle aziende esaminate:

Tabella 16: Elaborazione delle inizializzazioni degli scenari dell'azienda AB con i valori mensili di input di carbonio, rapporto DPM/RPM, bare-veget e EOM.

	AB 1				AB 4			
Mese	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM
	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹
1	0	0,897	0,6	0	0	0,897	0,6	0
2	0	0,897	0,6	0	0	0,897	0,6	0
3	0,5974	0,897	0,6	0	0,5974	0,897	0,6	0
4	0	0,897	0,6	0	0	0,897	1	0
5	0,1396	0,897	0,6	0	0,1396	0,897	0,6	0
6	0	0,897	0,6	0	0	0,897	1	0
7	0,2158	0,897	0,6	0	0,2158	0,897	1	0
8	0	0,897	0,6	0	0	0,897	0,6	0
9	0,2158	0,897	0,6	0	0,2158	0,897	0,6	0
10	0	0,897	0,6	0	0	0,897	0,6	0
11	0	0,897	0,6	0	0	0,897	0,6	0
12	0	0,897	0,6	0	0	0,897	0,6	0

	AB 2				AB 5			
Mese	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM
	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹
1	0	0,897	0,6	0	0	0,897	0,6	0
2	0	0,897	0,6	0	0	0,897	0,6	0
3	0,5974	0,897	0,6	0	0,5974	0,897	0,6	0
4	0	0,897	0,6	0	0	0,897	1	0
5	0,1396	0,897	0,6	0	0,1396	0,897	0,6	0
6	0	0,897	0,6	0	0	0,897	1	0
7	0,2158	0,897	0,6	0	0,2158	0,897	1	0
8	0	0,897	0,6	0	0	0,897	0,6	0
9	0,2158	0,897	0,6	0	0,2158	0,897	0,6	0
10	0	0,897	0,6	0	0	0,897	0,6	0
11	0	0,897	0,6	0	0	0,897	0,6	0
12	0	0,897	0,6	0	0	0,897	0,6	0

	AB 3				AB 6			
Mese	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM
	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹
1	0	0,897	0,6	0	0	0,897	0,6	0
2	0	0,897	0,6	0	0	0,897	0,6	0
3	0,5974	0,897	0,6	0	0,5974	0,897	0,6	0
4	0	0,897	0,6	0	0	0,897	1	0
5	0,1396	0,897	0,6	0	0,1396	0,897	0,6	0
6	0	0,897	0,6	0	0	0,897	1	0
7	0,2158	0,897	0,6	0	0,2158	0,897	1	0
8	0	0,897	0,6	0	0	0,897	0,6	0
9	0,2158	0,897	0,6	0	0,2158	0,897	0,6	0
10	0	0,897	0,6	0	0	0,897	0,6	0
11	0	0,897	0,6	0	0	0,897	0,6	0
12	0	0,897	0,6	0	0	0,897	0,6	0

*Bare-veget= suolo nudo (1) o vegetato (0,6).

Tabella 17: Elaborazione delle inizializzazioni degli scenari dell'azienda DZ con i valori mensili di input di carbonio, rapporto DPM/RPM, bare-veget e EOM.

	DZ 1				DZ 4			
Mese	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM
	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹
1	0	0,961	0,6	0	0	0,961	1	0
2	0	0,961	0,6	0	0	0,961	1	0
3	0,919	0,961	0,6	0	0,919	0,961	1	0
4	0	0,961	0,6	0	0	0,961	0,6	0
5	0	0,961	0,6	0	0	0,961	1	0
6	0,594	0,961	0,6	0	0,594	0,961	0,6	0
7	0	0,961	0,6	0	0	0,961	1	0
8	0,769	0,961	0,6	0	0,769	0,961	0,6	0
9	0	0,961	0,6	0	0	0,961	1	0
10	0	0,961	0,6	0	0	0,961	0,6	0
11	0	0,961	0,6	0	0	0,961	0,6	0
12	0	0,961	0,6	0	0	0,961	1	0

	DZ 2				DZ 5			
Mese	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM
	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹
1	0	1,089	0,6	0	0	1,089	1	0
2	0	1,089	0,6	0	0	1,089	1	0

3	0,371	1,089	0,6	0	0,371	1,089	1	0
4	0	1,089	0,6	0	0	1,089	0,6	0
5	0	1,089	0,6	0	0	1,089	1	0
6	0,157	1,089	0,6	0	0,157	1,089	0,6	0
7	0	1,089	0,6	0	0	1,089	1	0
8	0,163	1,089	0,6	0	0,163	1,089	0,6	0
9	0	1,089	0,6	0	0	1,089	1	0
10	0,566	1,089	0,6	0	0,566	1,089	0,6	0
11	0	1,089	0,6	0	0	1,089	0,6	0
12	0	1,089	0,6	0	0	1,089	1	0

	DZ 3				DZ 6			
Mese	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM
	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹
1	0	0,833	0,6	0	0	0,833	1	0
2	0	0,833	0,6	0	0	0,833	1	0
3	0,919	0,833	0,6	0	0,919	0,833	1	0
4	0	0,833	0,6	0	0	0,833	0,6	0
5	0	0,833	0,6	0	0	0,833	1	0
6	0,495	0,833	0,6	0	0,495	0,833	0,6	0
7	0	0,833	0,6	0	0	0,833	1	0
8	0,386	0,833	0,6	0	0,386	0,833	0,6	0
9	0	0,833	0,6	0	0	0,833	1	0
10	0	0,833	0,6	0	0	0,833	0,6	0
11	0	0,833	0,6	0	0	0,833	0,6	0
12	0	0,833	0,6	0	0	0,833	1	0

*Bare-veget= suolo nudo (1) o vegetato (0,6).

Nelle tabelle seguenti verranno raccolti gli input delle simulazioni dei sei scenari (Tabelle 18-19) delle aziende esaminate:

Tabella 18: Elaborazione delle simulazioni degli scenari dell'azienda AB con i valori mensili di input di carbonio, rapporto DPM/RPM, bare-veget, EOM ed irrigazione.

	AB 1					AB 4				
Mese	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM	Irrigazione	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM	Irrigazione
	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹	mm	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹	mm
1	0	0,25	0,6	0	0	0	0,25	0,6	0	0
2	0	0,25	0,6	0	0	0	0,25	0,6	0	0
3	0,5974	0,25	0,6	0	0	0,5974	0,25	0,6	0	0
4	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	1	0	0
5	0,1396	1,44	0,6	0	0	0,1396	1,44	0,6	0	0
6	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	1	0	0

7	0,2158	1,44	0,6	0	0	0,2158	1,44	1	0	0
8	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	0
9	0,2158	1,44	0,6	0	0	0,2158	1,44	0,6	0	0
10	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	0
11	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	0
12	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	0

	AB 2					AB 5				
Mese	Input C	DPM/ RPM	Bare- veget	EOM	Irrigazione	Input C	DPM/ RPM	Bare- veget	EOM	Irrigazione
	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹	mm	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹	mm
1	0	0,25	0,6	0	0	0	0,25	0,6	0	0
2	0	0,25	0,6	0	0	0	0,25	0,6	0	0
3	0,5974	0,25	0,6	0	0	0,5974	0,25	0,6	0	0
4	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	1	0	0
5	0,1396	1,44	0,6	0	0	0,1396	1,44	0,6	0	0
6	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	1	0	0
7	0,2158	1,44	0,6	0	0	0,2158	1,44	1	0	0
8	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	0
9	0,2158	1,44	0,6	0	0	0,2158	1,44	0,6	0	0
10	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	0
11	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	0
12	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	0

	AB 3					AB 6				
Mese	Input C	DPM/ RPM	Bare- veget	EOM	Irrigazione	Input C	DPM/ RPM	Bare- veget	EOM	Irrigazione
	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹	mm	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹	mm
1	0	0,25	0,6	0	0	0	0,25	0,6	0	0
2	0	0,25	0,6	0	0	0	0,25	0,6	0	0
3	0,5974	0,25	0,6	0	0	0,5974	0,25	0,6	0	0
4	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	1	0	0
5	0,1396	1,44	0,6	0	0	0,1396	1,44	0,6	0	0
6	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	1	0	0
7	0,2158	1,44	0,6	0	0	0,2158	1,44	1	0	0
8	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	0
9	0,2158	1,44	0,6	0	0	0,2158	1,44	0,6	0	0
10	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	0
11	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	0
12	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	0

*Bare-veget= suolo nudo (1) o vegetato (0,6).

Tabella 19: Elaborazione delle simulazioni degli scenari dell'azienda DZ con i valori mensili di input di carbonio, rapporto DPM/RPM, bare-veget, EOM ed irrigazione.

	DZ 1					DZ 4				
Mese	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM	Irrigazione	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM	Irrigazione
	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹	mm	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹	mm
1	0	0,25	0,6	0	0	0	0,25	1	0	0
2	0	0,25	0,6	0	0	0	0,25	1	0	0
3	0,9194	0,25	0,6	0	0	0,9194	0,25	1	0	0
4	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	28,1
5	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	1	0	107,6
6	0,5937	1,44	0,6	0	0	0,5937	1,44	0,6	0	39,6
7	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	1	0	161,8
8	0,7695	1,44	0,6	0	0	0,7695	1,44	0,6	0	200,4
9	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	1	0	8,1
10	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	0
11	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	0
12	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	1	0	0

	DZ 2					DZ 5				
Mese	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM	Irrigazione	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM	Irrigazione
	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹	mm	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹	mm
1	0	0,25	0,6	0	0	0	0,25	1	0	0
2	0	0,25	0,6	0	0	0	0,25	1	0	0
3	0,3708	0,25	0,6	0	0	0,3708	0,25	1	0	0
4	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	12,7
5	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	1	0	48,4
6	0,1570	1,44	0,6	0	0	0,157	1,44	0,6	0	17,8
7	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	1	0	72,8
8	0,1630	1,44	0,6	0	0	0,163	1,44	0,6	0	90,2
9	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	1	0	3,6
10	0,5661	1,44	0,6	0	0	0,5661	1,44	0,6	0	0
11	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	0
12	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	1	0	0

	DZ 3					DZ 6				
Mese	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM	Irrigazione	Input C	DPM/RPM	Bare-veget	EOM	Irrigazione
	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹	mm	tC ha ⁻¹			tC ha ⁻¹	mm
1	0	0,25	0,6	0	0	0	0,25	1	0	0
2	0	0,25	0,6	0	0	0	0,25	1	0	0
3	0,9194	0,25	0,6	0	0	0,9194	0,25	1	0	0

4	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	28,1
5	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	1	0	107,6
6	0,4953	1,44	0,6	0	0	0,4953	1,44	0,6	0	39,6
7	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	1	0	161,8
8	0,3864	1,44	0,6	0	0	0,3864	1,44	0,6	0	200,4
9	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	1	0	8,1
10	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	0
11	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	0,6	0	0
12	0	1,44	0,6	0	0	0	1,44	1	0	0

*Bare-veget= suolo nudo (1) o vegetato (0,6).

3.7.4 Formule di calcolo: Delta SOC e CO₂ equivalenti

Le simulazioni dei sei scenari dell'azienda naturale e convenzionale permettono di ricavare, per ognuno di essi, la variazione nel tempo del carbonio organico nel suolo, ossia il delta SOC, espresso come:

$$\text{Delta SOC} = \frac{SOC_{finale} - SOC_{iniziale}}{\text{tempo}}$$

Dove si è considerato un tempo uguale a 100 anni, al pari di quello utilizzato per calcolare gli effetti dell'emissione di gas climalteranti della categoria GWP. I sei valori di delta SOC sono espressi in t C ha⁻¹anno⁻¹ e da questi sono stati calcolati i rispettivi delta CO₂ eq. (t CO₂ ha⁻¹anno⁻¹) moltiplicando i valori di delta SOC per il peso molecolare della CO₂ (p.m.=44) e dividendoli per il peso atomico del C (p.a.=12).

Di seguito, il delta CO₂ eq. espresso in t ha⁻¹anno⁻¹ viene convertito in kg di CO₂ eq. ha⁻¹anno⁻¹ e poi in kg di CO₂ eq. su quintale di uva. Per i valori di delta CO₂ in kg CO₂ eq. q⁻¹ tra le fila (1, 2 e 3) e lungo la fila (4, 5 e 6) viene calcolata prima la media aritmetica e deviazione standard, e successivamente per tutti e sei i valori la media e la deviazione standard ponderata, considerando con un peso doppio gli scenari tra le fila (2) poiché hanno una superficie doppia rispetto a quelli lungo la fila (1).

Le formule utilizzate sono le seguenti:

$$\bar{x} = \frac{(x_1 + x_2 + x_3)}{3}$$

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^3 (x_i - \bar{x})^2}{3}}$$

\bar{x} = media aritmetica,

x = variabile rappresentante AB e DZ,

σ = deviazione standard,

i = valori della variabile (1, 2, 3 o 4, 5, 6).

$$\bar{x}_p = \frac{\sum_{i=1}^n x_i \cdot \omega_i}{\sum_{i=1}^n \omega_i} = \frac{x_1 \cdot 2 + x_2 \cdot 2 + x_3 \cdot 2 + x_4 \cdot 1 + x_5 \cdot 1 + x_6 \cdot 1}{(2 + 2 + 2 + 1 + 1 + 1)}$$

$$\sigma_p =$$

$$= \sqrt{\frac{2(x_1 - \bar{x}_p)^2 + 2(x_2 - \bar{x}_p)^2 + 2(x_3 - \bar{x}_p)^2 + 1(x_4 - \bar{x}_p)^2 + 1(x_5 - \bar{x}_p)^2 + 1(x_6 - \bar{x}_p)^2}{(2 + 2 + 2 + 1 + 1 + 1)}}$$

\bar{x}_p = media ponderata,

x = variabile rappresentante AB e DZ,

ω_i = pesi delle variabili

σ_p = deviazione standard ponderata,

i = valori della variabile (1, 2, 3, 4, 5, 6).

La media e la deviazione standard ponderata è stata calcolata anche per tutti i valori di delta SOC di AB e DZ.

4 RISULTATI E DISCUSSIONE

4.1 LCA AZIENDE VITIVINICOLE

4.1.1 Analisi di inventario

La raccolta dei dati direttamente dalle aziende in esame ha consentito di quantificare i flussi in entrata e in uscita dal sistema sia per quanto riguarda la fase di coltivazione dell'uva che per la produzione del vino e di redigere un inventario per entrambi gli scenari.

Soltanto per l'azienda a conduzione naturale è stato possibile raccogliere i dati sia sulla fase di coltivazione, sia sulle fasi di vinificazione, trasporto ed imbottigliamento del vino. Per questa ragione, l'inventario riportato in Tabella 20 è stato suddiviso in due colonne in relazione ai due scenari analizzati (scenario A e B), specificando le rispettive unità funzionali scelte. La prima riporta i valori riferiti ad un quintale d'uva prodotto mentre la seconda riferiti a 0,75 l di vino. I valori dei flussi per i singoli processi sono il risultato della media di tre anni: 2018, 2019 e 2020.

Tabella 20: Inventario dei flussi in input e output dell'azienda naturale relativi alle unità funzionali di 1 quintale d'uva e di 0,75 l di vino.

FASI	FLUSSO	INPUT(I)/ OUTPUT(O)	u.m.	AMMONTARE	
				UF 1 q uva prodotta	UF 0,75 l di vino prodotto
COLTIVAZIONE	<i>Ossido di rame</i>	I	kg	4,84E-02	5,37E-04
	<i>Zolfo</i>	I	kg	1,19E+00	1,32E-02
	<i>Gasolio</i>	I	kg	1,05E+00	1,17E-02
	<i>Uva tot</i>	O	kg	1,00E+02	1,11E+00
VINIFICAZIONE	<i>Energia elettrica</i>	I	MJ		4,39E-01
	<i>Acqua</i>	I	kg		1,48E-01
	<i>Solfiti</i>	I	kg		1,48E-03
	<i>Uva tot</i>	I	kg		1,11E+00
	<i>Vino</i>	O	kg		7,40E-01
TRASPORTO	<i>Gasolio</i>	I	kg		1,36E-03
IMBOTTIGLIAMENTO	<i>Energia elettrica</i>	I	MJ		2,94E-01
	<i>Acqua</i>	I	kg		3,71E-02
	<i>Produzione vetro</i>	I	kg		4,50E-01
	<i>Produzione sughero</i>	I	kg		4,00E-03
	<i>Produzione cartone</i>	I	kg		3,03E-02
	<i>Vino</i>	I	L		7,50E-01
	<i>Bottiglie</i>	O	kg		4,55E-01
	<i>Vino</i>	O	L		7,50E-01

L'inventario dell'azienda a gestione convenzionale in Tabella 21 elenca i flussi di input e output riguardanti esclusivamente il processo di coltivazione, riferito all'unità funzionale di un quintale d'uva. I flussi in output includono le emissioni derivanti dall'utilizzo di pesticidi e di fertilizzanti e sono suddivise sulla base del comparto ambientale al quale sono dirette: aria, acque dolci e suolo.

In particolare, per quanto riguarda i fertilizzanti, in Tabella 4 (paragrafo 3.2.4) sono state riportate le formule da applicare per il calcolo delle emissioni da urea ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$) e da fertilizzanti fosfatici. I fertilizzanti azotati emettono in atmosfera 0,022 kg di N_2O , 0,12 kg di NH_3 per kg di N applicato e 1,57 kg di CO_2 per kg di urea, mentre emette nelle acque dolci 1,33 kg di NO_3^- per kg di N applicato. Inoltre, nelle acque dolci vengono emessi 3,07 kg di PO_4 per kg di P.

Tabella 21: Inventario dei flussi in input e output dell'azienda convenzionale relativi all'unità funzionale di 1 quintale d'uva. I flussi in output dei pesticidi e dei fertilizzanti sono ripartiti in relazione al tipo di emissione (in aria da pesticidi/fertilizzanti, nelle acque dolci da pesticidi/fertilizzanti, nel suolo agricolo da pesticidi/fertilizzanti).

FASE	NOME FLUSSO	INPUT(I)/ OUTPUT(O)	TIPO EMISSIONI	u.m.	AMMONTARE	
COLTIVAZIONE	<i>Idrossido di alluminio</i>	I		kg	4,55E-05	
	<i>Captan</i>	I		kg	2,89E-02	
	<i>Gasolio</i>	I		kg	5,79E-01	
	<i>Energia elettrica</i>	I		MJ	6,29E+00	
	<i>Folpet</i>	I		kg	7,17E-03	
	<i>Fosetil alluminio</i>	I		kg	1,42E-02	
	<i>Glifosato</i>	I		kg	9,22E-03	
	<i>Mecoprop</i>	I		kg	6,14E-04	
	<i>Cloruro di potassio</i>	I		kg	7,14E-01	
	<i>Ossido di rame</i>	I		kg	9,85E-03	
	<i>Triplo superfosfato</i>	I		kg	5,67E-01	
	<i>Urea</i>	I		kg	1,02E+00	
	<i>Acque sotterrane</i>	I		kg	6,91E+00	
			O	in aria da pesticidi	kg	1,02E-06
		<i>Abamectina</i>	O	nelle acque dolci da pesticidi	kg	2,28E-07
			O	nel suolo agricolo da pesticidi	kg	3,53E-06
			O	in aria da fertilizzanti	kg	5,64E-02
		<i>Boscalid</i>	O	in aria da pesticidi	kg	2,30E-04
			O	nel suolo agricolo da pesticidi	kg	3,13E-04
			O	nelle acque dolci da pesticidi	kg	5,90E-05
		<i>Captan</i>	O	in aria da pesticidi	kg	2,66E-05
			O	nel suolo agricolo da pesticidi	kg	4,53E-05

COLTIVAZIONE	<i>Captan</i>	O	nelle acque dolci da pesticidi	kg	6,83E-06
	<i>Diossido di carbonio</i>	O	in aria da fertilizzanti	kg	1,06E+00
	<i>Clorantraniliprololo</i>	O	in aria da pesticidi	kg	2,76E-05
		O	nel suolo agricolo da pesticidi	kg	5,23E-05
	<i>Clorpirifos metile</i>	O	nelle acque dolci da pesticidi	kg	7,05E-06
		O	nel suolo agricolo da pesticidi	kg	1,64E-04
	<i>Ciprodinil</i>	O	in aria da pesticidi	kg	7,87E-05
		O	nel suolo agricolo da pesticidi	kg	1,06E-04
		O	nelle acque dolci da pesticidi	kg	2,03E-05
	<i>Dimetomorfo</i>	O	in aria da pesticidi	kg	2,42E-04
		O	nel suolo agricolo da pesticidi	kg	6,59E-04
		O	nelle acque dolci da pesticidi	kg	6,21E-05
	<i>Folpet</i>	O	in aria da pesticidi	kg	8,91E-04
		O	nel suolo agricolo da pesticidi	kg	2,20E-03
		O	nelle acque dolci da pesticidi	kg	2,29E-04
	<i>Fosetil alluminio</i>	O	nel suolo agricolo da pesticidi	kg	5,05E-03
		O	nelle acque dolci da pesticidi	kg	1,36E-03
	<i>Glufosinate ammonio</i>	O	in aria da pesticidi	kg	5,80E-04
	<i>Glifosate</i>	O	in aria da pesticidi	kg	6,59E-05
		O	nel suolo agricolo da pesticidi	kg	3,56E-03
		O	nelle acque dolci da pesticidi	kg	2,89E-04
	<i>Mancozeb</i>	O	in aria da pesticidi	kg	1,43E-02
		O	nel suolo agricolo da pesticidi	kg	8,50E-03
		O	nelle acque dolci da pesticidi	kg	3,68E-03
	<i>MCPA</i>	O	in aria da pesticidi	kg	9,90E-06
		O	nel suolo agricolo da pesticidi	kg	3,17E-04
		O	nelle acque dolci da pesticidi	kg	1,92E-05
	<i>Metiram</i>	O	in aria da pesticidi	kg	5,31E-04
		O	nel suolo agricolo da pesticidi	kg	8,00E-04
		O	nelle acque dolci da pesticidi	kg	1,36E-04

COLTIVAZIONE	Nitrato	O	nelle acque dolci da fertilizzanti	kg	6,25E-01
	Ossido nitroso	O	in aria da fertilizzanti	kg	1,03E-02
	Fosfato	O	nelle acque dolci da fertilizzanti	kg	7,83E-01
	Propaquizafop	O	in aria da pesticidi	kg	3,41E-07
		O	nel suolo agricolo da pesticidi	kg	2,14E-05
		O	nelle acque dolci da pesticidi	kg	1,37E-06
	Uva	O		kg	1,00E+02

4.1.2 Valutazione degli impatti

Una volta realizzato l'inventario, i dati sono stati inseriti nel software GaBi ® Professional, il quale ha permesso di condurre la valutazione degli impatti in riferimento alle unità funzionali scelte per lo studio. Di seguito, in Tabella 22 sono riportati i valori di Impact score (IS) delle due aziende per tutte le categorie d'impatto.

