

Luca Battisti<sup>\*•</sup>, Stefano Menegat<sup>\*\*•</sup>,  
Francesca Silvia Rota<sup>\*\*◦•</sup>, Chiara Lombardini<sup>\*\*\*</sup>,  
Rebecca Chiarello<sup>\*\*</sup>, Erika Maccarone<sup>\*\*</sup>,  
Marco Bagliani<sup>\*\*•</sup>

*Il rapporto cibo-spazio e la sfida della sostenibilità  
ambientale in Italia: una scoping review<sup>1</sup>*

*Parole chiave:* consumo di cibo in Italia, produzione di cibo in Italia, impatti ambientali, olio di oliva, vino, carne rossa.

Il presente lavoro propone una scoping review degli impatti ambientali legati alla produzione e al consumo di cibo in Italia, con un focus su tre importanti filiere nazionali: vino, olio di oliva e carne rossa. La rassegna della letteratura, riportata seguendo il protocollo PRISMA, sottolinea l'importanza di quantificare tali impatti per meglio orientare le politiche tese alla loro riduzione. Le metriche della contabilità ambientale si confermano come strumenti adeguati per questo tipo di analisi. Tuttavia, la ricerca evidenzia anche la limitata varietà degli indicatori utilizzati e la scarsa attenzione dedicata alla dimensione spaziale e territoriale, quale strumento utile a interpretare criticamente gli impatti ambientali delle filiere analizzate, anche al di fuori del contesto nazionale.

\* Università degli Studi di Torino, Dipartimento di Culture, Politica e Società, Lungo Dora Siena 100, 10137 Torino, luca.battisti@unito.it.

\*\* Università degli Studi di Torino, Dipartimento di Economia e Statistica "Cognetti de Martiis", Lungo Dora Siena 100, 10137 Torino, stefano.menegat@unito.it; francesca.rota@unito.it; rebecca.chiarello@edu.unito.it; erika.maccarone@edu.unito.it; marco.bagliani@unito.it.

\*\*\* Università di Helsinki, Dipartimento di Economia e Management e Helsinki Institute of Sustainability Science (HELSUS), P.O Box27 (Latokartanonkaari 5), 00014 Finlandia, chiara.lombardini@helsinki.fi.

• OMERO - Centro interdipartimentale di ricerca in studi urbani e degli eventi, Università di Torino, luca.battisti@unito.it; stefano.menegat@unito.it, francesca.rota@unito.it; marco.bagliani@unito.it.

◦ CNR IRCrES - Istituto di ricerca sulla crescita economica sostenibile, Str. delle Cacce, 73, 10135 Torino, francesca.rota@unito.it.

<sup>1</sup> Il contributo degli autori è riportato di seguito: Concettualizzazione (L.B., M.B., S.M., F.R., C.L.); Metodo (L.B.); Raccolta e analisi dati (L.B., S.M., F.R., R.C., E.M., C.L.); Scrittura testo originale (L.B., S.M., R.C., E.M., F.R., C.L.); Supervisione (L.B., M.B.). Il presente articolo è frutto di una riflessione comune. Tuttavia, la scrittura delle sezioni va così attribuita: Luca Battisti (2; 5); Stefano Menegat (3 per il 50%); Francesca Silvia Rota (4.3); Erika Maccarone (4.1); Rebecca Chiarello (4.2); Chiara Lombardini (3 per il 50%); Marco Bagliani (1; 4 incipit).

Saggio proposto alla redazione il 7 marzo 2023, accettato il 28 giugno 2023.

*Il rapporto cibo-spazio e la sfida della sostenibilità ambientale in Italia: una scoping review*

*The food-space nexus and the challenge of environmental sustainability: a scoping review*

*Keywords:* food consumption in Italy, food production in Italy, environmental impact, olive oil, wine, red meat.

This paper proposes a scoping review of the environmental impacts of food consumption and production in Italy. Specifically, it focuses on three characteristic agro-food productions: wine, olive oil and red meat. The reporting of this review follows the PRISMA statement. The results highlight the importance of quantifying the environmental impacts of food production and consumption with appropriate indicators of environmental accounting. Nevertheless, the research also points out to the limited variety of indicators used and to their poor connection with the territorial dimension, which is useful for critically interpreting the environmental impacts of the supply chains analysed, also outside the national context.