Tabella 22: Impact score delle fasi di coltivazione agenti sull'azienda AB e DZ per ogni categoria d'impatto.

Categoria d'impatto		Azienda AB	Azienda DZ
AC	Mole of H+ eq.	0,0115	0,207
GWP (excl. Bio CO2)	kg CO ₂ eq.	1,57	7,19
GWP (incl. Bio CO2)	kg CO ₂ eq.	1,39	7,09
FE	CTUe	436	1,54E+03
EuF	kg P eq.	0,0017	0,26
EuM	kg N eq.	0,00222	0,15
EuT	Mole of N eq.	0,0266	0,796
HTc	CTUh	2,57E-07	2,11E-07
HTnc	CTUh	4,09E-06	1,56E-06
IR	kBq U235 eq.	0,0676	0,26
LU	kg C deficit eq.	1,94E+03	338
OD	kg CFC-11 eq.	1,27E-08	1,60E-07
PM	kg PM2.5 eq.	0,00103	0,00585
POF	kg NMVOC eq.	0,00696	0,00926
WD	m ³ eq.	0,0128	0,0609
RD	kg Sb eq.	0,00074	2,14E-04

Valutazione degli impatti derivanti dalla fase di coltivazione

La prima valutazione effettuata riguarda il confronto tra gli impatti derivanti dalla fase di coltivazione dell'azienda a conduzione naturale (AB) con quella convenzionale (DZ).

Per poter confrontare gli impatti delle due aziende è stato necessario normalizzare i dati ottenuti prendendo come riferimento l'azienda convenzionale (Figura 13). I valori di impatto dell'azienda convenzionale sono stati posti uguali ad 1 e quelli dell'azienda a conduzione naturale sono stati normalizzati di conseguenza.

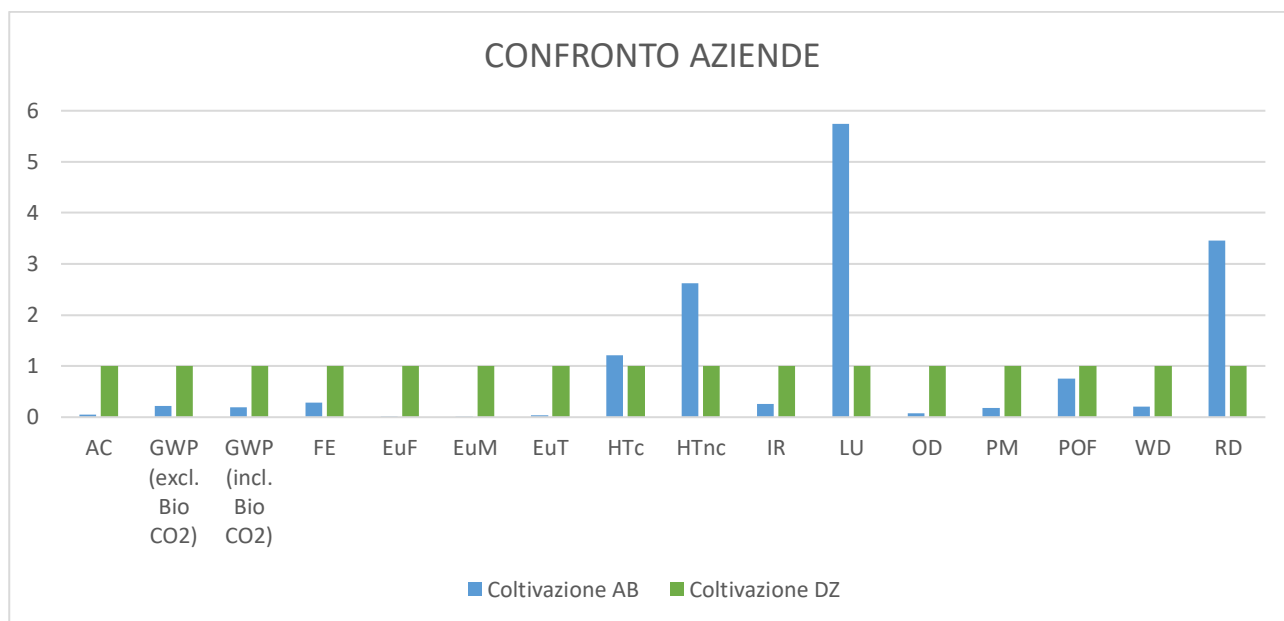


Figura 13: Confronto della fase di coltivazione AB (azienda a conduzione naturale) e DZ (azienda a conduzione convenzionale).

Come si può osservare dal grafico (Figura 13), la coltivazione di 1 quintale d'uva da parte di AB causa impatti significativamente superiori rispetto a DZ esclusivamente per le categorie d'impatto dell'uso del suolo (LU), dell'esaurimento delle risorse abiotiche (RD), della tossicità umana non cancerogena (HTnc) e moderatamente superiori per la categoria tossicità umana cancerogena (HTc). D'altra parte, i risultati dell'azienda AB presentano impatti inferiori a DZ per le rimanenti categorie d'impatto.

In Figura 14 è riportata la categoria d'impatto dell'uso del suolo (LU), in quanto identificabile come *outlier* rispetto alla tendenza complessiva dei risultati del confronto. Il punteggio di impatto per l'azienda naturale (AB) è 1940 kg C deficit eq. mentre quello dell'azienda a conduzione convenzionale (DZ) è 331 kg C deficit eq., quindi l'azienda AB ha un impatto che è circa 6 volte superiore a quello di DZ. Per le aziende AB e DZ, l'impatto sull'uso del suolo (LU) è dovuto interamente (100%) all'occupazione del suolo agricolo durante la fase di coltivazione. Il suolo

dell'azienda AB è classificato come suolo arabile, non irrigato ed estensivo, mentre per l'azienda a conduzione convenzionale (DZ), il suolo occupato è classificato come arabile, irrigato ed intensivo. Nonostante i flussi elementari legati all'occupazione dei due tipi di suolo siano per definizione differenti, essi sono caratterizzati dallo stesso fattore di caratterizzazione (9,7 kg C deficit eq.). Inoltre, la superficie del suolo occupata dalle due aziende è la stessa, ossia 3 ettari. Per queste ragioni, l'elevata differenza tra gli impatti sull'uso del suolo tra le due aziende è da imputare alla diversa produttività del vigneto, ovvero 150 q anno⁻¹ per l'azienda AB e 879 q anno⁻¹ per DZ. Dunque, a parità di superficie occupata, l'azienda DZ produce un quantitativo maggiore di uva per ettaro e risulta quindi necessaria una superficie di suolo minore per soddisfare l'unità funzionale.

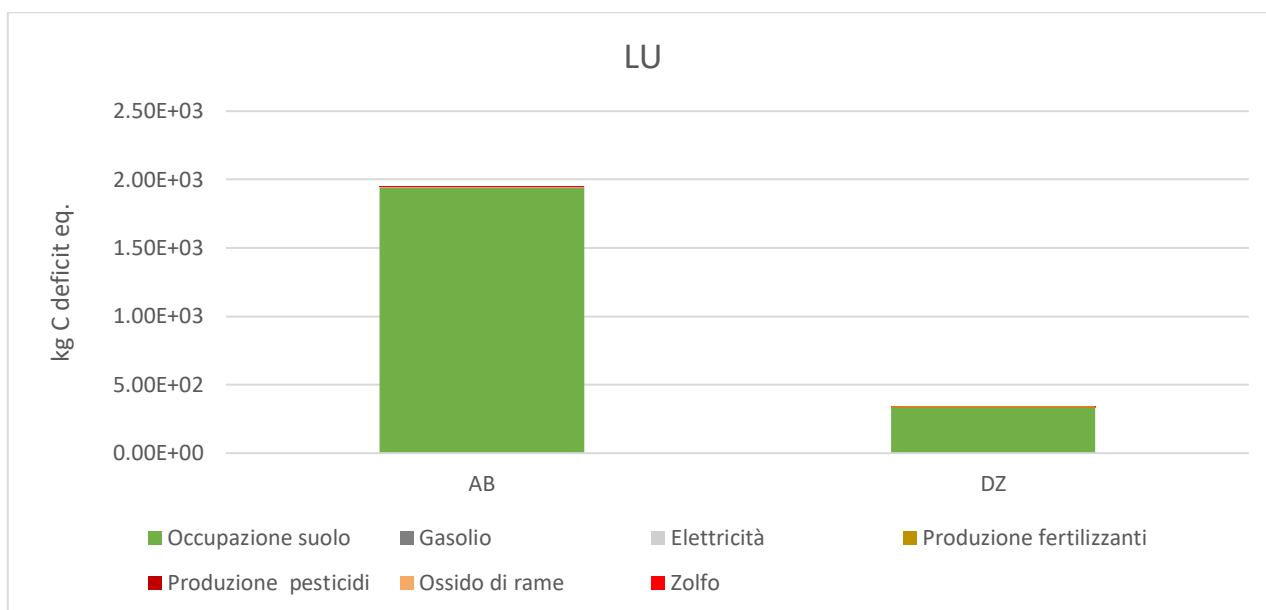


Figura 14: Rappresentazione grafica con istogrammi del confronto della categoria d'impatto uso del suolo (LU) per l'azienda AB e DZ.

Per quanto riguarda le categorie d'impatto RD e HTnc per l'azienda AB e DZ, in Figura 15 e 16 sono riportati i rispettivi grafici a confronto includendo i contributi percentuali dei singoli processi rispetto agli impatti totali.

Dai grafici si riscontra che il principale responsabile dell'impatto per l'azienda AB su queste categorie è il processo di produzione dell'ossido di rame (*copper oxide*), con contributo compreso tra l'88% e il 100%. Il processo di produzione dell'ossido di rame è il più impattante in RD e HTnc anche per l'azienda DZ, sebbene in rapporti minori. L'ossido di rame è il processo che impatta in misura preponderante sulla categoria d'impatto RD di AB, contribuendo alla categoria per il 99,9%. Nello specifico, le risorse principalmente coinvolte nella sua produzione che contribuiscono all'impatto su questa categoria sono il selenio (57,8%), il rame (10,8%), il tellurio (10,4%), l'argento (8,78%), il molibdeno (7,01%) e lo zinco (1,12%). Per quanto riguarda l'impatto dell'azienda DZ sulla categoria

HTnc, esso è causato dall'emissione di composti durante la sua produzione rivolti principalmente al comparto ambientale delle acque dolci. In particolare, i composti emessi che contribuiscono all'impatto su questa categoria sono per il 49% gli ioni zinco, in minori quantità l'arsenico, il piombo e il bario (rispettivamente il 5,4 e 3%) e per il circa il 29% i metalli pesanti (arsenico +V).

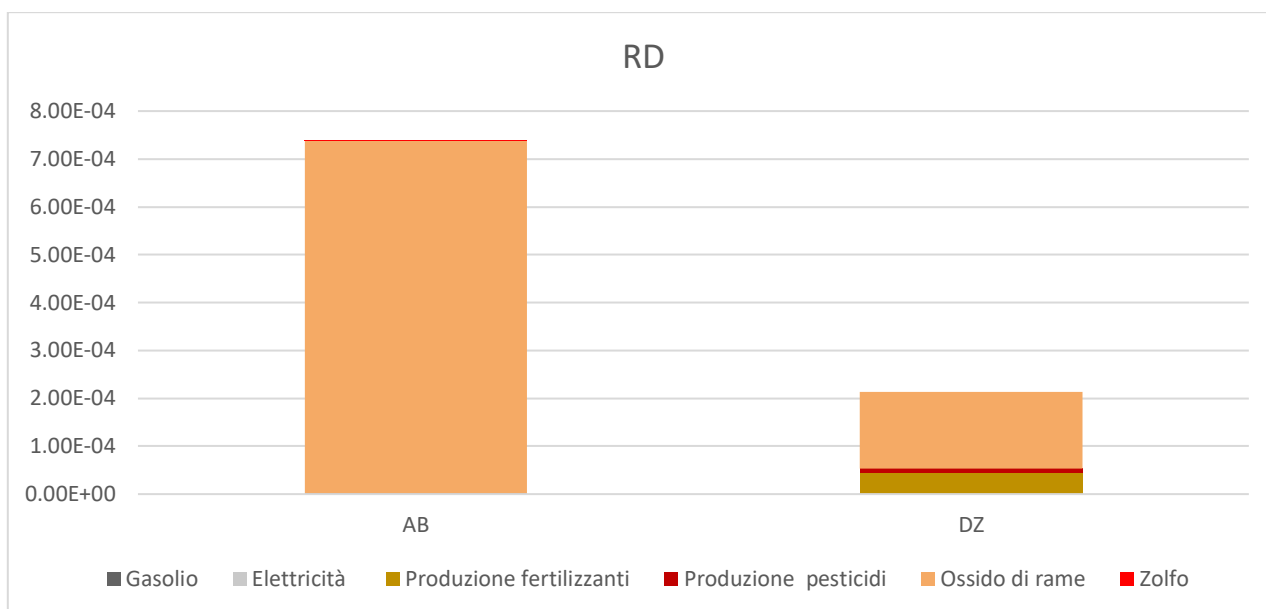


Figura 15: Rappresentazione grafica con istogrammi del confronto della categoria d'impatto deplezione delle risorse abiotiche per l'azienda AB e DZ.

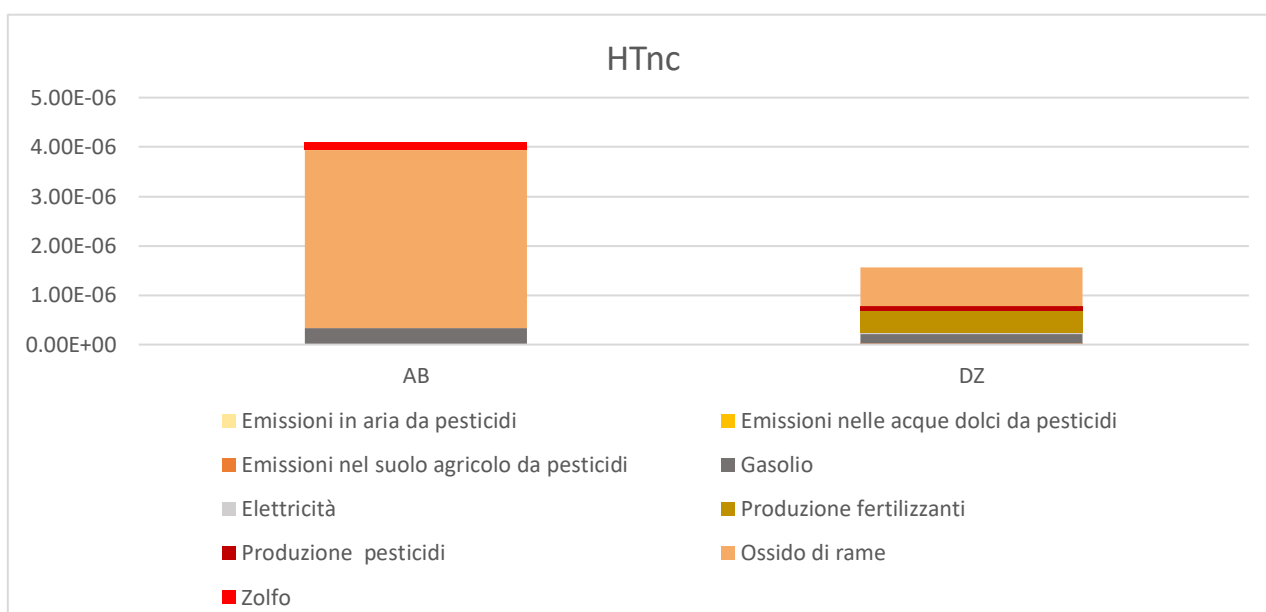


Figura 16: Rappresentazione grafica con istogrammi del confronto della categoria d'impatto tossicità umana non cancerogena (HTnc) per l'azienda AB e DZ.

La quarta categoria d'impatto in cui i risultati di AB sono superiori rispetto a DZ, seppur in maniera inferiore rispetto alle categorie precedentemente descritte, è la tossicità umana cancerogena (HTc).

Nel caso di questa categoria d’impatto, il flusso elementare principalmente impattante è il cromo (+VI), il quale viene emesso nel comparto ambientale delle acque dolci, contribuendo all’impatto su HTc per l’80%. Contribuiscono in maniera inferiore all’impatto su questa categoria le emissioni di arsenico (+V) (6,7%) e ione nickel (3,9%). L’emissione del cromo esavalente nel comparto ambientale delle acque dolci rappresenta il fattore che maggiormente contribuisce alla categoria d’impatto HTc anche in DZ. Tuttavia, in questo caso la sua emissione non avviene solo durante la produzione dall’ossido di rame, ma anche durante quella dei fertilizzanti come riportato in Figura 17.

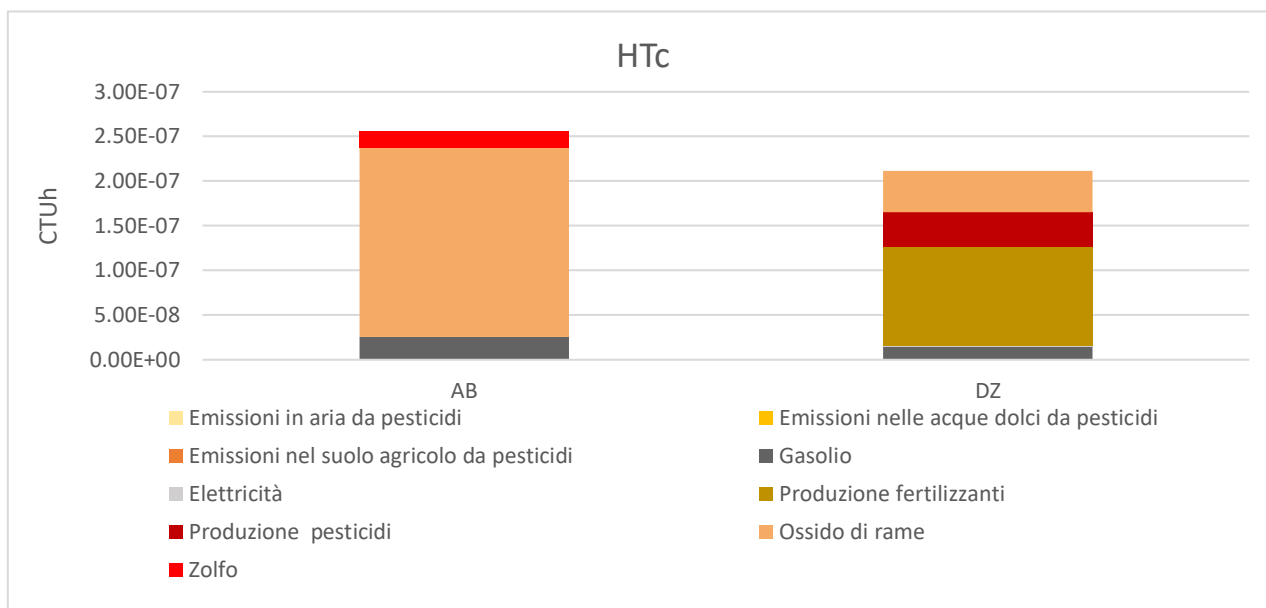


Figura 17: Rappresentazione grafica con istogrammi del confronto della categoria d’impatto tossicità umana cancerogena (HTc) per l’azienda AB e DZ.

Oltre che per le categorie d’impatto mostrate in Figura 15 e 16, l’ossido di rame rappresenta il processo più impattante in quasi tutte le categorie d’impatto per l’azienda AB, raggiungendo un contributo del 100% nelle categorie d’impatto deplezione dell’ozono (OD), ecotossicità delle acque dolci (FE) ed eutrofizzazione delle acque dolci (EuF).

Inoltre, l’ossido di rame raggiunge un contributo superiore al 50% nelle categorie d’impatto dell’acidificazione (AC), nella formazione del particolato atmosferico (PM) e nell’eutrofizzazione terrestre (EuT). Tale fungicida è riconosciuto dall’Environmental Protection Agency americana (EPA, 1997) ed è stato inserito nella modellazione del sistema in sostituzione al rame metallico, vista la mancanza del dataset corrispettivo, al fine di simularne gli impatti della produzione. Tuttavia, tale processo presenta alcune limitazioni dovute alla mancanza di dati, i quali sono stati sostituiti con calcoli stechiometrici nonché approssimazioni basate su dati che fanno riferimento ad un unico grande impianto chimico (Gendorf, 2016). Visto il grado d’incertezza, i risultati ottenuti dall’utilizzo del processo dell’ossido di rame devono essere considerati con adeguata cautela.

Nelle rimanenti categorie d'impatto, la produzione dello zolfo puro (*sulphur at refinery*) è responsabile del 54% degli impatti nella categoria cambiamento climatico (GWP incl. Bio CO₂), mentre l'estrazione e raffinazione del gasolio non impattano in modo preponderante in nessuna delle categorie d'impatto analizzate. Infine, sia i processi di produzione dello zolfo che del gasolio contribuiscono ognuno per il 35% alla categoria d'impatto consumo delle risorse idriche (WD). In Figura 18, viene messo in evidenza come in DZ l'impatto sul consumo idrico sia superiore rispetto ad AB, ciò è dovuto all'utilizzo dell'irrigazione da parte di DZ (contributo del 10% all'impatto su WD) invece assente in AB. L'impatto più elevato in WD è generato dalla produzione dell'elettricità (44,5%), utilizzata in DZ per pompare in superficie l'acqua sotterranea. Infine, anche la produzione di fertilizzanti, in particolare del triplo superfosfato (18%) impatta particolarmente sulla categoria d'impatto WD rispetto alle piccole percentuali dei restanti processi.

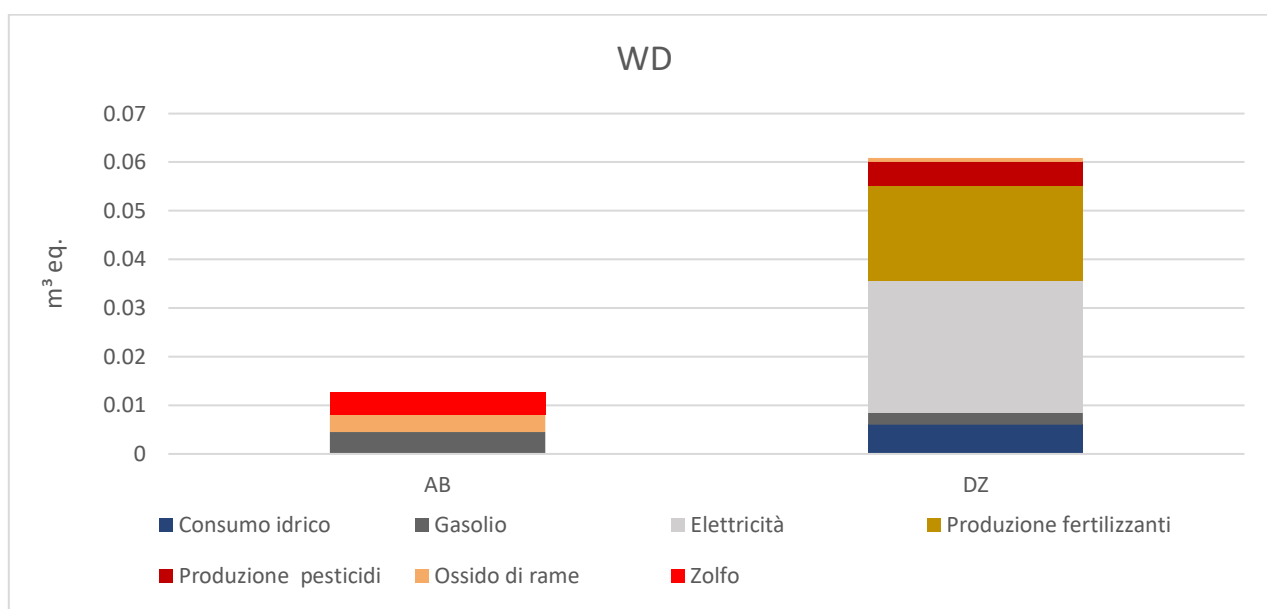


Figura 18: Rappresentazione grafica con istogrammi del confronto della categoria d'impatto deplezione delle risorse idriche (WD) per l'azienda AB e DZ.

Dal confronto tra le due aziende emerge che sono complessivamente dodici le categorie d'impatto in cui l'azienda a gestione convenzionale (DZ) impatta maggiormente, con valori particolarmente elevati per l'eutrofizzazione delle acque dolci (EuF) e salate (EuM) (Figura 19) e in minor quantità per l'eutrofizzazione terrestre (EuT) (Figura 20).

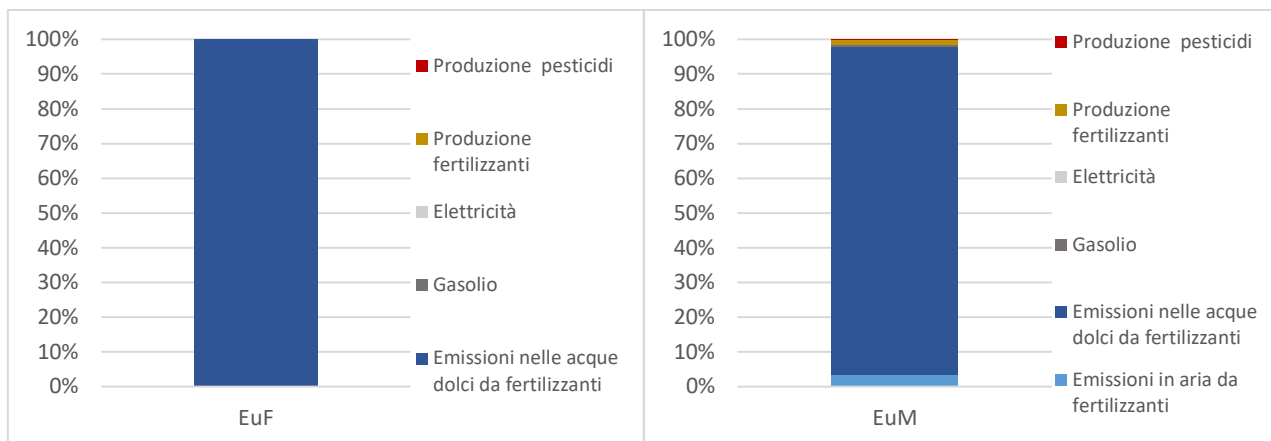


Figura 19: Grafici percentuali esemplificativi delle emissioni in acque dolci da fertilizzanti per le categorie d’impatto dell’eutrofizzazione delle acque dolci e salate (EuF e EuM) per l’UF di 1 quintale per l’azienda DZ.

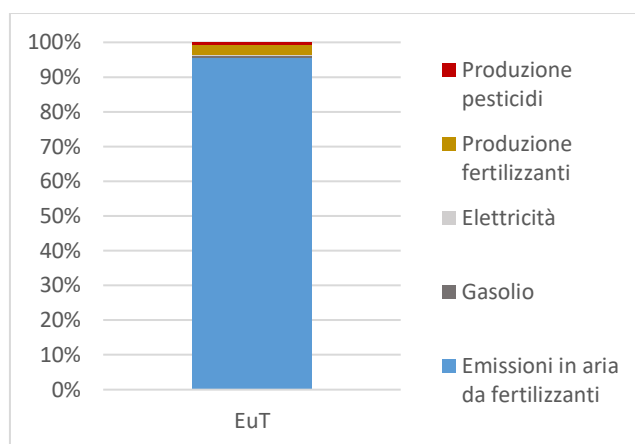


Figura 20: Grafico percentuale rappresentante la categoria d’impatto dell’eutrofizzazione terrestre (EuT) per l’UF di 1 quintale per l’azienda DZ.

L’eutrofizzazione delle acque dolci e salate è causata rispettivamente per il 100% e 95% dalle emissioni in acque dolci da fertilizzanti, in particolare, per EuF l’impatto è dovuto totalmente al fosfato (PO_4^{3-}) mentre per EuM la causa è da imputare principalmente ai nitrati (NO_3^-). L’eutrofizzazione terrestre, invece, è causata per il 95,5% dalle emissioni in aria da fertilizzanti, queste dovute per il 100% all’ammoniaca (NH_3); tali sostanze sono infatti considerate limitanti per lo specifico comparto ambientale da parte del metodo di impact assessment utilizzato e i fattori di caratterizzazione (CF) per ognuna delle tre categorie d’impatto sono riportati in Tabella 23.

Tabella 23: Sostanze limitanti per le categorie d'impatto EuF, EuM e EuT e rispettivi fattori di caratterizzazione (CF).

CATEGORIA D'IMPATTO	SOSTANZA EUTROFIZZANTE	CF
EuF	Fosfati (PO_4^{3-})	0,33 kg di P eq.
EuM	Nitrati (NO_3^-)	0,226 kg di N eq.
EuT	Ammoniaca (NH_3)	13,5 moli di N eq.

Per quanto riguarda le categorie d'impatto acidificazione (AC) e deplezione dell'ozono (OD) (Figura 21), i fattori che contribuiscono maggiormente per la prima categoria d'impatto sono le emissioni in aria da fertilizzanti (82%) generate dall'ammoniaca e le emissioni in aria di diossido di zolfo causate dalla produzione del triplo superfosfato (12,7%). La seconda categoria d'impatto, OD, vede la produzione dei fertilizzanti e dei pesticidi come uniche cause d'impatto agenti su di essa (rispettivamente con contributo del 63% e 37%). A sua volta, il contributo percentuale legato alla produzione di fertilizzanti è causato per il 38% dal cloruro di potassio e per il 25% dal triplo superfostato, le cui produzioni causano emissioni di composti organici volatili (VOC) in atmosfera, principalmente appartenenti alla famiglia degli Halon. D'altra parte, per quanto riguarda l'impatto su OD causato dalla produzione di pesticidi, il captan (13,1%) e il glifosato (13,4%) rappresentano i principali responsabili emettendo in aria alogeni in fase di produzione, principalmente tetracloruro di carbonio (52% e 70%) e Halon 1301 (32% e 18%).

L'Halon è riconosciuto come un composto dannoso per l'ozono dal 1980, successivamente, dal primo gennaio del 2010 è stata vietata la sua produzione, l'immissione sul mercato e l'uso di esso insieme ai CFC e HCFC (Reg. (CE) n. 1005/2009). Soltanto agli HCFC è stata consentita la produzione in maniera contingentata attraverso specifiche deroghe fino al 31 dicembre 2019.

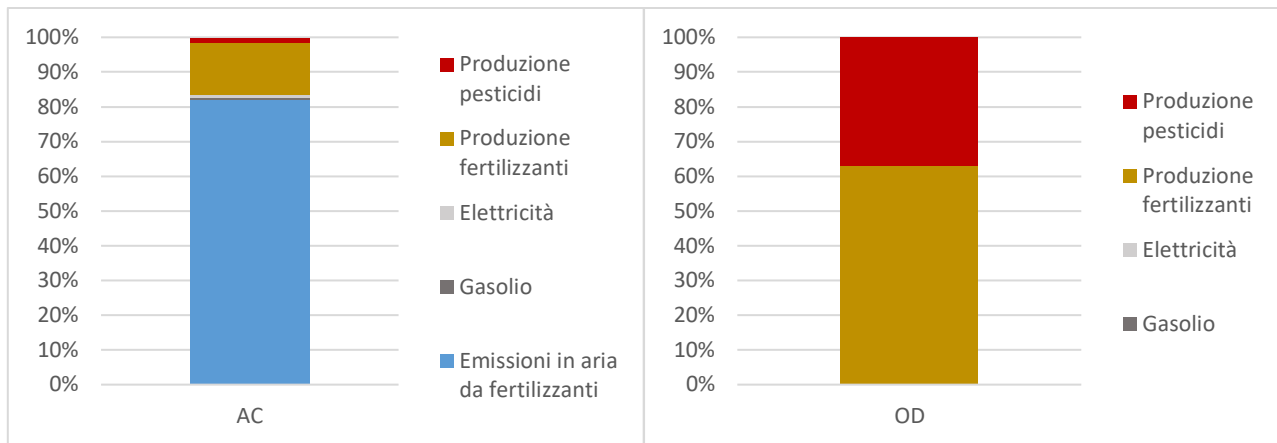


Figura 21: Grafici percentuali esemplificativi delle categorie d’impatto dell’acidificazione (AC) e della deplezione dell’ozono (OD) per l’UF di 1 quintale per l’azienda DZ.

Confrontando i risultati ottenuti nel presente studio con quelli riscontrati in letteratura è possibile affermare che i risultati dell’EuF ed AC sono concordanti con lo studio di Ferrari et al. (2018) il quale afferma che il maggior contributo al potenziale di eutrofizzazione acquatica e all’acidificazione sono rispettivamente le emissioni di fosforo e fosfato per EuF e le emissioni di ammoniaca e ossidi di azoto per l’acidificazione.

Dai risultati LCIA dell’azienda DZ, per cinque su sedici categorie d’impatto analizzate è possibile identificare nell’emissione in aria derivante l’applicazione di fertilizzanti l’elemento più impattante (AC, EuT, GWP (exc. Bio CO₂), GWP (incl. Bio CO₂) e PM), per quattro delle sedici, invece, è la produzione dei fertilizzanti la causa principale d’impatto (IR, HTc, POF ed OD).

Per quanto riguarda l’impatto sulla categoria legata alla formazione del particolato atmosferico (PM), essa è causata per il 100% dall’ammoniaca (NH₃) derivante dall’applicazione di fertilizzanti a base di azoto. Infatti, le emissioni di ammoniaca (NH₃) derivanti per circa il 94% dall’agricoltura (ISPRA, 2019), nel presente studio dall’urea, sono la causa predominante della formazione del particolato atmosferico, in quanto NH₃ reagisce con l’acido nitrico (HNO₃) e quello solforico (H₂SO₄) formando nitrati e solfati d’ammonio. Inoltre, l’ammoniaca causa anche eutrofizzazione terrestre ed acidificazione, come già osservato precedentemente. Il restante 25,9% dell’impatto della formazione del particolato, non imputabile alle emissioni da fertilizzanti, è provocato dalla produzione del triplo superfosfato e del cloruro di potassio che determinano sul totale l’emissione in aria di diossido di zolfo, una piccola percentuale di polvere (2,5 µm) e particolato fine < di 2,5 µm (Figura 21).

Infine, soltanto la categoria d’impatto ecotossicità delle acque dolci (FE) vede come causa rilevante per l’azienda DZ le emissioni da pesticidi nel suolo agricolo (55%), in minor percentuale sono presenti anche le emissioni da pesticidi nelle acque interne (29%) e in aria (8%) (Figura 22). Nel comparto ambientale del suolo agricolo la causa delle emissioni è da imputare ai pesticidi Folpet

(59%) e Mancozeb (1%), mentre per il comparto ambientale delle acque dolci l'emissione di questi pesticidi contribuisce all'impatto per il 18% e 14%, rispettivamente. Per spiegare i diversi contributi delle emissioni dei pesticidi alla categoria d'impatto FE sono stati analizzati i fattori di caratterizzazione (CF) per il Folpet e il Mancozeb. In particolare, nel comparto ambientale del suolo agricolo il Folpet presenta un CF pari a $3,81 \cdot 10^5$ CTUe, mentre quello del Mancozeb è $1,75 \cdot 10^3$ CTUe, questi confrontati a simili input di materia confermano le maggiori emissioni del Folpet. Viceversa, nel comparto ambientale delle acque dolci, il CF più elevato del Folpet ($1,13 \cdot 10^6$ CTUe) è verosimilmente associato ad un quantitativo applicato nel comparto delle acque dolci minore rispetto a quello del Mancozeb ($5,22 \cdot 10^4$ CTUe).

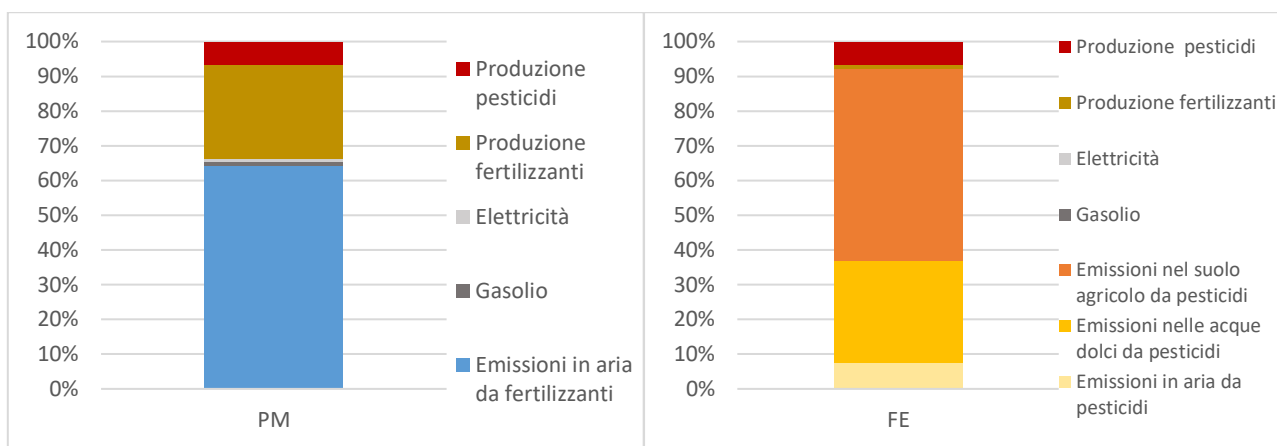


Figura 22: Grafici percentuali esemplificativi delle categorie d'impatto della formazione del particolato (PM) e dell'ecotossicità delle acque dolci (FE) per l'UF di 1 quintale per l'azienda DZ.

Gli impatti generati nella fase di coltivazione in entrambe le aziende sono imputabili principalmente alla produzione di fertilizzanti, di pesticidi e alle loro emissioni nei diversi comparti ambientali. Inoltre, la differenza che si osserva tra le categorie che impattano maggiormente nelle due aziende a differente gestione è confermato dallo studio di Ferrara e De Feo (2018), i quali riconoscono l'influenza di diversi fattori sull'impatto alle varie categorie, come le diverse pratiche agricole, le quali richiedono un trattamento diverso in termini di fertilizzanti, pesticidi applicati a seconda delle condizioni microclimatiche, nonché l'utilizzo differente dell'irrigazione e del gasolio per i mezzi di lavoro. Di conseguenza, queste caratteristiche impattano diversamente nelle differenti categorie d'impatto prese in considerazione.

Considerando che l'integrazione dei risultati LCA con quelli del modello RothC è tra gli obiettivi di questo studio, risulta di particolare importanza la valutazione dei risultati della categoria d'impatto GWP (excl. Bio CO₂) per le due aziende analizzate. Nell'azienda a gestione naturale il valore del contributo al cambiamento climatico è pari a 1,57 kg CO₂ eq. per 1 quintale di uva mentre per

l'azienda a gestione convenzionale il valore è più alto ed è pari a 7,19 kg CO₂ eq. per 1 quintale di uva (Figura 23).

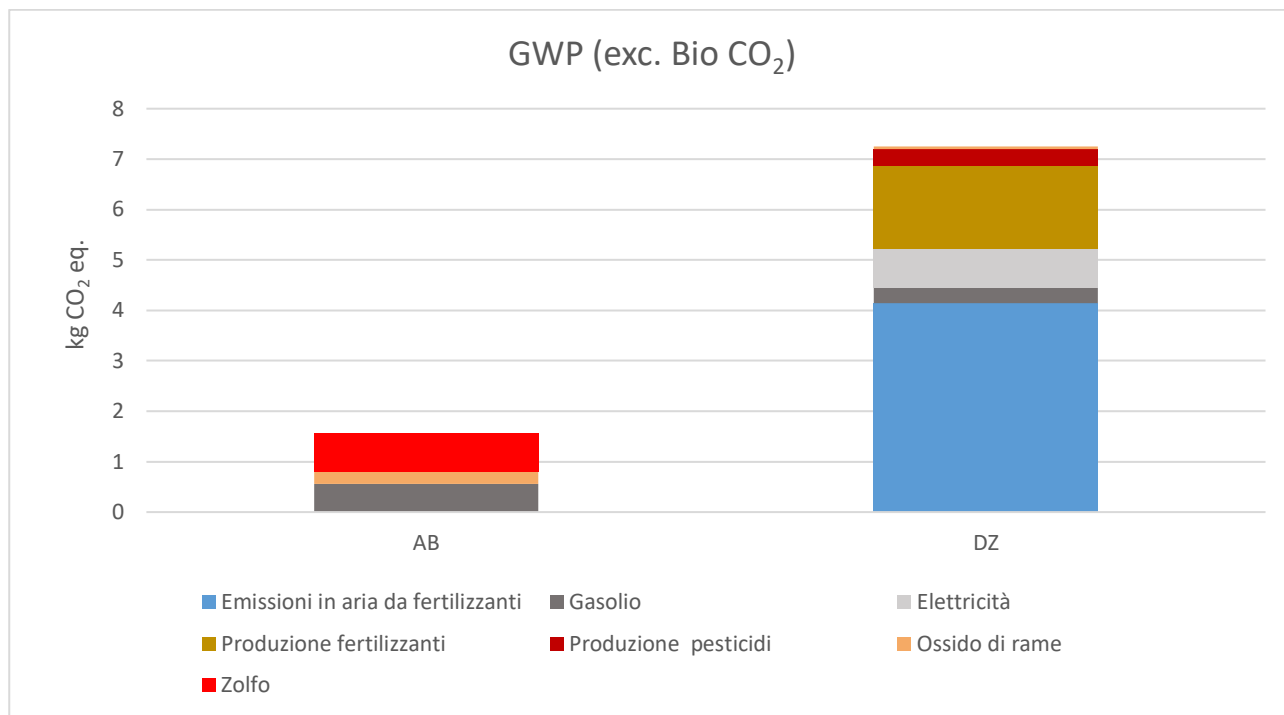


Figura 23: Rappresentazione grafica con istogrammi del confronto della categoria d'impatto cambiamento climatico (GWP, exc. Bio CO₂) per l'azienda a gestione naturale (AB) e per quella a gestione convenzionale (DZ).

Analizzando nel dettaglio il contributo dei singoli processi all'impatto totale sul GWP nelle due aziende, è possibile identificare gli elementi dei rispettivi sistemi che impattano maggiormente su questa categoria d'impatto. Nel caso dell'azienda AB, il 48% del GWP complessivo è causato dal processo di produzione dello zolfo, il 35,7% dalla produzione del gasolio, impiegato nelle lavorazioni in campo, e il 16,4% dalla produzione dell'ossido di rame. Il processo di produzione dello zolfo determina un'emissione in aria di anidride carbonica (CO₂), la quale contribuisce all'impatto totale per l'86%. Analogamente, anche l'impatto sul GWP causato dalla produzione del gasolio è dovuto all'emissione in aria di CO₂, con un contributo pari al 77,6% di cui una piccola percentuale (5,57%) è dovuta al cambiamento dell'uso del suolo. I tre processi precedentemente citati (produzione di zolfo, gasolio e ossido di rame), impattano sul cambiamento climatico generando, oltre ad emissioni di CO₂, anche emissioni di metano (CH₄), le quali contribuiscono all'impatto totale con valori pari a circa il 13% per lo zolfo, 22% per il gasolio e 6% per l'ossido di rame.

Il valore di GWP dell'azienda convenzionale DZ è invece dovuto per il 58% alle emissioni in aria da fertilizzanti, per il 12% al processo di produzione dei fertilizzanti, che include l'emissione di CO₂ derivante dal processo di sintesi dell'ammoniaca a partire dall'urea, per l'11% al processo di

produzione dell'elettricità e per il restante contributo alla produzione di gasolio e di pesticidi. Le sostanze emesse in atmosfera derivanti dai fertilizzanti sono l'ossido di diazoto (N₂O) e l'anidride carbonica (CO₂), le quali contribuiscono all'impatto sul GWP per il 74% e 26%, rispettivamente.

I valori di GWP (excl. Bio CO₂) risultano inferiori rispetto il range di kg di CO₂ eq. associati alla coltivazione di 1 quintale di uva descritti in letteratura. Per studi realizzati in Italia e Spagna, il range dei valori è pari a 11,3 e 161,3 kg CO₂ eq. per 1 quintale di uva prodotto (Vazquez-Rowe et al., 2013). Altri studi riportano un intervallo di valori più ristretto, tra i 22 e i 128 kg CO₂ eq. (Bosco et al., 2011; Villanueva-Rey et al., 2014), ancora più lontani rispetto ai valori di GWP risultanti dal nostro elaborato.