1. INTRODUZIONE. – I sistemi agro-alimentari sono responsabili di numerosi impatti ambientali (Nemecek *et al.*, 2016; Sala *et al.*, 2017). Stime recenti hanno mostrato come il 40% degli impatti ambientali associati allo stile di vita degli europei sia causato dalla produzione e dal consumo di cibo (Sanyé Mengual e Sala, 2023), con notevoli conseguenze in termini di emissioni di gas climalteranti (Crippa *et al.*, 2021), eutrofizzazione (Notarnicola *et al.*, 2017) e perdita di biodiversità (Crenna *et al.*, 2019).

L'intento del presente articolo è di offrire una rassegna dei contributi scientifici che hanno investigato il rapporto tra cibo e impatti ambientali nel contesto italiano, con una particolare attenzione per la dimensione spaziale. Il presupposto da cui muove l'analisi è che il rapporto tra cibo, spazio e sostenibilità rappresenti una chiave di lettura fondamentale per l'interpretazione delle trasformazioni sociali, economiche e culturali che, a diverse scale, determinano l'emergere di nuove dinamiche interne ai contemporanei sistemi del cibo (Forno e Maurano, 2016) e l'individuazione delle pressioni che essi esercitano sull'ambiente (Wiskerke, 2009). Si propone dunque una *scoping review* della letteratura scientifica internazionale sul rapporto cibo-impatti ambientali in Italia, prendendo in considerazione i due ambiti complementari del consumo e della produzione. In particolare, rispetto alla produzione, la presente analisi si focalizza su tre importanti filiere agro-alimentari tradizionali per l'Italia: olio di oliva, vino e carne rossa. Al loro interno sono comprese sia le produzioni di tipo convenzionale, sia quelle delle filiere 'corte' o basate su metodi biologici certificati. Sulla base dei risultati ottenuti, si propone una prima restituzione critica delle rappresentazioni del rapporto tra cibo e impatti ambientali che emergono con riferimento al contesto italiano.

In generale, la letteratura conferma che la produzione e il consumo di cibo in Italia provocano impatti ambientali significativi e diversificati. Le metriche della contabilità ambientale (es. Life Cycle Assessment-LCA, Carbon Footprint-CF o Impronta Carbonica, Ecological Footprint-EC o Impronta Ecologica, Water Footprint-WF o Impronta Idrica) risultano tra gli strumenti più utilizzati e appropriati per la quantificazione di tali impatti. Emerge tuttavia una diffusa criticità che riguarda l'interpretazione dei risultati, spesso realizzata senza un'adeguata considerazione del contesto territoriale di riferimento. Investigare la dimensione spaziale degli impatti è invece estremamente importante poiché consente di contestualizzare e territorializzare le complesse relazioni tra produzione e consumo di cibo e interpretare correttamente i risultati ottenuti, attraverso la ricostruzione delle filiere produttive e delle eventuali delocalizzazioni degli impatti.

2. METODOLOGIA DI ANALISI DELLA LETTERATURA. – La *scoping review* della letteratura (Pham *et al.*, 2014) è stata condotta dagli autori nel periodo tra ottobre 2022 e marzo 2023, esaminando i contributi in lingua inglese pubblicati fino al 31 marzo 2023 nelle banche dati di Scopus e Web of Science (WOS). La *review* è stata condotta a partire dall'identificazione di una doppia struttura di parole-chiave e operatori booleani (la prima declinata con riferimento al consumo di cibo, la seconda relativa ai tre prodotti agro-alimentari considerati: olio di oliva, vino e carne rossa) ed è stata riportata in modo sistematico seguendo il *Preferred Reporting Items for Systematic Review and Meta-Analysis (PRISMA) Statement* (Sarkis-Onofre *et al.*, 2021).

Sono state analizzate le ricerche nazionali e internazionali, strettamente pertinenti agli impatti ambientali delle filiere dei prodotti agro-alimentari identificati, con un focus specifico sul territorio italiano. La struttura utilizzata, ovvero le stringhe di ricerca, il numero di articoli risultante e il numero di articoli selezionati per l'analisi qui proposta, sono riportati nella Tabella 1.