Uno studio più recente, riferito al territorio iraniano e caratterizzato dall'analisi della stessa unità funzionale considerata nel presente studio, riporta valori di GWP pari a 50,8 kg CO₂ eq. (Mohseni et al., 2018), discostandosi anch'essi significativamente dai risultati ottenuti per le due aziende analizzate. Tuttavia, questa differenza può essere giustificata dai più ampi confini del sistema considerati da Mohseni et al. (2018), il quale, infatti, oltre all'applicazione dei fertilizzanti chimici, dei carburanti, dei pesticidi, tiene in considerazione anche le attività di aratura, piantumazione e raccolta. Esse sono state escluse dal nostro studio in quanto l'analisi è stata svolta su un vigneto maturo e la raccolta è stata condotta da terze parti.

Un altro studio, effettuato anch'esso in Emilia-Romagna, a Reggio Emilia, descrive un impatto sul GWP di 6 kg di CO₂ eq. per 1 quintale di uva prodotto (Ferrari et al., 2018). Tale valore è quello che più si avvicina a quello riscontrato per l'azienda a gestione convenzionale. Anche nello studio di Ferrari et al. (2018) il posizionamento degli interfilari è a 3 metri e l'impatto principale è dovuto alle emissioni dirette di fertilizzanti e pesticidi.

Per quanto riguarda invece l'azienda a conduzione naturale, un così basso impatto sul GWP potrebbe essere giustificato dal quasi assente utilizzo di pesticidi, alla mancanza di utilizzo di fertilizzanti nonché del diserbo chimico, sostituito da un ribaltamento meccanico del suolo, il quale provoca rispetto all'azienda convenzionale una minore produttività (Ferrari et al., 2018) ma anche minori impatti legati alla fase di coltivazione (Cichelli et al., 2016).

Valutazione degli impatti derivanti dalla produzione di 0,75 l di vino

La seconda valutazione riporta i risultati dell'analisi effettuata sull'intera filiera dell'azienda AB fino all'imbottigliamento del vino e definisce 0,75 l di vino come unità funzionale. La scelta di questa unità funzionale è stata effettuata in accordo con gli studi di LCA sul vino già presenti in letteratura (Jourdain et al., 2020).

Per prima cosa è stata effettuata un'analisi dei contributi relativi dei singoli processi all'impatto totale su ciascuna categoria d'impatto, considerando tutte le fasi incluse nei confini del sistema: coltivazione, vinificazione, trasporto, imbottigliamento (Figura 24). Da quest'analisi risulta che le fasi più impattanti siano quelle di imbottigliamento e di coltivazione, quest'ultima solo per alcune categorie d'impatto.

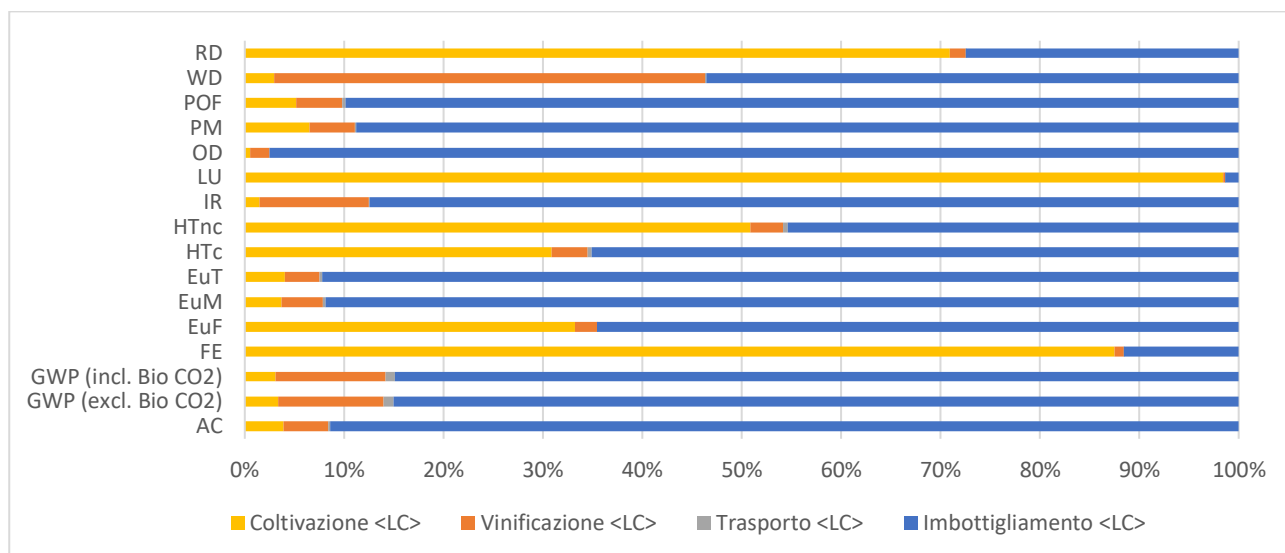


Figura 24: Contributo percentuale delle singole fasi del ciclo di vita incluse nello scenario B rispetto all'impatto totale per le 16 categorie d'impatto analizzate.

Dal grafico in Figura 24 è possibile osservare che la fase di imbottigliamento è la più impattante rispetto alle altre fasi della filiera essendo caratterizzata da un contributo percentuale compreso tra l'80 e il 90% nella maggior parte delle categorie in esame con l'eccezione di: uso del suolo (LU), ecotossicità delle acque dolci (FE), esaurimento delle risorse abiotiche (RD) e tossicità umana non cancerogena (HTnc). Sull'impatto in queste categorie incide infatti in maniera preponderante la fase di coltivazione. Quest'ultima contribuisce alle categorie d'impatto appena citate in un range tra il 52% e l'98%. La fase di coltivazione è rilevante anche per la categoria di eutrofizzazione delle acque dolci (EuF) e per la tossicità umana cancerogena (HTc) con contributo percentuale pari a 33% e 31%, rispettivamente.

Gli impatti dovuti alla fase di trasporto risultano nel complesso irrilevanti, presumibilmente per la poca distanza che viene percorsa dal veicolo per raggiungere la sede dell'imbottigliamento. Per quanto riguarda la fase di vinificazione, essa contribuisce in maniera significativa (43%) solo alla categoria d'impatto consumo delle risorse idriche (WD).

Per poter condurre un'analisi più dettagliata è stato però necessario eseguire la normalizzazione percentuale delle varie categorie di impatto con i relativi processi così da permettere un confronto tra di esse e successivamente con gli studi in letteratura. In particolare, è stata presa come riferimento per il confronto un'analisi svolta da Jourdaine et al. (2020), la quale mette a confronto a sua volta diversi studi LCA in cui è stato analizzato un sistema simile a quello in oggetto al presente studio, tutti caratterizzati da UF pari a 0,75 l di vino.

Di seguito, verranno analizzate le fasi della filiera vitivinicola più impattanti per le singole categorie d'impatto.

La fase di coltivazione impatta in maniera preponderante (98%) sulla categoria d'impatto dell'uso del suolo a causa dell'occupazione del suolo dei terreni agricoli richiesta per la coltivazione dell'uva. Nel presente studio, l'occupazione del suolo agricolo ha un CF per LU di 9,7 kg C deficit eq. ed è stata definita come occupazione di suolo arabile, estensivo e non irriguo. Analogamente a quanto riscontrato nel presente studio, anche nello studio di Jourdaine et al. (2020) viene evidenziato che la fase di coltivazione rappresenta il principale contribuente all'impatto sulla categoria LU. Inoltre, viene specificato che la superficie di suolo occupata per soddisfare l'UF sia fortemente influenzata dalla resa dei vigneti (tesi sostenuta nel precedente paragrafo di confronto tra le due aziende a diversa gestione). Oltre all'impatto su LU, la fase di coltivazione ha un impatto significativo (88%) anche sull'ecotossicità delle acque dolci (FE) a causa della produzione dell'ossido di rame, durante la quale vengono emesse diverse sostanze che contribuiscono in maniera differente all'impatto su questa categoria: rame (82%), ione zinco (12%) e ione argento (2,73%). Anche in questo caso l'articolo di Jourdaine et al. (2020) concorda con quanto osservato riconoscendo nelle emissioni legate alla produzione dei pesticidi applicati durante l'impianto delle viti i fattori principalmente impattanti sulla categoria d'impatto FE.

La fase di coltivazione è significativamente impattante anche per le categorie d'impatto deplezione delle risorse abiotiche (RD) e tossicità umana non cancerogena (HTnc), anche in questo caso principalmente a causa della produzione dell'ossido di rame.

La fase di vinificazione impatta in modo significativo soltanto sulla categoria d'impatto deplezione delle risorse idriche (WD) (43%) (Figura 24). Tale categoria è particolarmente impattata dalla produzione di energia elettrica, la quale contribuisce a questa categoria d'impatto per il 92% e in maniera inferiore (8%) dal consumo di acqua corrente e dalla produzione di solfiti, i quali contribuiscono rispettivamente per il 6% e 2% (Figura 25). Oltre alla fase di vinificazione, anche la fase di imbottigliamento impatta in modo preponderante su WD (51%) (Figura 24). In particolare, il

consumo idrico in questa fase è attribuibile per il 49% alla produzione di elettricità e per il 45% alla produzione del cartone.

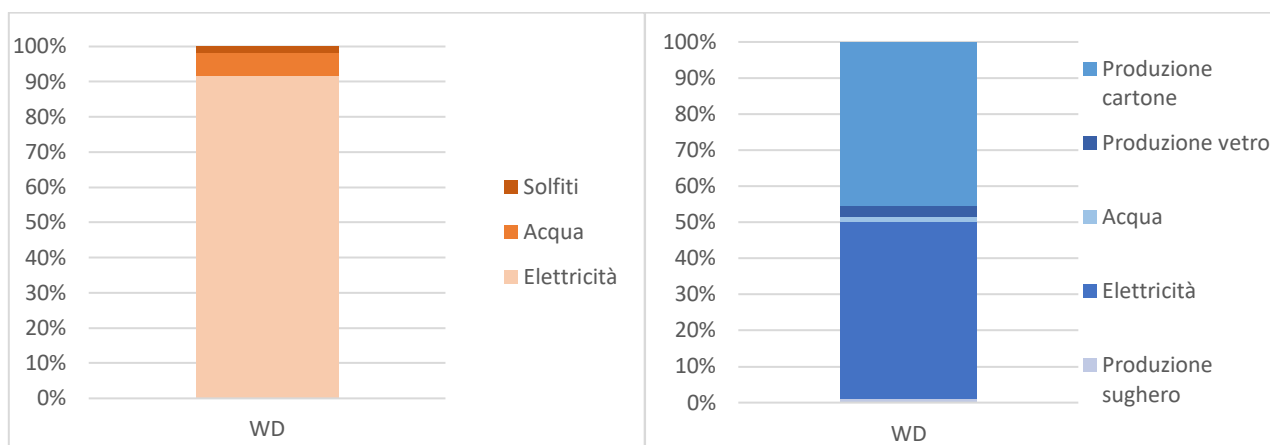


Figura 25: Rapporto percentuale dei processi presenti nella categoria d’impatto della deplezione delle risorse idriche (WD) nella fase di vinificazione (in arancione) e nella fase d’imbottigliamento (in blu).

I risultati ottenuti dal presente studio per quanto riguarda la categoria d’impatto WD si discostano rispetto a quelli riportati da altri studi come Amienyo et al. (2014) e Fusi et al. (2014) in cui la fase di coltivazione viene identificata come fattore particolarmente impattante su questa categoria. In generale, l’impatto generato dalla fase di coltivazione sulla deplezione delle risorse idriche è dovuto all’irrigazione del vigneto, la quale è correlata sia al regime di conduzione agricolo che alla posizione geografica, rendendo l’uso dell’acqua la principale fonte di variabilità tra i diversi sistemi analizzati (Jourdain et al., 2020). Per questa ragione, la deplezione delle risorse idriche associate alla fase di coltivazione risulta superflua nel presente studio in quanto l’azienda AB non effettua irrigazione.

La fase d’imbottigliamento è particolarmente rilevante non soltanto per WD ma per molteplici categorie d’impatto, contribuendo all’impatto su di esse con valori superiori al 50%. All’interno della fase di imbottigliamento, gli impatti sono causati quasi unicamente dai processi di produzione del cartone e del vetro.

Nello specifico, per l’impatto sulle categorie d’impatto formazione del particolato (PM), formazione di ossidanti fotochimici (POF), deplezione dell’ozono (OD) ed acidificazione (AC) la causa principale è da imputare alla produzione del vetro e soltanto in piccola percentuale alla produzione del cartone, mentre nella categoria radiazioni ionizzanti (IR) gli impatti sono causati per più del 55% dalla produzione del vetro, il 25% dalla produzione del cartone e solo una minore percentuale (7%) dalla produzione dell’elettricità.

In particolare, la produzione del vetro impatta sulla categoria PM con un contributo del 64% a causa principalmente dell'emissione di diossido di zolfo (72,6%) e in misura minori di polvere (2,5 µm) (14%), monossido di azoto (6%), diossido di azoto (4%) e ammoniaca (3%). L'impatto generato dalla produzione del vetro sulla categoria d'impatto AC presenta un contributo percentuale simile a quello descritto per PM. Infatti, la produzione del vetro contribuisce all'acidificazione con un contributo dell'88% a causa dell'emissione in aria delle medesime sostanze impattanti per PM. Tali sostanze si comportano da agenti impattanti anche per la categoria d'impatto POF, sebbene in misura differente rispetto a PM e AC. In particolare, contribuisce maggiormente all'impatto l'emissione di monossido di azoto (44%) e di diossido di azoto (43%) e soltanto in misura minore il diossido di zolfo (9%). Diversamente, per la categoria d'impatto OD risulta più impattante l'emissione di gas alogeni organici legati alla produzione del vetro (R-11 e R-114).

Per quanto riguarda il confronto con la letteratura, ancora una volta i risultati del presente studio concordano con quelli riportati dallo studio di Jourdain et al. (2020). Quest'ultimo descrive, infatti, come una delle fasi più impattanti su tali categorie sia quella dell'imbottigliamento. Altri studi invece affermano che le fasi più impattanti siano quella di coltivazione e trasporto (Vázquez-Rowe et al., 2012 e Neto et al., 2013), in quanto sono le ingenti emissioni dirette da fertilizzanti a causare acidificazione e le emissioni di NO_x da trasporto, da fertilizzanti e da etanolo durante la fermentazione a causare la formazione di ossidanti fotochimici (Jourdain et al., 2020). Nell'azienda AB, né la fase di coltivazione né la fase di trasporto possono essere le cause d'impatto di tali categorie, in quanto non vengono applicati fertilizzanti e l'utilizzo del gasolio è minimo.

La fase di imbottigliamento rappresenta la principale fonte di impatto anche per le tre categorie di eutrofizzazione (EuF, EuM ed EuT). Per EuM ed EuT la causa di impatto principale è identificabile nell'emissione in atmosfera di monossido di azoto e di diossido di azoto durante il processo di produzione del vetro. Nel caso di EuF, la fase di imbottigliamento contribuisce in maniera preponderante (65%) alla categoria insieme alla fase di coltivazione, però presente in misura minore (33%). Durante la fase di imbottigliamento, le emissioni impattanti su EuF sono attribuibili al processo di produzione del cartone (78%) durante la quale si verifica un'emissione di fosfato nel comparto delle acque dolci (Figura 26).

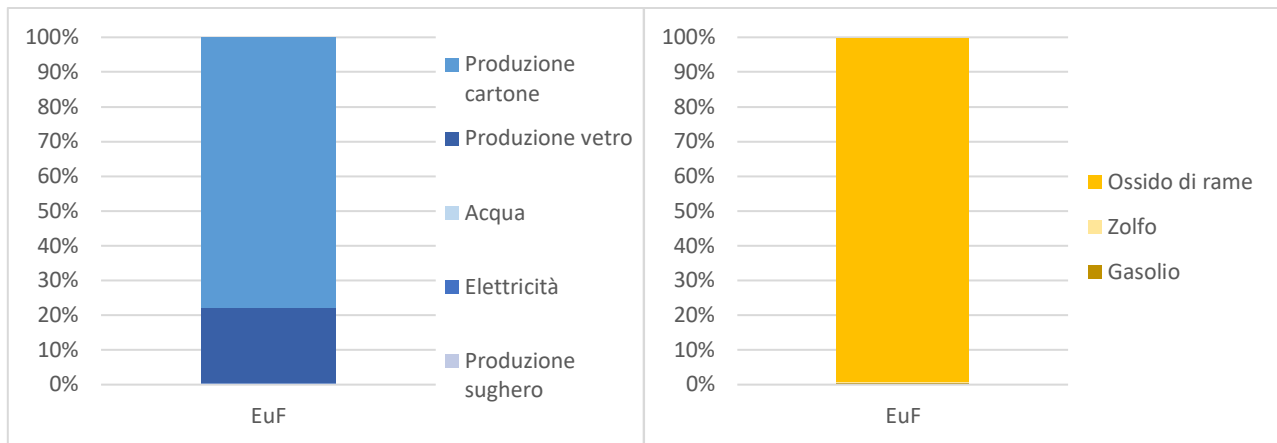


Figura 26: Rapporto percentuale dei processi presenti nella categoria d’impatto dell’eutrofizzazione delle acque dolci nella fase d’imbottigliamento (in blu) e nella fase di coltivazione (in giallo).

La categoria d’impatto della tossicità umana cancerogena (HTc) è impattata, in modo analogo ad EuF sia dalla fase d’imbottigliamento (66%), la quale impatta per l’88% sulla produzione del cartone (90% cromo esavalente), sia da quella della coltivazione (31%). A riprova di ciò, nella fase di coltivazione del presente studio, l’impatto sulla tossicità umana cancerogena è dovuto alla produzione di pesticidi, nello specifico l’ossido di rame, il quale contribuisce all’impatto sull’intera filiera per il 25,5%, valore minore rispetto al 41% stimato da Bosco et al. (2011) e simile al 28% stimato da Neto et al. (2013). Nello studio di Jourdain et al. (2020) è proprio la fase di coltivazione quella più impattante per la tossicità umana cancerogena a causa delle emissioni di metalli, quali cromo e manganese dalla produzione di pesticidi e fertilizzanti.

Infine, la fase d’imbottigliamento ha un impatto significativo anche sulle categorie d’impatto del cambiamento climatico, GWP (exc. Bio CO₂) e GWP (incl. Bio CO₂), con un contributo pari a circa l’85%. Per entrambe le categorie, il processo di produzione del vetro è la causa di maggiore impatto (68% e 70%) a causa dell’emissione in atmosfera di anidride carbonica (CO₂) e metano (CH₄). I processi di produzione del cartone e dell’elettricità sono responsabili delle restanti emissioni in atmosfera che contribuiscono all’impatto sul GWP. Il confronto dei risultati appena descritti con quelli presentati dallo studio di Jourdain et al (2020) permette di evidenziare alcune differenze. La fase di coltivazione dell’azienda a gestione naturale di AB impatta sulla categoria d’impatto GWP con meno del 5%, tali valori si spiegano considerando il diverso tipo di gestione di coltivazione ovvero quella denominata come naturale. In diversi studi, è la fase di coltivazione con la produzione di fertilizzanti sintetici, pesticidi e le emissioni di gasolio dei macchinari agricoli a provocare le maggiori dispersioni di CO₂ in aria. In un’azienda naturale, tali emissioni sono limitate al minimo, in

quanto non vengono utilizzati macchinari a gasolio e nemmeno fertilizzanti sintetici ma soltanto pesticidi adatti all'agricoltura biologica.

I valori riferiti alle emissioni di CO₂ generate nella fase d'imbottigliamento del presente studio sono invece confrontabili con il contributo della produzione e smaltimento delle bottiglie di vetro sul GWP totale riportato negli studi in Jourdaine et al (2020), all'interno del range tra il 24% e 70%. In alcuni è presente anche il processo di smaltimento, escluso dal nostro studio.

Il GWP (excl. Bio CO₂) associato alla coltivazione dell'uva, alla vinificazione in cantina, al trasporto del vino e all'imbottigliamento è pari a 0,52 kg di CO₂ eq. per 0,75 l di vino ovvero una bottiglia standard. Tale valore risulta lievemente più basso rispetto al limite inferiore descritto in alcuni studi presenti in letteratura (0,89 – 1,88 kg CO₂ eq. per UF) (D'ammario et al, 2021; Rinaldi et al, 2016; Amienyo et al, 2014; Bonamente et al, 2016). Questo può essere nuovamente giustificato in primis dalle diverse pratiche agricole, ovvero dalla tipologia di gestione, e anche dalla scelta di racchiudere solo alcune fasi e/o processi all'interno dei confini del sistema. Ad esempio, il valore di GWP riportato da Laca et al. (2020), pari a 2,35 kg di CO₂ eq., è maggiore rispetto a quello riscontrato nella filiera vitivinicola di AB nonostante sia riferito agli stessi confini del sistema definiti nel nostro studio. Tuttavia, essi includono nel conteggio dell'impatto anche il rilascio di CO₂ derivante dalle emissioni di incenerimento degli scarti di potatura, elemento da noi non considerato, in quanto questi ultimi vengono trinciati e vanno a costituire input di carbonio nel suolo. Viceversa, nello studio di Cichelli et al. (2016), il GWP risulta essere molto inferiore (0,14 - 0,18 kg CO₂ eq. per UF) in quanto non include all'interno dei confini del sistema né la fase di imballaggio, particolarmente impattante in AB, né il trasporto.

Inoltre, è bene sottolineare, come fatto da Notarnicola et al. (2017), che l'intera valutazione degli impatti e la loro interpretazione è il risultato di una variabilità intrinseca del sistema agricolo, delle diverse pratiche di gestione (naturale, biologica o convenzionale), del tipo di suolo, del clima, della distanza percorsa con gli spostamenti, dei luoghi ed attività.

Infine, è necessario rimarcare la difficoltà spesso riscontrata nell'effettuare un valido confronto con studi di LCA sul tema vitivinicolo. Difficoltà che nascono in primis da variabili proprie dello studio scelto, quali ad esempio la diversità delle fasi del processo analizzate, la scelta dei confini del sistema nonché dal metodo di Impact Assessment, aspetti che inevitabilmente vanno ad impattare sui risultati finali. Tali difficoltà dovrebbero essere superate con l'adozione delle Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR) da utilizzare nella implementazione di Environmental Footprint.

4.2 MODELLAZIONE CON RothC

4.2.1 Analisi dei suoli

In Tabella 24 si osservano i valori dei parametri chimico-fisici analizzati in laboratorio dei suoli delle due aziende. I suoli dell'azienda AB presentano una maggior percentuale di argilla rispetto all'azienda DZ, la quale presenta una percentuale di sabbia superiore. Questo conferisce all'azienda AB una tessitura franco argilloso limosa (FAL) o franco argillosa (FA), mentre l'azienda DZ presenta tessitura meno fine prevalentemente di tipo franco (F). Il quantitativo di acqua disponibile è in funzione della percentuale di argilla, di conseguenza avremo che DZ, rispetto ad AB, nei mesi di scarsità piovosa si troverà più facilmente in condizioni di deficit idrico e questo, sulla base dell'algoritmo di RothC, costituirà con maggior frequenza un fattore limitante per l'attività microbica del suolo alla decomposizione della materia organica. Relativamente al SOC misurato si osserva in entrambe le aziende come i valori medi tra le file (siti 1, 2 e 3) siano leggermente superiori ai valori lungo le file (siti 4, 5 e 6). Questo probabilmente riconducibile al fatto che tra le file il suolo potrebbe ricevere un maggior input di sostanza organica essendo perennemente inerbito, mentre lungo le file in alcuni mesi dell'anno si trova nudo a causa degli interventi di aratura interfilare (AB) o di diserbo (DZ).

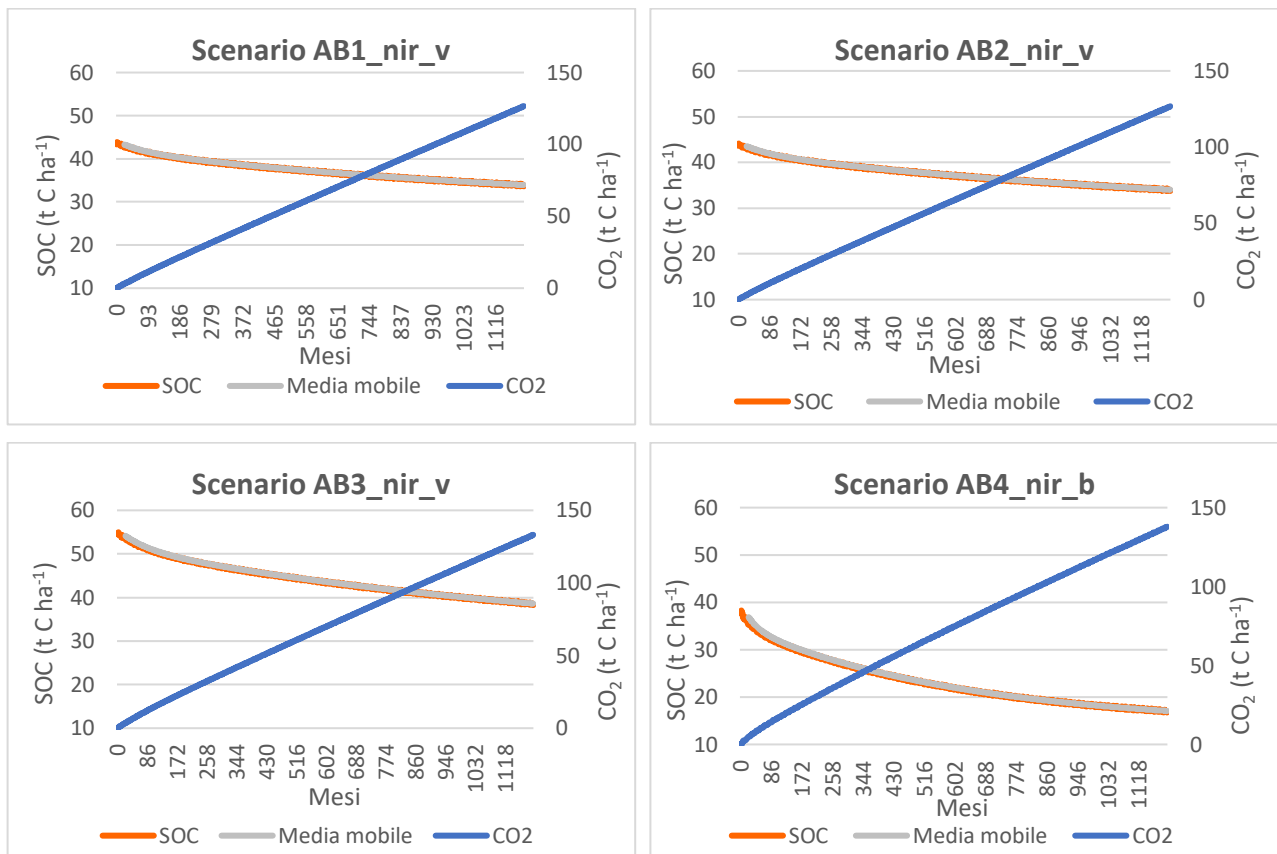
Tabella 24: Analisi effettuate sui suoli delle due aziende. In grassetto sono indicati i parametri utilizzati in input per RothC.

Sito	Profondità	Sabbia 2000- 50 um	Limo 50-2 um	Argilla < 2 um	Tessitura USDA	TOC	Materia organica	Bulck density	SOC misurato	SOC medio
	cm	%	%	%		%	%	g/cm ³	t/ha	t/ha
AB1	0-30	17,8	48,9	33,2	FAL	1,06	1,8	1,37	43,46	47,25
AB2	0-30	24,5	42,3	33,2	FA	1,04	1,8	1,4	43,70	
AB3	0-30	23,4	43,0	33,6	FA	1,33	2,3	1,37	54,58	
AB4	0-30	20,1	47,1	32,8	FAL	0,907	1,6	1,39	37,83	43,01
AB5	0-30	20,1	47,5	32,4	FAL	1,03	1,8	1,39	43,07	
AB6	0-30	22,3	43,8	33,9	FA	1,16	2,0	1,38	48,14	
DZ1	0-30	34,5	41,6	23,9	F	1,01	1,7	1,47	44,47	48,09
DZ2	0-30	32,8	41,9	25,4	F	1,15	2,0	1,44	49,75	
DZ3	0-30	23,7	49,2	27,2	F	1,18	2,0	1,41	50,04	
DZ4	0-30	37,3	39,5	23,2	F	0,854	1,5	1,49	38,18	39,92
DZ5	0-30	37,3	37,7	25,0	F	0,945	1,6	1,48	41,96	
DZ6	0-30	26,4	44,9	28,7	FA	0,923	1,6	1,43	39,61	

4.2.2 Scenari simulazioni azienda AB

L'elaborazione dei dati in input mediante RothC ha prodotto gli output di simulazione degli scenari. Essi verranno rappresentati attraverso dei grafici contenenti a cadenza mensile il valore di SOC in $t\ C\ ha^{-1}$, il valore cumulato di CO_2 in $t\ C\ ha^{-1}$ ed infine il valore della media mobile del SOC dal tempo zero a cento anni. La media mobile è un indicatore ritardato ed è stata calcolata per ridurre il rumore di fondo dei risultati causato dalle variazioni annuali legate agli input ciclici di C. Si è scelto di calcolare la media mobile sui 24 mesi precedenti. I titoli dei grafici riportano una codifica degli scenari che sintetizza le loro principali caratteristiche gestionali: nir = not irrigated; v = vegetated; b = bare or partially bare.

Successivamente, le simulazioni sono state portate fino a mille anni per ricavare anche il valore di SOC all'equilibrio e il tempo impiegato per raggiungerlo (Figura 27).



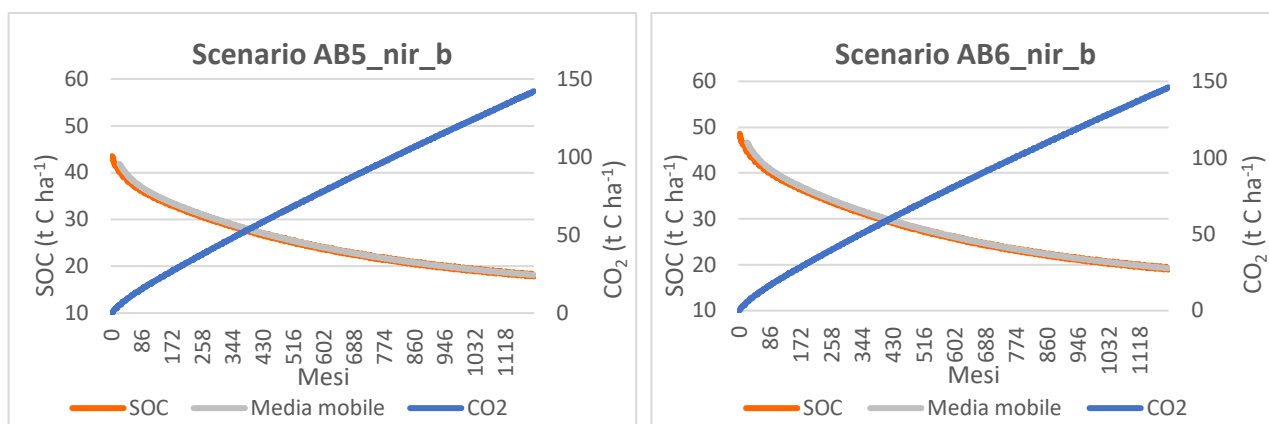


Figura 27: Grafici degli scenari simulati dell'azienda AB, in ordinata i valori di SOC (t C ha⁻¹) e CO₂ (t C ha⁻¹), in ascissa i mesi.

Tabella 25: Valore di SOC per ogni scenario dell'azienda AB, simulato al tempo zero, a cento anni, all'equilibrio e il tempo in anni per raggiungere l'equilibrio.

SCENARIO*	SOC t=0	SOC (at 100 Years)	SOC equilibrio	Tempo
	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹	anni
AB1_nir_v	43,460	33,922	28,159	975
AB2_nir_v	43,704	34,024	28,182	977
AB3_nir_v	54,584	38,597	29,226	978
AB4_nir_b	37,830	17,073	14,016	637
AB5_nir_b	43,068	18,143	14,488	785
AB6_nir_b	48,137	19,267	15,030	593

*Codifica scenari: nir= not irrigated; v= vegetated; b= bare or partially bare.

In Tabella 25, sono riportati i principali valori numerici della simulazione dei 6 scenari ipotizzati. Gli scenari AB1_nir_v e AB2_nir_v hanno valori di SOC al tempo zero e dopo 100 anni molto simili. Questo porta anche il valore di SOC all'equilibrio e il suo tempo di raggiungimento ad essere circa uguale per i due scenari, osservazione visibile nitidamente anche dalla rappresentazione grafica (Figura 27). Anche lo scenario AB3_nir_v, seppur inizialmente diverso, si stabilizza all'equilibrio su valori molto simili ai precedenti, tale similitudine è supportata dall'uguaglianza degli input degli scenari ipotizzati.

Secondariamente, è visibile una netta differenza tra gli scenari simulati AB1, AB2 e AB3 tra le file e gli scenari simulati AB4, AB5 e AB6 lungo le file. Al tempo zero il valore di SOC per tutti gli scenari va da un minimo di 43,068 t C ha⁻¹ ad un massimo di 54,584 t C ha⁻¹, solo successivamente, al trascorrere di un secolo, si osserva che il SOC presente lungo le file si degrada molto più velocemente di quello tra le file. Questo è dovuto principalmente all'assenza di vegetazione nel lungo fila durante i mesi di aprile, giugno e luglio.

Secondo il modello RothC, l'assenza della vegetazione provoca una diminuzione dell'evapotraspirazione del suolo e di conseguenza il mantenimento di una maggiore umidità. Si assume infatti che il deficit idrico non scenda mai sotto valori pari a un fattore di 0,556 rispetto a quanto si avrebbe in condizioni di suolo con vegetazione (Coleman & Jenkinson, 2014). Questo permette alla biomassa microbica di mantenere una minima attività di decomposizione della materia organica anche durante i mesi poco piovosi. Tale attività, invece, non avviene nei suoli perennemente vegetati, dove si raggiungono livelli di stress idrici maggiori e l'attività microbica è inibita.

Ulteriori considerazioni sono sostenute dalla tipologia di suolo e dal clima presente nell'area (Figura 28).

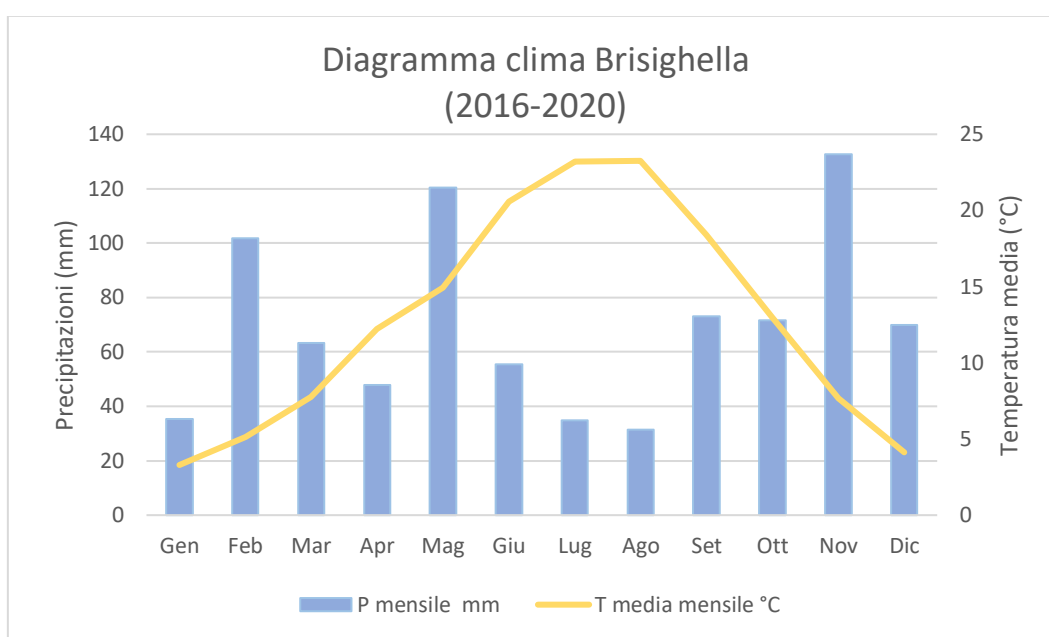


Figura 28: Elaborazione grafica termopluviometrica dell'azienda naturale, serie storica 2016-2020.

Nel grafico termopluviometrico (Figura 28) è possibile osservare che nei mesi in cui il suolo è nudo, le precipitazioni medie mensili sono scarse, esse nel mese di aprile raggiungono 47,9 mm mentre nei mesi estivi raggiungono valori lievemente superiori i 30 mm. La somma delle precipitazioni medie annue risulta di 837,9 mm, valore coerente con quanto riportato nell'atlante climatologico della Regione Emilia-Romagna (Antolini et al., 2017), ma comunque in riduzione rispetto ai valori della serie storica 1991-2015 con precipitazioni medie annue di 898,3 mm.

Le temperature medie in aprile sono di 12 °C mentre in giugno/luglio sono modeste e raggiungono un massimo di 23 °C nel mese di luglio.

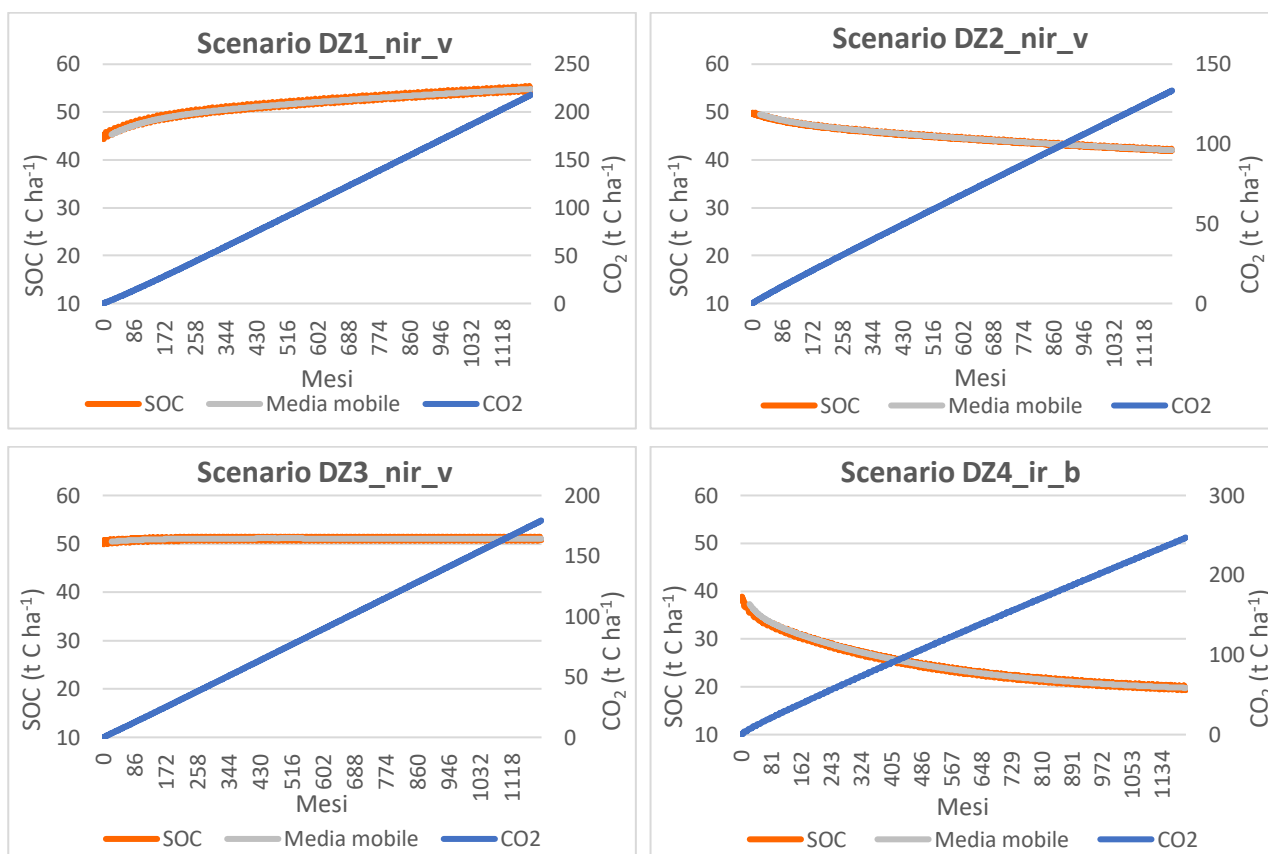
La presenza di suolo nudo nel lungo fila e l'elevata percentuale di argilla che nella presente azienda oscilla da 32,4% a 33,9%, sono direttamente funzionali al mantenimento del contenuto idrico nel suolo, nonostante in nessuno degli scenari vi sia un apporto irriguo durante i mesi più secchi.

Quindi, soprattutto nel periodo estivo, vi è una maggiore degradazione di C negli scenari del lungo fila AB4, AB5 e AB6 dovuta all'assenza di vegetazione e ad un deficit idrico più contenuto. La limitazione del deficit idrico permette alla biomassa microbica presente nel suolo di continuare a svolgere una mineralizzazione maggiore e di conseguenza viene emesso un quantitativo maggiore di CO₂, rispetto a quanto avverrebbe se il suolo fosse vegetato.

Negli scenari dell'azienda naturale bisogna anche tenere conto degli input di carbonio, questi presentano valori minori a causa di una limitata grandezza della pianta dovuta alla tipologia di gestione, in primis all'assenza di irrigazione.

A parità di altre condizioni, aspetto comune a tutti i siti dell'azienda AB è l'elevata capacità di immagazzinare l'umidità per via degli alti contenuti di argilla. Questo quantomeno ritarda la venuta del deficit idrico nei periodi secchi e l'inibizione della biomassa microbica.

4.2.3 Scenari simulazioni azienda DZ



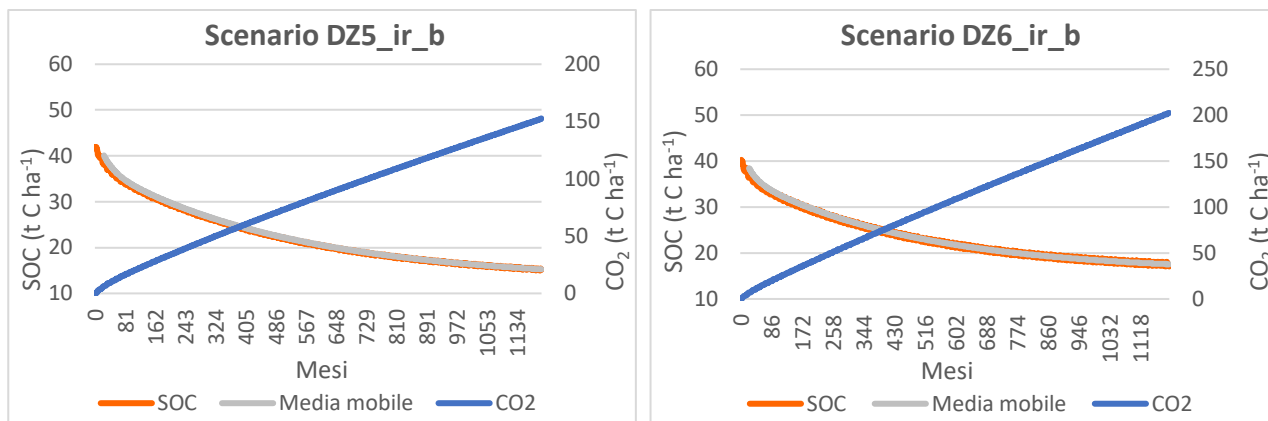


Figura 29: Grafici degli scenari simulati dell'azienda DZ, in ordinata i valori di SOC (t C ha⁻¹) e CO₂ (t C ha⁻¹), in ascissa i mesi.

Tabella 26: Valore di SOC per ogni scenario dell'azienda DZ, simulato al tempo zero, a cento anni, all'equilibrio e il tempo in anni per raggiungere l'equilibrio.

SCENARIO*	SOC t=0	SOC (at 100 Years)	SOC equilibrio	Tempo
	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹	t C ha ⁻¹	anni
DZ1_nir_v	44,471	54,831	61,592	993
DZ2_nir_v	49,752	42,026	35,838	993
DZ3_nir_v	50,036	51,080	50,977	878
DZ4_ir_b	38,183	19,769	18,390	390
DZ5_ir_b	41,963	15,253	12,767	521
DZ6_ir_b	39,606	17,549	15,877	437

*Codifica scenari: nir= not irrigated; v= vegetated; b= bare or partially bare.

Le simulazioni dei 6 scenari riportati in Figura 29, mostrano l'andamento del SOC dal tempo zero fino a 100 anni. Da una prima osservazione, sembra esserci un'importante differenza tra gli scenari tra le fila (DZ1, DZ2 e DZ3) e gli scenari lungo fila (DZ4, DZ5 e DZ6). I primi mantengono e aumentano lo stoccaggio del SOC nel terreno, ad eccezione dello scenario DZ2_nir_v dove è presente un lieve calo, mentre i secondi mostrano una sostanziale diminuzione.

Anche qui i titoli dei grafici riportano una codifica degli scenari che sintetizza le loro principali caratteristiche gestionali: nir = not irrigated; ir = irrigated; v = vegetated; b = bare or partially bare.

Il carbonio organico nel suolo al tempo zero risulta avere un massimo di 50 t C ha⁻¹ e un minimo di 38,18 t C ha⁻¹, mentre dopo 100 anni il valore minimo si riscontra nello scenario DZ5_ir_b con 15,25 t C ha⁻¹ nel lungo fila. Tra le fila vi è un aumento tranne per lo scenario DZ2_nir_v, questo è dovuto probabilmente alla diversa forma di allevamento. Lo scenario DZ2 e DZ5 risiedono infatti all'interno dell'area beta e presentano una forma di allevamento a GDC, questa si diversifica dal Guyôt perché non prevede un rinnovo dell'intera parte fruttifera della pianta, mantenendo i due cordoni permanenti

e apportando un quantitativo di C in termini di residui significativamente inferiore (Tabella 26). Questo provoca in DZ5 una perdita di SOC dopo 100 anni del 64% nel lungo fila, mentre in DZ4 e DZ6 le perdite sono più contenute (48 e 56% rispettivamente).

Anche in questo caso, il clima e la tipologia di suolo svolgono un ruolo importante per analizzare i valori di SOC simulato dopo 100 anni (Figura 30).

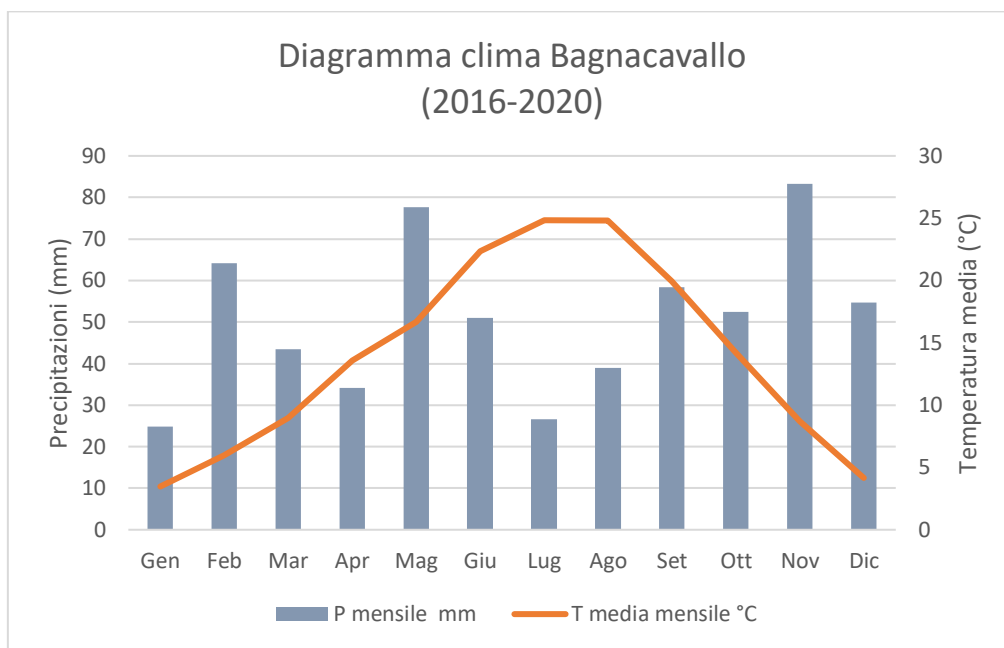


Figura 30: Elaborazione grafica termopluviometrica dell'azienda convenzionale, serie storica 2016-2020.

Negli scenari nel lungo fila (Tabella 30) è possibile osservare che durante i mesi di gennaio, febbraio, marzo, maggio, luglio, settembre e dicembre, il suolo è nudo a causa dei diserbi chimici effettuati durante i mesi di aprile, giugno, agosto e novembre.

Durante questi periodi, privi di vegetazione, le precipitazioni oscillano tra i 24,9 mm per il mese di gennaio e i 77,6 mm per il mese di maggio risultando elevate anche nel mese di febbraio e dicembre con valori compresi tra 54 e 64 mm (Figura 30).

Le temperature medie oscillano tra i 4 °C per i mesi invernali e i 16,69 °C per i mesi primaverili, toccando un massimo di 24,84 °C per il mese di luglio.

Nel lungo fila, tra aprile e settembre, viene effettuata l'irrigazione che raggiunge anche i 200 mm nel mese di agosto per gli scenari DZ4_ir_b e DZ6_ir_b che previene quindi il deficit idrico e permette di mantenere elevata l'attività della biomassa microbica e conseguente degradazione del carbonio nel suolo. Ad ogni modo è lo scenario DZ5_ir_b ad avere valori minori di SOC a 100 anni (15,25 t C ha⁻¹) anche se l'irrigazione che viene apportata ad esso è la metà rispetto ai due precedenti. Questo è dovuto probabilmente all'apporto minore di C che provoca di conseguenza una diminuzione

maggiore del SOC determinando un'emissione netta di CO₂ superiore a tutti gli altri scenari dell'azienda DZ.

Viceversa, tra le fila, i risultati mostrano che avviene un aumento della sostanza organica presente nel suolo, questo è dovuto all'assenza di irrigazione, elemento che impedisce la possibilità di compensare il forte deficit idrico durante i mesi più secchi.

Nei correnti scenari vi è inoltre la presenza di vegetazione durante tutto l'anno e di conseguenza la traspirazione costante con un'ulteriore perdita dell'umidità, la quale si addiziona al fattore precedentemente citato. Questi, soprattutto durante i mesi più caldi, provocano una diminuzione dell'attività microbica che determina un decremento della mineralizzazione del SOC e quindi un maggior accumulo di C nel suolo.

A parità di altre condizioni, aspetto comune a tutti i siti dell'azienda DZ è una minore capacità di immagazzinare l'umidità per via dei contenuti di argilla inferiori rispetto all'azienda AB, questo porta all'eventuale raggiungimento del deficit idrico in tempi più anticipati durante i periodi secchi.

4.2.4 Comparazione sul contributo degli apporti di carbonio nelle aziende

Un fattore fondamentale utilizzato nella modellazione dell'inizializzazione e simulazione degli scenari è l'input di C, la stima del presente valore (misurato in campo per DZ e parzialmente estrapolato in AB) permette un confronto diretto con casi simili in letteratura. Come osservato precedentemente nell'analisi degli scenari di simulazione, un maggiore o minore apporto iniziale di carbonio, può determinare un aumento o diminuzione del SOC e di conseguenza anche della possibile emissione netta di CO₂. È importante premettere che è più difficoltoso stimare i residui di carbonio nelle colture arboree rispetto quelle a seminativo.

Nello studio di Romanyà et al. (2000) viene utilizzato RothC per valutare il sequestro del carbonio a seguito di una riforestazione di suolo adibito a vigneto. L'inizializzazione viene caratterizzata attraverso le informazioni del suolo agricolo mentre la simulazione mediante il suolo riforestato. Si riscontra che per mantenere in equilibrio un SOC misurato di circa 26 t ha⁻¹ è necessario un input di C pari a 1,41 t C ha⁻¹ anno⁻¹. Se invece, a parità di tutte le altre condizioni, si assumesse un SOC simile a quello delle nostre aziende (circa 40 t ha⁻¹), bisognerà apportare 2,17 t C ha⁻¹anno⁻¹ affinché esso mantenga l'equilibrio. Tale valore risulta quasi il doppio rispetto l'azienda naturale (1,17 t C ha⁻¹ anno⁻¹) e per le forme di allevamento a GDC dell'azienda convenzionale (1,26 t C ha⁻¹ anno⁻¹), mentre per le forme di allevamento a Guyôt il valore è il medesimo (2,28 t C ha⁻¹ anno⁻¹).

In uno studio più recente, sono state effettuate diverse simulazioni per un vigneto non lavorato e uno lavorato ottenendo rispettivamente un apporto di carbonio pari a 1,75 t C ha⁻¹ anno⁻¹ e 1,00 t C ha⁻¹ anno⁻¹ (Francaviglia et al., 2012). I dati di input emersi dallo studio si avvicinano al range dei valori

calcolati nell'azienda naturale e convenzionale ma, vi è una differenza sulla produzione totale di uva ($70 - 80 \text{ q ha}^{-1}$) che è comparabile ad AB, ma molto inferiore a quella di DZ. Viceversa, lo studio di Brunori et al. (2016) riporta valori di input nettamente superiori a quelli delle due aziende in esame. Lo studio viene svolto in due vigneti con gestione simile all'azienda AB e DZ, esso si pone come obiettivo quello di valutare gli input di carbonio partendo dalle diverse parti delle piante vinicole, comprese le radici. Singolare è l'analisi svolta su due tipologie di vigneti, uno convenzionale e l'altro biologico (più vicino all'azienda naturale), entrambi però con input di carbonio tre/quattro volte superiori (in media $6,28 \text{ t C ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$ per l'azienda convenzionale e $5,35 \text{ t C ha}^{-1}\text{anno}^{-1}$ per l'azienda biologico). Tale differenza di risultati è dovuta all'elevata densità delle viti che producono potature su ettaro maggiori e input più elevati di carbonio organico, inoltre, lo studio esamina le percentuali di C presenti nelle componenti delle piante. Sebbene gli input di C siano così alti, solamente nell'azienda convenzionale vi è un sequestro netto di C che porta ad un aumento del SOC. Le radici che non sono state analizzate nel presente studio, secondo Brunori et al. (2015) rappresentano il 10-12% degli input di C. Sebbene la stima del contributo di C dei residui radicali su base bibliografica non sia verificabile sulle aziende oggetto di studio, è ovvio che l'inclusione di questo parametro avrebbe portato ad un aumento degli input complessivo di C, evitando una probabile sottostima di questi. Per futuri studi, oltre alla stima degli apporti radicali da aggiungere agli input già misurati provenienti dai residui del sopra suolo (above-ground biomass residues), si potrebbero calcolare gli apporti di carbonio provenienti dalle differenti componenti delle viti grazie alle formule presenti nell'articolo Farina et al. (2017) e fare le possibili comparazioni del caso.

Infine, lo studio di Jakšić et al. (2021) permette di eseguire un confronto con lo stock medio di SOC in Italia, in Francia e nella Spagna peninsulare nei primi 30 cm di suolo dei vigneti. In Italia il valore è di $41,9 \pm 15,9 \text{ t ha}^{-1}$, in Francia è di $39,4 \pm 26,5 \text{ t ha}^{-1}$ mentre in Spagna è di $42,5 \pm 28,9 \text{ t C ha}^{-1}$. I valori medi di SOC misurati nell'azienda a conduzione naturale e convenzionale risultano essere poco più alti dei valori medi delle tre nazioni ($45,13$ e 44 t C ha^{-1}), ma ricadono ampiamente nel loro range di variabilità. Ad ogni modo, i valori di SOC misurato risultano minori rispetto la media europea stimata da Smith et al. (2000) pari a circa 53 t C ha^{-1} . I valori di SOC in entrambe le aziende è probabile che risentano del mancato uso di fertilizzanti organici e, per quanto riguarda l'azienda convenzionale, dell'utilizzo di diserbanti lungo la fila che porta al disseccamento della vegetazione interrompendo la fissazione del C e lo sviluppo di ulteriore biomassa.

Le Tabella 27 e 28 mostrano per le sei simulazioni delle due aziende i valori di delta SOC, ossia la variazione annua di SOC su 100 anni. Da qui è stato ricavato il valore netto in kg di CO_2 equivalenti per quintale di produzione. Di tale dato si vedono poi le medie e le deviazioni standard semplici degli

scenari lungo le fila e tra le fila, ed infine le medie e le deviazioni standard ponderate sull'insieme degli scenari di ognuna delle due aziende attraverso l'applicazione delle formule nel paragrafo 3.7.4.

Tabella 27: Scenari di simulazione dell'azienda AB contenenti la posizione, la variazione di SOC e CO₂ eq. in tonnellate e chilogrammi ha⁻¹anno⁻¹ o q⁻¹, la media/deviazione standard tra e lungo le fila e media ponderata/deviazione standard ponderata dei sei scenari.

SCENARIO	POSIZIONE	ΔSOC	ΔCO _{2eq}	ΔCO _{2eq}	ΔCO _{2eq}	Media	Dev. Stand.	Media ponderata	Dev.stand. ponderata
		t C ha ⁻¹ y ⁻¹	t CO _{2eq} ha ⁻¹ y ⁻¹	kg CO _{2eq} ha ⁻¹ y ⁻¹	kg CO _{2eq} q ⁻¹	kg CO _{2eq} q ⁻¹	kg CO _{2eq} q ⁻¹	kg CO _{2eq} q ⁻¹	kg CO _{2eq} q ⁻¹
AB1_nir_v	tra file	-0,095	-0,350	-349,7	-6,99	-8,6	2,7	-11,8	5,1
AB2_nir_v	tra file	-0,097	-0,355	-354,9	-7,10				
AB3_nir_v	tra file	-0,160	-0,586	-586,2	-11,72				
AB4_nir_b	lungo fila	-0,208	-0,761	-761,1	-15,22	-18,2	3,0		
AB5_nir_b	lungo fila	-0,249	-0,914	-913,9	-18,28				
AB6_nir_b	lungo fila	-0,289	-1,059	-1058,6	-21,17				
Media ponderata		-0,161	-0,591	-590,6					
Dev. Stand. ponderata		0,069	0,254	253,8					

*valori positivi= sequestro di C; valori negativi= emissione di C.

Tabella 28: Scenari di simulazione dell'azienda DZ contenenti la posizione, la variazione di SOC e CO₂ eq. in tonnellate e chilogrammi ha⁻¹anno⁻¹ o q⁻¹, la media/deviazione standard tra e lungo le fila e media ponderata/deviazione standard ponderata dei sei scenari.

SCENARIO	POSIZIONE	ΔSOC	ΔCO _{2eq}	ΔCO _{2eq}	ΔCO _{2eq}	Media	Dev. Stand.	Media ponderata	Dev.stand. ponderata
		t C ha ⁻¹ y ⁻¹	t CO _{2eq} ha ⁻¹ y ⁻¹	kg CO _{2eq} ha ⁻¹ y ⁻¹	kg CO _{2eq} q ⁻¹	kg CO _{2eq} q ⁻¹	kg CO _{2eq} q ⁻¹	kg CO _{2eq} q ⁻¹	kg CO _{2eq} q ⁻¹
DZ1_nir_v	tra file	0,104	0,380	379,9	1,29	0,153	1,13	-0,83	1,6
DZ2_nir_v	tra file	-0,077	-0,283	-283,3	-0,96				
DZ3_nir_v	tra file	0,010	0,038	38,3	0,13				
DZ4_ir_b	lungo fila	-0,184	-0,675	-675,2	-2,30	-2,80	0,52		
DZ5_ir_b	lungo fila	-0,267	-0,979	-979,4	-3,33				
DZ6_ir_b	lungo fila	-0,221	-0,809	-808,7	-2,75				
Media ponderata		-0,066	-0,244	-243,7					
Dev. Stand. ponderata		0,128	0,470	469,8					

*valori positivi= sequestro di C; valori negativi= emissione di C.

In generale, dai valori delle medie ponderate tra tutti gli scenari, si osserva per entrambe le aziende un delta SOC negativo che però presenta valori sensibilmente inferiori in AB (-0,161 t C ha⁻¹y⁻¹) rispetto a DZ (-0,066 t C ha⁻¹y⁻¹), sebbene quest'ultimo abbia un margine di variabilità maggiore, legato ai due diversi sistemi di allevamento della vite presenti nell'azienda.

Le medie semplici tra le fila e nel lungo fila evidenziano un'emissione di CO₂ principalmente nel lungo fila, notevolmente superiore in AB con un valore di 18,2 kg CO₂ eq. q⁻¹ e un margine di

incertezza abbastanza elevato. Negli scenari di DZ, vi è un'emissione minore (2,80 kg CO₂ eq. q⁻¹) con un'incertezza molto più ridotta.

Gli scenari tra le fila delle due aziende sono opposti, in AB (Tabella 27) vi è un rilascio di CO₂ mentre in DZ (Tabella 28) vi è un sequestro. Tale differenza riscontra delle similitudini nello studio di Brunori et al. (2016). Esso, infatti, riporta i valori di delta SOC di due vigneti a conduzione diversa, il primo convenzionale con sequestro netto di C pari a 1,70 t C ha⁻¹anno⁻¹ che risulta essere di due ordini di grandezza superiore alla media dei valori dell'azienda DZ che ha nel complesso un sequestro netto di C (0,012 t C ha⁻¹anno⁻¹). Il secondo vigneto, a conduzione biologica, ha un rilascio netto di C pari a 4,24 t C ha⁻¹anno⁻¹, valore nettamente superiore di rilascio rispetto l'azienda AB (0,117 t C ha⁻¹anno⁻¹).

Conseguentemente Brunori et al. (2016) fa notare come sia significativo che l'unico agro-ecosistema in grado di sequestrare CO₂, risulti essere il vigneto gestito in modo convenzionale e che non sempre l'utilizzo di una gestione biologica volta a preservare i servizi ecosistemici del suolo, sia anche la più sostenibile per la produzione di alimenti.

Vi sono diversi articoli che trattano la variazione annua del SOC in relazione al sequestro o emissione netta di C. Tra questi troviamo l'articolo di Payen et al. (2021a), una grande raccolta di studi su vigneti europei e non con sperimentazioni in campo da un minimo di tre fino ad un massimo di 28 anni. Su questi è stato calcolato il delta SOC annuo e i kg di CO₂ eq. per ettaro anno.

Tale studio analizza sperimentazioni su scenari con differenti sistemi di gestione (OA-ammendanti organici, BC-ammendanti biochar, PR-restituzione di potatura al suolo, NT-non lavorato, CC- coltura di copertura) e da essi riscontra variazioni annue di SOC e di CO₂ molto rilevanti rispetto quelle dell'azienda AB e DZ.

In particolare, lo scenario che si avvicina di più alle caratteristiche delle due aziende, è quello denominato PR (restituzione del residuo di potatura al suolo). Questo presenta come tasso di sequestro della CO₂ un valore pari a 2,82 t CO₂ eq ha⁻¹anno⁻¹, ovvero 0,769 t C ha⁻¹anno⁻¹. Valori nettamente superiori sia per l'azienda naturale, in quanto non presenta sequestro di C sia per l'azienda convenzionale. Quest'ultima presenta due scenari tra le fila con sequestro di carbonio: DZ1_nir_v con 0,104 t C ha⁻¹anno⁻¹ e DZ3_nir_v con un minimo sequestro di 0,010 t C ha⁻¹anno⁻¹.

I valori elevati di sequestro di C probabilmente sono dovuti alla scelta di prendere come riferimento caratteristiche climatiche non soltanto mediterranee (Payen et al., 2021a). Una seconda motivazione risiede nell'arco temporale della simulazione: dai grafici di Figura 27 e 29 è facilmente osservabile che le maggiori variazioni di SOC nel tempo si hanno all'inizio delle simulazioni. Pertanto, calcolando il delta SOC simulato sui primi 5 o 20 anni si otterrebbero valori maggiori rispetto il delta

SOC annuo simulato su 100 anni. Le diminuzioni di delta SOC annue all'aumentare del periodo di sperimentazione sono peraltro confermate dallo stesso lavoro di Payen et al. (2021a).

In un secondo studio (Payen et al., 2021b) i medesimi dati sono stati regionalizzati sulle aree a vigneto dei relativi stati e regioni di provenienza. Anche in questa modalità di rappresentazione nella regione Emilia-Romagna i valori di delta SOC annuale risultano positivi (2,31 – 2,79 t C ha⁻¹ anno⁻¹) e molto più elevati di quanto osservato nell'azienda DZ. Viceversa, i valori simulati con il modello RothC da Bleuler et al. (2017) ottiene valori più vicini all'azienda convenzionale, pari a un tasso di abbattimento di 0,81 t CO₂eq ha⁻¹anno⁻¹ (0,22 t C ha⁻¹anno⁻¹). Probabilmente anche in questo caso, il valore è più elevato perché è stato usato del compost, lo studio è effettuato in Italia e il periodo di simulazione è di 20 anni.

4.3 UTILIZZO DEI RISULTATI DI ROTHC ALL'INTERNO DI UNO STUDIO LCA

I risultati delle simulazioni del modello RothC per le due aziende sono stati elaborati (come mostrato in Tabella 29 e 30) per poter essere confrontati con i risultati del GWP (excl. Bio CO₂) espressi in kg di CO₂ eq., ottenuti dall'analisi LCA. È stata scelta la categoria d'impatto GWP che esclude il carbonio biogenico perché i dataset che includono la CO₂ biogenica sono tutti processi di *background* per i quali non si hanno informazioni esaustive su come i sistemi sono stati modellati. Inoltre, il presente studio vuole valutare le emissioni di CO₂ di origine fossile emesse dal nostro sistema in un periodo di tempo più lungo rispetto al breve ciclo del C biogenico che viene emesso in atmosfera e successivamente captato dalle piante.

I risultati ottenuti mediante entrambi i metodi, RothC e LCA, sono riferiti alla fase di coltivazione e sono stati calcolati sia per l'azienda a gestione naturale che per quella convenzionale.

La scelta di utilizzare un dato medio dei risultati delle diverse simulazioni del modello RothC per il confronto con il dato di GWP è stata effettuata per garantire la massima rappresentatività del sistema agricolo reale. Nel modello RothC, i diversi scenari sono relativi a porzioni diverse del suolo (tra le fila e lungo fila). Per questa ragione, effettuare una media ponderata dei risultati ottenuti dalle varie simulazioni è stata considerata la soluzione più idonea al confronto con il dato relativo al GWP ottenuto tramite l'analisi LCA. La ponderazione è stata effettuata con l'utilizzo delle formule precedentemente spiegate al paragrafo 3.4.7 e mostrate nelle Tabelle 27 e 28.

Le seguenti Tabelle 29 e 30 portano il risultato della media ponderata degli scenari ottenuti dalle simulazioni di RothC, la deviazione standard e il risultato del GWP. I valori positivi rappresentano emissioni di carbonio e, viceversa, i valori negativi indicano un sequestro di C all'interno del suolo.

Tabella 29: Media ponderata di RothC, deviazione standard e GWP (excl. Bio CO₂) in kg di CO₂ eq. relativi all'azienda naturale (AB).

Media ponderata kg CO ₂ eq. q ⁻¹	Dev.stand. Ponderata kg CO ₂ eq. q ⁻¹	GWP (excl. Bio CO ₂) kg CO ₂ eq. q ⁻¹
11,81	5,08	1,57

Tabella 30: Media ponderata di RothC, deviazione standard e GWP (excl. Bio CO₂) in kg di CO₂ eq. relativi all'azienda convenzionale (DZ).

Media ponderata kg CO ₂ eq. q ⁻¹	Dev.stand. Ponderata kg CO ₂ eq. q ⁻¹	GWP (excl. Bio CO ₂) kg CO ₂ eq. q ⁻¹
0,83	1,60	7,19

Le simulazioni con il modello di Roth C sono state eseguite impostando un arco temporale di 100 anni per permettere un confronto diretto con la categoria d'impatto GWP, anch'essa stimata nel medesimo tempo. Tuttavia, tale scelta viene applicata raramente per l'ottenimento di risultati realistici relativamente a coltivazioni arboree come le viti in quanto la durata media di un vigneto è di 20-25 anni.

Dal bilancio del carbonio ottenuto per l'azienda a gestione naturale risulta che siano generate emissioni nette di carbonio sotto forma di CO₂ e che non vi sia dunque uno stoccaggio netto all'interno del suolo. Il valore di CO₂ eq. q⁻¹ calcolato mediante il modello RothC è 11,81 kg mentre i kg di CO₂ eq. ricavati dalla metodologia LCA sono molto più bassi ovvero 1,57 kg CO₂ eq. Il primo valore è dovuto sia alla tipologia di gestione che si traduce in input di carbonio organico non sufficiente a mantenere il SOC all'equilibrio, che alla bassa produzione di uva che di conseguenza rende le emissioni rapportate all'unità più alte. Il secondo valore, invece, è rappresentato dal fatto che in un'azienda a gestione naturale viene minimizzato l'utilizzo di prodotti chimici e risorse non rinnovabili, risultando in un impatto finale minore rispetto alla realtà convenzionale.

Nel caso dell'azienda convenzionale, si riscontrano risultati differenti, il valore di kg di CO₂ eq. ottenuto dalle simulazioni di RothC è leggermente positivo, 0,83 kg CO₂ eq., e rappresenta dunque, seppure minima, una emissione netta. È da notare, però, che questo risultato deriva dalla media ponderata di scenari che mostrano in parte un sequestro netto di C. Il GWP è più alto rispetto all'azienda a conduzione naturale ed è pari a 8,02 kg CO₂ eq. Questo risultato può essere giustificato considerando il maggiore apporto di fertilizzanti e pesticidi sul suolo dell'azienda convenzionale e delle conseguenti emissioni.

Nel grafico in Figura 31 sono stati riportati i valori in kg di CO₂ eq. su quintale di uva prodotta per l'azienda naturale (AB) e convenzionale (DZ) rispettivamente evidenziate da una colorazione verde e blu. La prima e terza colonna riportano i valori di kg di CO₂ eq. e relativa deviazione standard ponderata calcolati con il modello RothC, la seconda e quarta, invece, mostrano i valori di kg di CO₂ eq. risultanti l'applicazione della metodologia LCA.

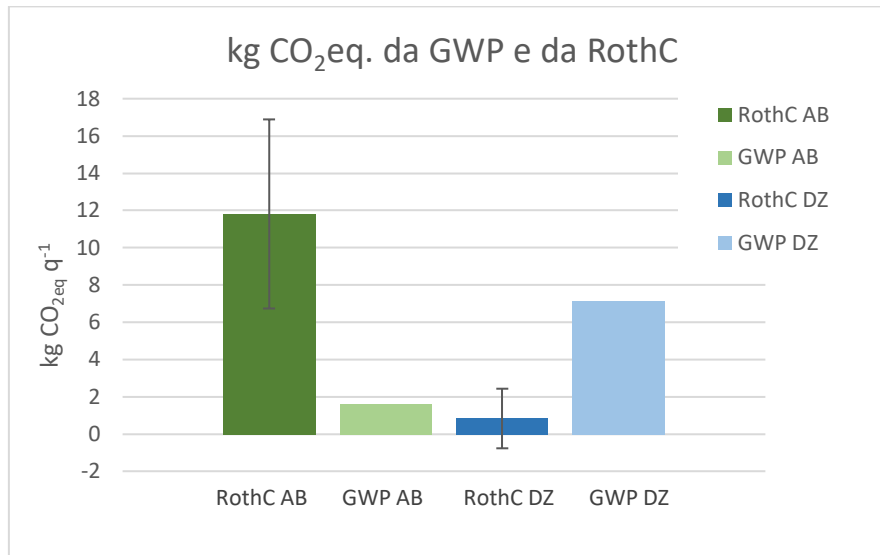
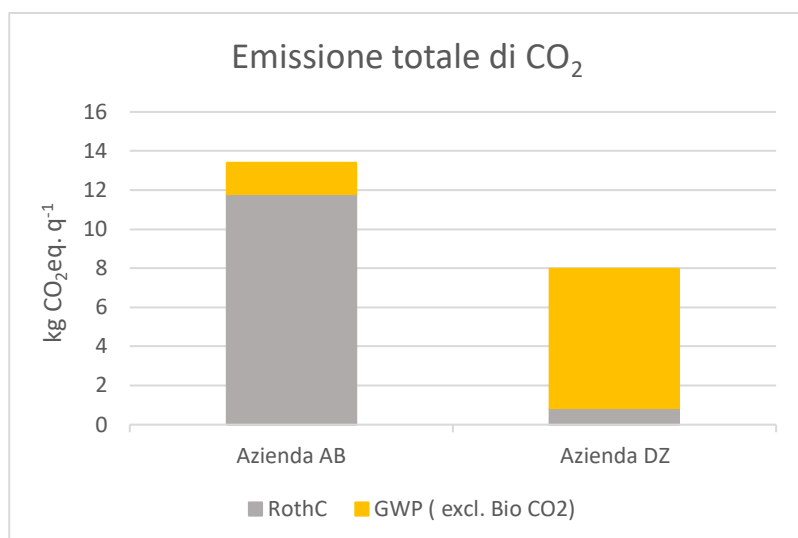


Figura 31: Rappresentazione grafica dei kg di CO₂ eq. della categoria d'impatto GWP (excl. Bio CO₂) confronti con i kg di CO₂ eq. calcolati con la metodologia RothC per le aziende AB e DZ. Le barre di errore rappresentano la deviazione standard ponderata.

È, comunque, importante sottolineare che le linee guida della PEFCR del vino (Commissione europea, 2018) non prevedono l'utilizzo della metodologia RothC come supporto all'analisi delle emissioni e degli impatti della filiera di produzione dell'uva.

4.3.1 Informazioni aggiuntive sull'applicazione combinata: LCA e RothC

L'ultimo confronto che è stato effettuato nel presente studio riguarda le prestazioni ambientali in termini di emissioni di CO₂ equivalenti annue totali su UF, ottenute sommando le emissioni derivanti dalle due metodologie di calcolo (Figura 32).



Azienda AB	kg CO ₂ eq.	13,38
Azienda DZ	kg CO ₂ eq.	8,02

Figura 32: Rappresentazione grafica e tabellare dei kg CO₂ eq. annue totali su UF calcolati attraverso la metodologia LCA e il modello RothC delle due aziende (AB e DZ).

L'integrazione dei risultati di RothC in termini di kg di CO₂ eq. (Figura 32) al valore del GWP ha permesso di evidenziare come la sola valutazione del GWP (excl. Bio CO₂) possa comportare una sottostima degli impatti legati alle emissioni di gas climalteranti durante la fase di coltivazione.

Il LCA si basa infatti sulla quantificazione delle emissioni associate alla produzione delle materie prime e al loro consumo in fase di coltivazione. Tuttavia, la metodologia non permette di considerare come le caratteristiche del sito, del tipo di suolo, del clima e più in generale dei parametri richiesti dal modello RothC influiscano sulle dinamiche del carbonio nel suolo e dunque sulle relative emissioni o sequestri. Dai risultati si nota infatti che l'azienda a conduzione tradizionale, la quale mostra un valore di GWP superiore rispetto all'azienda a conduzione naturale, risulti avere un impatto sul cambiamento climatico inferiore una volta integrati i risultati di RothC. Questo è dovuto al fatto che l'azienda a conduzione naturale apporta al suolo un input di carbonio decisamente insufficiente a favorire un sequestro netto all'interno del suolo, a differenza di quanto accade per l'azienda convenzionale dove il deficit di input di carbonio al suolo è più contenuto.

In letteratura non sono presenti ancora studi riportanti l'integrazione dei risultati delle due metodologie nell'ambito del settore vitivinicolo. La mancanza di tali studi può essere giustificata dall'assenza di un suggerimento legato a questa operazione all'interno delle linee guida della PEFCR. Ad ogni modo, i risultati mettono in luce che l'utilizzo combinato delle metodologie può portare a differenze significative rispetto a quanto valutato applicando unicamente la metodologia LCA.

5 CONCLUSIONI

I cinque obiettivi del presente studio erano i seguenti: quantificare e confrontare gli impatti della fase di coltivazione in due aziende a diversa gestione (naturale e convenzionale) mediante l'applicazione della metodologia Life Cycle Assessment (LCA) e identificare le fasi maggiormente impattanti nella filiera vitivinicola dell'azienda naturale. Inoltre, lo studio si proponeva, mediante l'utilizzo del modello RothC, di stimare la variazione del SOC su vigneti con diversa gestione; quindi, valutare in che misura lo stoccaggio e le emissioni di carbonio impattino sul bilancio del ciclo di vita e di conseguenza, fornire consigli per migliorare la gestione della fase di coltivazione dell'uva.

Dal confronto delle due aziende con unità funzionale (UF) pari a 1 q di uva, in generale emerge che la fase di coltivazione dell'azienda a conduzione naturale (AB) ha impatti, relativamente al ciclo di vita, più bassi rispetto all'azienda a conduzione convenzionale (DZ), ad eccezione di quattro categorie: uso del suolo (LU), deplezione delle risorse abiotiche (RD), tossicità umana non cancerogena (HTnc) e cancerogena (HTc). In particolare, l'azienda AB, per la categoria uso del suolo (LU), risulta avere un impatto che è circa sei volte superiore rispetto all'azienda DZ. Questo risultato potrebbe essere giustificato sostanzialmente dal fatto che la resa nella coltivazione naturale è più bassa quindi a parità di prodotto finito l'occupazione del suolo agricolo è maggiore. In questa fase, dal confronto emerge che sia il processo di produzione dei pesticidi rameici che i processi di produzione e di applicazione dei fertilizzanti sono particolarmente impattanti.

Dall'applicazione della metodologia LCA con UF pari a 0,75 l di vino sulla filiera vitivinicola naturale è emerso che delle seguenti quattro fasi: coltivazione, vinificazione, trasporto ed imbottigliamento, quelle più impattanti sono la fase di coltivazione dell'uva e la fase d'imbottigliamento del vino.

L'analisi condotta attraverso l'utilizzo del modello RothC partendo dai valori iniziali di SOC misurato ha permesso di effettuare una stima prospettica dei valori di SOC simulato a 100 anni. I risultati portano ad evidenziare in entrambe le aziende un trend in diminuzione del SOC, più marcato nell'azienda a conduzione naturale, con una diminuzione del SOC del 35% rispetto a quella convenzionale, dove questo diminuisce del 15%. Questa tendenza del carbonio nel suolo si traduce in una differente emissione netta di CO₂ in atmosfera. Tale differenza se ricondotta all'UF risulta ancora più marcata, essendo 11,81 kg di CO₂ eq. q⁻¹ nell'azienda AB e 0,83 kg di CO₂ eq. q⁻¹ per l'azienda DZ, dove il rilascio è minimo.

Inoltre, la scelta di integrare le informazioni del modello RothC con il valore in kg di CO₂ eq. q⁻¹ della categoria d'impatto GWP (escluso il C biogenico) ha portato ad un ribaltamento dei risultati. Infatti, l'azienda DZ che sembrava emettere più gas climalteranti, in realtà impatta meno sul

riscaldamento globale dell'azienda AB. In entrambe i casi, trascurare questa integrazione avrebbe portato ad una significativa sottostima della CO₂ eq. emessa dalle due aziende, pari all'88% per AB e al 10% per DZ.

Infine, le stime di RothC permettono di indicare le pratiche colturali necessarie da perseguire per ottenere un prodotto vitivinicolo che abbia una emissione netta di CO₂ eq. dal suolo minima o, ancora meglio, negativa. Ad esempio, l'introduzione di fertilizzanti organici o colture da sovescio, permetterebbe di migliorare gli input di C al suolo in entrambe le aziende. Nel caso dell'azienda a conduzione convenzionale, la sostituzione dell'urea con fertilizzanti organici potrebbe ridurre gli impatti sul cambiamento climatico diminuendo il rilascio di CO₂ ed azoto. Non si può quindi escludere che l'adozione di pratiche agronomiche improntate all'aumento del SOC possano portare ad un sequestro di CO₂ tale da compensare o anche superare l'emissione legata all'impatto del GWP, perlomeno nella fase di coltivazione.

Nella realizzazione del presente studio sono emerse limitazioni che invitano ad alcune considerazioni per eventuali sviluppi futuri. Nell'utilizzo della metodologia LCA l'assenza di alcuni dataset all'interno dei database disponibili ha obbligato in alcuni casi ad escludere dei processi e in altri a stimare i flussi corrispondenti ad un analogo, ad esempio l'ossido di rame in sostituzione al rame metallico o il triplo superfosfato per il calcolo del fosforo. In studi futuri, per superare le limitazioni riscontrate dal LCA sarebbe auspicabile avere accesso a database ad oggi non presenti tra quelli consultati ed utilizzati in questo studio, in quanto consentirebbero di considerare i processi e flussi non inclusi nel sistema e di conseguenza portare ad una maggiore completezza dei dati e riduzione dell'incertezza.

D'altra parte, le limitazioni metodologiche del modello RothC evidenziate dal presente studio riguardano l'assenza di linee guida univoche per il calcolo di alcune variabili da inserire nel sistema, in primis risulta spesso difficile un'accurata stima dei residui colturali.

Ulteriori spunti per approfondimenti futuri potrebbero derivare dallo studio dell'impatto generato dalla distanza tra le piante di vite sul sequestro/emissione di carbonio nel suolo nonché sulla produttività della coltivazione di uva.

In conclusione, è possibile affermare che l'utilizzo integrato del LCA e RothC rappresenta un aspetto cruciale nella determinazione delle effettive emissioni di CO₂ associate alla produzione dell'uva e permette di eseguire efficacemente valutazioni integrate degli impatti generati dalla produzione ed applicazione dei flussi di materia ed energia con le informazioni relative alle caratteristiche del suolo e della degradazione del carbonio.

BIBLIOGRAFIA

2013/179/UE: *Raccomandazione della Commissione, del 9 aprile 2013, relativa a relativa all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni*. Testo rilevante ai fini del SEE. (2013). Official Journal, L 124, 1-210.

A. K. SINGH, M. S. BEHERA, S. P. MAZUMDAR & D. K. KUNDU (2019). *Soil Carbon Sequestration in Long-Term Fertilization Under Jute-Rice-Wheat Agro-Ecosystem*, Communications in Soil Science and Plant Analysis, 50:6, 739-748.

ALLEN R. G., PEREIRA L. S., RAES D., & SMITH M. (1998). *Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56*, FAO-Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome (<http://www.fao.org/docrep>) ARPAV (2000), La caratterizzazione climatica della Regione Veneto, Quaderni per. Geophysics, 156, 178.

AMIENYO D., CAMILLERI C., AZAPAGIC A. (2014), *Environmental impacts of consumption of Australian red wine in the UK*. J. Clean. Prod. 2014, 72, 110–119.

ANTOLINI G., PAVAN V., TOMOZEIU R. E MARLETTO V., (2017), *Atlante climatico dell'Emilia-Romagna 1961-2015 edizione 2017*. ARPAE. <https://www.arpae.it/it/temi-ambientali/clima/rapporti-e-documenti/atlante-climatico>

AZAD B., AFZALI S. F. AND FRANCAVIGLIA R. (2020) *Simulating soil CO₂ emissions under present and climate change conditions in selected vegetation covers of a semiarid region*. International Journal of Environmental Science and Technology 17.5 (2020): 3087-3098.

BALDO G.L., MARINO M. e ROSSI S. (2008), *Analisi del ciclo di vita LCA – gli strumenti per la progettazione sostenibile di materiali, prodotti e processi* in Edizione Ambiente, Milano.

BENEDETTO G. (2013), *The environmental impact of a Sardinian wine by partial Life Cycle Assessment*. Wine Econ. Policy 2013, 2, 33–41.

BLEULER M., FARINA R., FRANCAVIGLIA R., DI BENE C., NAPOLI R., MARCHETTI A., (2017), *Modelling the impacts of different carbon sources on the soil organic carbon stock and CO₂ emissions in the Foggia province (Southern Italy)*. Agric. Syst. 157, 258–268.

- BONAMENTE E., SCRUCCA F., RINALDI S., MERICO M.C., ARDRUBALI F., LAMASTRA L. (2016) *Environmental impact of an Italian wine bottle: Carbon and water footprint assessment*. *Sci. Total Environ.* 2016, 560–561, 274–283.
- BOSCO S., DI BENE C., GALLI M. (2011), *Greenhouse gas emissions in the agricultural phase of wine production in the Maremma rural district in Tuscany, Italy*. *Ital. J. Agron.* 2011, 6–15, 93–100.
- BOSCO S., DI BENE C., GALLI M., REMORINI D., MASSAI R., BONARI E. (2013), *Soil organic matter accounting in the carbon footprint analysis of the wine chain*. *Int. J. Life Cycle Assess.* 2013, 18, 973–989.
- BOTTURA M. (2011), *Manuale di viticoltura a cura di Maurizio Bottura* in Fondazione Edmund Mach, Centro Trasferimento Tecnologico, 188 p., Istituto agrario di San Michele all’Adige.
- BRUNORI E., FARINA R., BIASI B. (2016), *Sustainable viticulture: The carbon-sink function of the vineyard agro-ecosystem*, in *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 223, 2016, Pages 10-21.
- C.I.E. (2020a), *Urea in Chimica Industriale Essenziale*, a cura di Caprioli F. e Ballantini V., ultima revisione 26/01/2017.
- C.I.E. (2020b), *Acido fosforico in Chimica Industriale Essenziale*, a cura di Tescione F. e Ballantini V., ultima revisione 5/01/2017.
- CALVO DE ANTA R., LUÍS E., FEBRERO-BANDE M., GALIÑANES J., MACÍAS F., ORTÍZ R., CASÁS F. (2020) *Soil Organic Carbon in Peninsular Spain: Influence of Environmental Factors and Spatial Distribution*, in *Geoderma* 2020, 370, 114365.
- CHERUBINI F., ULGIATI S. (2010) *Crop residues as raw materials for biorefinery systems—A LCA case study*. *Appl. Energy* 2010, 87, 47–57.
- CICHELLI A., PATTARA C., PETRELLA A. (2016), *Sustainability in Mountain Viticulture. The Case of the Valle Peligna*, in *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, Volume 8, 2016, Pages 65-72.
- COLEMAN K., JENKINSON D.S. (1996) *RothC-26.3—A Model for the turnover of carbon in soil. In Evaluation of Soil Organic Matter Models*; NATO ASI Series (Series I: Global Environmental Change); Powlson, D.S., Smith, P., Smith, J.U., Eds.; SpringerLink: Berlin/Heidelberg, Germany, 1996; Volume 38, pp. 237–246.

COLEMAN K., JENKINSON D.S. (2014), *RothC-26.3—A Model for the turnover of carbon in soil. Model description and user guide (Windows version)*. Rothamsted Research, Harpenden Herts AL5 2JQ; UK, 2014. Available online https://www.rothamsted.ac.uk/sites/default/files/RothC_guide_WIN.pdf

COMMISSIONE EUROPEA (2018), *Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR) for still and sparkling wine*.

D'AVINO L., DI BENE C., FARINA R., RAZZA F. (2020) *Introduction of Cardoon (Cynara cardunculus L.) in a Rainfed Rotation to Improve Soil Organic Carbon Stock in Marginal Lands*. *Agronomy* 2020, 10, 946.

D'AMMARO D., CAPRI E., VALENTINO F., GRILLO S., FIORINI E., LAMASTRA L. (2021), *Benchmarking of carbon footprint data from the Italian wine sector: A comprehensive and extended analysis*, in *Sci Total Environ.* 2021 Jul 20; 779:146416.

DELIGIOS P. A., FARINA R., TILOCA M.T., FRANCAVIGLIA R., LEDDA L. (2021). *C-sequestration and resilience to climate change of globe artichoke cropping systems depend on crop residues management*. *Agronomy for sustainable development*, 41, 20.

DIJKMAN T.J., BIRKVER M., HAUSCHILD M.Z. (2012), *PestLCI 2.0: A second generation model for estimating emission of pesticides from arable land in LCA*, in *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17, 973-986.

EC (2003). *Integrated Product Policy. Building on Environmental Life Cycle Thinking. Communication* from the Commission to the Council and the European Parliament. COM (2003) 302 final. Brussels.

EC (2013). *Costruire il mercato unico dei prodotti Verdi. Migliorare le informazioni sulle prestazioni ambientali dei prodotti e delle organizzazioni da comunicazione della Commissione al parlamento europeo e al Consiglio*. COM (2013) 196. Brussels.

EPA (1997), *Guideline – Freshwater Invertebrate Acute using TGAI or TEP (FIFRA 158.490)*, in *OPP Pesticide Ecotoxicity Database, Ecological Fate and Effects Division Office of Pesticide Programs*. <https://ecotox.ipmcenters.org/details.cfm?recordID=11666>.

EUROSTAT (2021), *Production of grapes for wine, 2019 (% share of EU-27 total)*.

FALCONE G., DE LUCA A.I., STILLITANO T., STRANO A., ROMEO G., GULISANO G. (2016), *Assessment of Environmental and Economic Impacts of Vine-Growing Combining Life Cycle Assessment, Life Cycle Costing and Multicriterial Analysis*. Sustainability, 8, 1–34.

FALLOON P., SMITH P., COLEMAN K., AND MARSHALL S. (1998), *Estimating the size of the inert organic matter pool for use in the Rothamsted carbon model*. Soil Biology and Biochemistry 30: 1207-1211.

FANTIN V., BUSCAROLI A., BUTTOL P., NOVELLI E., SOLDATI C., ZANNONI D., ZUCCHI G., RIGHI S. (2022) *The RothC Model to Complement Life Cycle Analyses: A Case Study of an Italian Olive Grove*. Sustainability 2022, 14, 569.

FAO (2015), *I suoli permettono di contrastare il cambiamento climatico e di adattarsi ai suoi effetti grazie alla funzione che svolgono all'interno del ciclo del carbonio* in Anno internazionale dei suoli.

FAO (2019), *Measuring and modelling soil carbon stocks and stock changes in livestock production systems* in Guidelines for assessment (Version 1), Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. Rome, FAO 170, pp. 2-7.

FARINA R., MARCHETTI A., FRANCAVIGLIA R., NAPOLI R., DI BENE C. (2017), *Modeling regional soil C stocks and CO2 emissions under Mediterranean cropping systems and soil types* in Agriculture, Ecosystems and Environment 238 (2017) 128–141.

FERRARA C. e DE FEO G. (2018), *Life Cycle Assessment Application to the Wine Sector: A Critical Review* in Sustainability.

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* in Journal of Cleaner Production 172 (2018) 3760-3769.

FRANCAVIGLIA R., COLEMAN K., WHITMORE A.P., DORO L., URRACCI G., RUBINO M., LEDDA L. (2012), *Changes in soil organic carbon and climate change – Application of the RothC model in agro-silvo-pastoral Mediterranean systems* in Agricultural Systems 112(2012) 48-54.

FRYER, J., & WILLIAMS, I. D. (2021). *Regional carbon stock assessment and the potential effects of land cover change*. Science of The Total Environment, 775, 145815.

FUSI A., GUIDETTI R., BENEDETTO G. (2014), *Delving into the environmental aspect of a Sardinian white wine: From partial to total life cycle assessment* in *Science of the Total Environment* 472 (2014) 989–1000.

GENDORF (2016). *Umwelterklärung 2015*, Werk Gendorf Industriepark, www.gendorf.de.

GIONGO V., COLEMAN K., DA SILVA SANTANA M., SALVIANO A.M., OLSZVESKI N., SILVA D.J., CUNHA T.J.F., PARENTE A., WHITMORE A.P., RICHTER G.M. (2020) *Optimizing multifunctional agroecosystems in irrigated dryland agriculture to restore soil carbon - Experiments and modelling*. *Sci Total Environ.* 2020 Jul 10;725:138072. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138072. Epub 2020 Apr 1. PMID: 32298896.

GOGLIO P., SMITH W.N., GRANT B.B., DESJARDINS L.R., MCCONKEY B.G., CAMPBELL C.A., NEMECEK T. (2015), *Accounting for soil carbon changes in agricultural life cycle assessment (LCA): A review*. *J. Clean. Prod.* 2015, 104, 23–39, doi:10.1016/j.jclepro.2015.05.040.

HARGREAVES G. H., SAMANI Z. A. (1985), *Reference crop evapotranspiration from temperature*. *Applied engineering in agriculture*, 1(2), 96-99.

HASUKAWA H., INODA Y., TORITSUKA S., SUDO S., OURA N., SANO T., SHIRATO Y., YANAI J. (2021) *Effect of Paddy-Upland Rotation System on the Net Greenhouse Gas Balance as the Sum of Methane and Nitrous Oxide Emissions and Soil Carbon Storage: A Case in Western Japan*. *Agriculture*. 2021; 11(1):52.

HÉNIN S., DUPUIS M. (1945), *Essai de bilan de la matière organique du sol*. *Ann Agron* 15:17–19.

HILLIER J., WHITTAKER C., DAILEY G., AYLOTT, M., CASELLA E., RICHTER G.M., RICHE A., MURPHY R., TAYLOR G., SMITH P. (2009), *Greenhouse gas emissions from four bioenergy crops in England and Wales: Integrating spatial estimates of yield and soil carbon balance in life cycle analyses*. *GCB Bioenergy* 2009, 1, 267–281.

HUNT R.G. e FRANKLIN W.E., (1996), *LCA — How it came about*. *Int. J. LCA* 1, 4–7.

IANNONE R., MIRANDA S., RIEMMA S., DE MARCO I. (2015), *Improving environmental performances in wine production by a life cycle assessment analysis* in *Journal of Cleaner Production* 111 (2015), 171-180.

ILCD HANDBOOK (2010), *European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance*. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union.

IPCC (2007), *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A.(eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.

IPCC (2018), *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty* in The Intergovernmental Panel on Climate Change.

ISO 10694 (1995), *Soil quality – Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis) (ISO 10694:1995)*, International Organization of Standardization. Geneva, Switzerland.

ISO 14025 (2006), *Environmental labels and declarations — Type III environmental declarations — Principles and procedures*, International Organization of Standardization. Geneva, Switzerland.

ISO 14040 (2006), *Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework (ISO 14040:2006)*, International Organization of Standardization. Geneva, Switzerland.

ISO 14044 (2006), *Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*, International Organization of Standardization. Geneva, Switzerland.

ISPRA (2019), *Emissioni di ammoniaca dall'agricoltura* in *Annuario dei dati ambientali, Macro aree, Agricoltura e Selvicoltura*.

JAKŠIĆ S., NINKOV J., MILIĆ S., VASIN J., BANJAC D., JAKŠIĆ D. AND ŽIVANOV M. (2021), *The State of Soil Organic Carbon in Vineyards as Affected by Soil Types and Fertilization Strategies (Tri Morave Region, Serbia)*, in *Agronomy* 2021,11,9.

JENKINSON D.S, (1990). *The turnover of organic carbon and nitrogen in soil*. *Phil. Trans. R. Soc. London Ser. B*, 329, 361-369.

JHA P., LAKARIA B.L., VISHWAKARMA A.K., WANJARI R.H., MOHANTY M., SINHA N.K., SOMASUNDARAM J., DHERI G.S., DWIVEDI A.K., SHARMA R.P., SINGH M., DALAL R.C., BISWAS A.K., PATRA A.K., CHAUDHARI S.K. (2021). *Modeling the organic carbon dynamics in long-term fertilizer experiments of India using the Rothamsted carbon model*. Ecological Modelling, Elsevier, vol. 450(C).

JOINT REASERCH CENTRE (2012), *European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information*. First edition. February 2012. EUR 25167. Luxembourg. Publications Office of the European Union.

JOURDAINE M., LOUBET P., TREBUCQ S., SONNEMANN G. (2020), *A detailed quantitative comparison of the life cycle assessment of bottled wines using an original harmonization procedure* in Journal of Cleaner Production 250 (2020) 119472.

LACA A., GANCEDO S., LACA A., DÍAZ M. (2020), *Assessment of the environmental impacts associated with vineyards and winemaking. A case study in mountain areas* in Environmental Science and Pollution Research (2021) 28:1204–1223.

LEFEBVRE D., WILLIAMS A., MEERSMANS J., KIRK G.J.D., SOHI S., GOGLIO P., SMITH P., (2020), *Modelling the potential for soil carbon sequestration using biochar from sugarcane residues in Brazil*. Sci. Rep. 2020, 10, 19479.

LITSKAS V.D., IRAKLEOUS T., TZORTZAKIS N., STARVRINIDES M.C. (2017) *Determining the carbon footprint of indigenous and introduced grape varieties through Life Cycle Assessment using the island of Cyprus as a case study*. J. Clean. Prod. 2017, 156, 418–425.

LITSKAS V.D., TZORTZAKIS N., STAVRINIDES M.C. (2020), *Determining the Carbon Footprint and Emission Hotspots for the Wine Produced in Cyprus*. In Atmosphere. 2020; 11(5):463.

MARRAS S., MASIA S., DUCE P., SPANO D., SIRCA C. (2015). *Carbon footprint assessment on a mature vineyard*. Agric. For. Meteorol. 2015, 214–215, 350–356.

MARTIN, M. P., DIMASSI, B., ROMÁN DOBARCO, M., GUENET, B., ARROUAYS, D., ANGERS, D. A., BLACHE, F., HUARD, F., SOUSSANA, J. F., & PELLERIN, S. (2021). *Feasibility of the 4 per 1000 aspirational target for soil carbon: A case study for France*. Global change biology, 27(11), 2458–2477.

- MENESES M., TORRES C.M., CASTELL F. (2016). Sensitivity analysis in a life cycle assessment of an aged red wine production from Catalonia, Spain. *Sci. Total Environ.* 562, 571–579.
- MESFIN, S., GEBRESAMUEL, G., HAILE, M., ZENEBE, A. (2021). *Modelling spatial and temporal soil organic carbon dynamics under climate and land management change scenarios, northern Ethiopia.* *European journal of soil science*, 72, 1298-1311.
- MEYER, R. S., CULLEN, B. R., WHETTON, P. H., ROBERTSON, F. A., & ECKARD, R. J. (2018). *Potential impacts of climate change on soil organic carbon and productivity in pastures of south eastern Australia.* *Agricultural Systems*, 167, 34-46.
- MILÁ I CANALS L., MUÑOZ I., MCLAREN SJ. (2007). *LCA methodology and modelling considerations for vegetable production and consumption* in CES Working Papers 02/07.
- MIPAAF (1992). *Metodo n. 6*, in Approvazione dei metodi ufficiali di analisi chimica del suolo, *Gazzetta Ufficiale*, Supplemento ordinario n.79, serie n. 121 del 25 maggio 1992.
- MIPAAF (1999). *Metodo VII.1*, in Approvazione dei metodi ufficiali di analisi chimica del suolo, *Gazzetta Ufficiale*, Supplemento Ordinario, serie n. 248 del 21 ottobre 1999.
- MISHRA G., JANGIR A., FRANCAVIGLIA R. (2019). *Modeling soil organic carbon dynamics under shifting cultivation and forests using Rothc model.* *Ecological Modelling*, 396, 33-41.
- MISHRA G.K., SARKAR A., GIRI K., NATH A.J., LAL R., & FRANCAVIGLIA R. (2021). *Changes in soil carbon stocks under plantation systems and natural forests in Northeast India.* *Ecological Modelling*, 446, 109500.
- MOHSENI P., BORGHEI A.M., KHANALI M., (2018), *Coupled life cycle assessment and data envelopment analysis for mitigation of environmental impacts and enhancement of energy efficiency in grape production* in *Journal of Cleaner Production* 197 (2018) 937-947.
- MONDINI C., CAYUELA M.L., SINICCO T., FORNASIER F., GALVEZ A., SÁNCHEZ-MONEDERO M.A. (2018). *Soil C Storage Potential of Exogenous Organic Matter at Regional Level (Italy) Under Climate Change Simulated by RothC Model Modified for Amended Soils.* *Front. Environ. Sci.*, 29 November 2018.
- MORAIS T.G., SILVA C., JEBARI A., ÁLVARO-FUENTES J., DOMINGOS T., TEIXEIRA R.F.M. (2018) *A proposal for using process-based soil models for land use Life cycle impact assessment: Application to Alentejo, Portugal.* *J. Clean. Prod.* 2018, 192, 864–876.

MORAIS, TIAGO G., RICARDO F.M. TEIXEIRA, NUNO R. RODRIGUES, AND TIAGO DOMINGOS. (2018) *Characterizing Livestock Production in Portuguese Sown Rainfed Grasslands: Applying the Inverse Approach to a Process-Based Model in Sustainability* 10, no. 12: 4437.

NETO B., DIAS A.C., MACHADO M. (2013). *Life cycle assessment of the supply chain of a Portuguese wine: from viticulture to distribution*. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 590-602.

NGUYEN T.T.H., CORSON M.S., DOREAU M., EUGÈNE M., VAN DER WERF H.M.G. (2013) *Consequential LCA of switching from maize silage-based to grass-based dairy systems*. *Int. J. Life Cycle Assess.* 2013, 18, 1470–1484.

NOTARNICOLA B., SALA S., ANTON A., MCLAREN S.J., SAOUTER E., SONESSON U. (2017), *The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges*, *Journal of Cleaner Production*, Volume 140, Part 2, 2017, Pages 399-409.

NOTARNICOLA B., SALOMONE R., PETTI L., RENZULLI P.A., ROMA R., CERUTTI A.K., (2015), *Life Cycle Assessment in the Agri-food Sector – Case Studies, Methodological Issues and Best Practices*, Springer International Publishing Switzerland, 2015.

OIV (2020), *Produzione di vino 2020 - Prime stime OIV*, 27.10.2020 in Organizzazione internazionale della vigna e del vino.

PARSHOTAM A., TATE K.R., GILTRAP D.J. (1995), *Potential effects of climate and land use change on soil carbon and CO₂ emissions from New Zealand's indigenous forests and unimproved grasslands*. *Weather and climate* 15, 3-12.

PATTARA C., RAGGI A., CICHELLI A. (2012), *Life Cycle Assessment and Carbon Footprint in the Wine Supply-Chain*. *Environ. Manag.* 2012, 49, 1247–1258.

PAUL, K. I., ENGLAND, J. R., BAKER, T. G., CUNNINGHAM, S. C., PERRING, M. P., POLGLASE, P. J., WILSON, B., CAVAGNARO, T. R., LEWIS, T., READ, Z., MADHAVAN, D. B., & HERRMANN, T. (2018). *Using measured stocks of biomass and litter carbon to constrain modelled estimates of sequestration of soil organic carbon under contrasting mixed-species environmental plantings*. *The Science of the total environment*, 615, 348–359.

PAYEN F.T., SYKES A., AITKENHEAD M., ALEXANDER P., MORAN D., MACLEOD M. (2021a), *Soil organic carbon sequestration rates in vineyard agroecosystems under different soil management practices: A meta-analysis* in *Journal of Cleaner Production* 290 (2021) 125736.

PAYEN F.T., SYKES A., AITKENHEAD M., ALEXANDER P., MORAN D., MACLEOD M. (2021b), *Predicting the abatement rates of soil organic carbon sequestration management in Western European vineyards using random forest regression* in *Cleaner Environmental Systems* 2 (2021) 100024.

REGIONE EMILIA-ROMAGNA (2006), *Banca dati geologica 1:10000- unità geologiche- 10 k-FMA12b- Formazione Marnosa- Arenacea – membro di Castel del Rio- litofacies arenaceo- pelitica* in Geoportale. (31-12- 2006)

REGIONE EMILIA-ROMAGNA (2018), *Banca dati geologica, 1:10.000- frane, depositi di versante e depositi alluvionali-10k-bn-Deposito alluvionale attualmente non in evoluzione* in Geoportale. (05-07-2018)

REGIONE EMILIA-ROMAGNA (2018), *carta dei suoli – carta dei suoli di pianura, basso e medio Appennino emiliano-romagnolo, scala 1:50000 e banca dati geologica* in Geoportale. (30-09-2018)

REGOLAMENTO (CE) n. 1005/2009 del Parlamento Europeo e del Consiglio, “*sulle sostanze che riducono lo strato di ozono*” Gazzetta ufficiale dell’Unione europea.

REGOLAMENTO (CE) n. 1221/2009 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 25 novembre 2009 sull’adesione volontaria delle organizzazioni a un sistema comunitario di ecogestione e audit (EMAS), che abroga il regolamento (CE) n. 761/2001 e le decisioni della Commissione 2001/681/CE e 2006/193/CE

REGOLAMENTO (CE) n. 66/2010 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 25 novembre 2009 relativo al marchio di qualità ecologica dell’Unione europea (Ecolabel UE).

REGOLAMENTO (CE) n. 834/2007 del Consiglio, del 28 giugno 2007, relativo alla produzione biologica e all’etichettatura dei prodotti biologici e che abroga il regolamento (CEE) n. 2092/91.

RINALDI S., BONAMENTE E., SCRUCCA F., MERICO M.C., ASDRUBALI F., COTANA F. (2016), *Water and Carbon Footprint of Wine: Methodology Review and Application to a Case Study* in *Sustainability* 2016, 8, 621.

ROMANYAÁ J., CORTINA J., FALLOON P., COLEMAN K. & SMITH P. (2000), *Modelling changes in soil organic matter after planting fast-growing Pinus radiata on Mediterranean agricultural Soils* in *European Journal of Soil Science*, December 2000, 51, 627±641.

RUGANI B., VÁZQUEZ-ROWE I., BENEDETTO G., BENETTO E. (2013), *A comprehensive review of carbon footprint analysis as an extended environmental indicator in the wine sector* in *Journal of Cleaner Production* 54 (2013) 61-77.

SAGGAR S., TATE K.R., FELTHAM C.F., CHILDS C.W., PARSHOTAM A., (1996), *Carbon turnover in a range of allophanic soils amended with ¹⁴C-labelled glucose*. *Soil Biology and Biochemistry* 26, 1263-1271.

SAXTON K.E., RAWLS W.J. (2006), *Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions*. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2006, 70, 1569–1578, doi:10.2136/sssaj2005.0117.

SETAC (1993), *Guidelines for Life-Cycle Assessment: A "Code of Practice"* in Edition 1, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) - Workshop held at Sesimbra, Portugal.

SHIRATO Y., KISHIMOTO-MO A.W., TAKATA Y. (2021) *A modeling approach to estimating N₂O emission derived from loss of soil organic matter for the Japanese greenhouse gas inventory*, *Soil Science and Plant Nutrition*, 67:3, 347-352,

SMITH W.N.; DESJARDINS R.L.; PATTEY E. (2000) *The Net Flux of Carbon from Agricultural Soils in Canada 1970–2010*. *Glob. Chang. Biol.* 2000, 6, 557–568.

TATE K.R., GILTRAP D.J., PARSHOTAM A., HEWITT A.E., ROSS D.J., KENNY G.J., WARRICK R.A., (1996), *Impacts of climate change on soils and land systems in New Zealand*. In: *Greenhouse: coping with Climate Change* (Eds: Bouma WJ, Pearman GI & Manning MR) pp. 190-204, CSIRO Publishing, Melbourne.

VALLI R., MEGLIORALDI S., CORRADI C., VINGIONE M. (2007), *Manuale di viticoltura reggiana*, Consorzio per la tutela dei vini “Reggiano” e “Colli di Scandiano e di Canossa”, Provincia di Reggio Emilia e Consorzio Fitosanitario Provincia di Reggio Emilia.

VÁZQUEZ-ROWE I., RUGANI B., BENETTO E. (2013), *Tapping carbon footprint variations in the European wine sector*, in *J. Clean. Prod.* 2013, 43, 146–155.

VÁZQUEZ-ROWE I., VILLANUEVA-REY P., IRIBARREN D.; TERESA MOREIRA M., FEIJOO G. (2012b), *Joint life cycle assessment and data envelopment analysis of grape production for vinification in the Rías Baixas appellation (NW Spain)*. *J.Clean. Prod.* 2012, 27, 92–102.

VÁZQUEZ-ROWE I.M., VILLANUEVA-REY P., MOREIRA M.T. (2012a), *Environmental analysis of Ribeiro wine from a timeline perspective: Harvest year matters when reporting environmental impacts*. J. Environ. Manag. 2012, 98, 73–83.

VILLANUEVA-REY P., VÁZQUEZ-ROWE I., MOREIRA M.T., FEIJOO G. (2014), *Comparative life cycle assessment in the wine sector: Biodynamic vs. conventional viticulture activities in NW Spain*. J. Clean. Prod. 2014, 65, 330–341.

WANG S., ZHAO Y., WANG J., GAO J., ZHU P., CUI X., XU M., ZHOU B., LU C. (2020) *Estimation of soil organic carbon losses and counter approaches from organic materials in black soils of northeastern China*. J Soils Sediments 20, 1241–1252 (2020).

YAO Z., ZHANG D.; YAO P.; ZHAO N.; LIU N.; ZHAI B.; ZHANG S.; LI Y.; HUANG D.; CAO W., ET AL. (2017) *Coupling life-cycle assessment and the RothC model to estimate the carbon footprint of green manure-based wheat production in China*. Sci. Total. Environ. 2017, 607–608, 433–442.

SITOGRAFIA

www.fao.org

<https://mappe.regione.emilia-romagna.it/>

<https://simc.arpae.it/dext3r/>

<https://www.arpae.it/it/temi-ambientali/clima/dati-e-indicatori/tabelle-climatiche>

<https://sdati-test.datamb.it/erg5-eraclito/>

<https://pestlciweb.man.dtu.dk/secondaryemissions>

https://www.engr.scu.edu/~emaurer/tools/calc_solar_cgi.pl

<https://gabi.sphera.com/>

<https://ecoinvent.org/>

<https://www.gazzettaufficiale.it/>

RINGRAZIAMENTI

A conclusione di questa tesi, desidero ringraziare coloro che mi hanno accompagnata nella realizzazione di questo lavoro, senza i quali non esisterebbe nemmeno.

In primis, un grazie speciale va alla mia relattrice, la Prof.ssa Serena Righi, per la sua disponibilità e tempestività ad ogni mio dubbio, sempre con risposte gentili ricche di conoscenza e passione.

Un sentito grazie anche ai miei correlatori, la Dott.ssa Virginia Lama e il Dott. Denis Zannoni, per avermi seguita con infinita disponibilità in ogni step della realizzazione della tesi e per avermi suggerito puntualmente le giuste modifiche da apportare. In particolare, la Dott.ssa Virginia ha saputo guidarmi nell'articolato modello di valutazione del ciclo di vita sempre con estrema competenza e gentilezza, supportandomi ad ogni passo. D'altro canto, il Dott. Denis è riuscito ad accompagnarmi al meglio nella comprensione del modello RothC, regalandomi molto del suo tempo prezioso e per questo lo ringrazio.

Infine, vorrei ringraziare anche il Dott. Nicolas Greggio per aver reso possibile la raccolta dei dati nelle due aziende vitivinicole e i proprietari per averci aperto le porte di queste.