Le parole-chiave potevano essere contenute nel titolo, nell'abstract o nella sezione *keyword* degli articoli presenti nelle due banche dati selezionate per la rassegna. Per i prodotti agro-alimentari, la ricerca ha previsto di considerare i soli *review articles*. Tale filtro non è stato invece applicato nell'analisi riguardante il consumo di cibo. In seguito, a valle della rassegna riportata seguendo il protocollo PRISMA, è stato abbinato un altro approccio di ricerca, definito *snowballing* (Wohlin *et al.*, 2022), che riguarda l'identificazione, a partire da un articolo precedentemente selezionato, di altri studi interessanti che citano tale articolo (*forward snowballing*) o che sono citati da tale articolo (*backward snowballing*). Complessivamente, nel presente contributo, sono stati analizzati 66 articoli, riferibili a quattro categorie di argomenti (Tab. 1).

*Il rapporto cibo-spazio e la sfida della sostenibilità ambientale in Italia: una scoping review*

*Tab. 1 - Criteri utilizzati per la rassegna bibliografica (stringhe di ricerca), risultati ottenuti e numero di contributi selezionati*

<i>Argomento - Impatti ambientali</i>	<i>Consumo di cibo</i>		<i>Produzione di olio di oliva</i>		<i>Produzione di vino</i>		<i>Produzione di carne rossa</i>							
Stringa di ricerca	("Food consumption" OR "food pattern*" OR diet OR "dietary pattern*") AND (Italy OR italian) AND ("carbon footprint" OR "environmental impact*" OR "environmental footprint*" OR "water footprint" OR eutrophication OR "climate change" OR "ecological impact" OR "biodiversity")		"Olive oil production" AND "environ- mental impact" AND "Italy". Filtro tipo di documento: review		"Olive oil production" AND "environ- mental impact" AND "Italy". Filtro tipo di documento: review		"Wine production" AND "environ- mental impact" AND "Italy". Filtro tipo di documento: review		"Wine production" AND "environ- mental impact" AND "Italy". Filtro tipo di documento: review		"Red meat" OR "beef" AND "environ- mental impact" AND "Italy". Filtro tipo di documento: review		"Red meat" OR "beef" AND "environ- mental impact" AND "Italy". Filtro tipo di documento: review	
Database	WOS	Scopus	WOS	Scopus	WOS	Scopus	WOS	Scopus	WOS	Scopus	WOS	Scopus		
N. totale di record	151+93	263	10	49	29	63	8	188						
N. duplicati rimossi		95		3		11		0						
N. record valutati		412		56		81		196						
N. record non attinenti		387		52		71		189						
N. di record inclusi		25		4		10		7						
Snowballing		SI/NO		SI		SI		SI						
N. record (snowballing)		6		12		1		8						
Totale records inclusi		31		9		11		15						

3. IMPATTI AMBIENTALI DEL CONSUMO DI CIBO IN ITALIA. – L'analisi della letteratura conferma che gli impatti ambientali dovuti al consumo alimentare in Italia sono molteplici e rilevanti e vengono quantificati con diverse metriche. Tra gli studi identificati nella rassegna, gli indicatori più usati sono: l'impronta

L. Battisti, S. Menegat, F.S. Rota, C. Lombardini, R. Chiarello, E. Maccarone, M. Bagliani

carbonica (9 articoli), l'impronta idrica (5 articoli) e l'impronta ecologica (4 articoli) (Tab. 2).

Tab. 2 - Studi volti a misurare gli impatti ambientali del consumo di cibo in Italia: indicatori<sup>2</sup>, fonti bibliografiche utilizzate, tipologia di dieta più sostenibile individuata nello studio (eg. dieta mediterranea, dieta vegetariana, ecc.) e impatto ambientale della dieta più sostenibile

Articolo	Impronta ecologica	Impronta carbonica (CF)	Impronta idrica (WF)	Fonti consumo di cibo	Fonti impatti ambientali	Dieta più sostenibile	Impatto dieta più sostenibile
	gha/ p.c./ anno	kgCO <sub>2</sub> eq p.c./ anno	m <sup>3</sup> / p.c./ anno				u/ p.c./ anno
Altiok <i>et al.</i> (2021)	1,1			UN, GTAP10, COICOP Land Use Matrix (CoLUM)			
Castaldi <i>et al.</i> (2022)		1.628		FAO Food Balance Sheets (2017)	Petersson <i>et al.</i> (2021)	Mediterranea (Davis <i>et al.</i> , 2015; Bach-Faig <i>et al.</i> , 2011)	843±51 kgCO <sub>2</sub> eq
Galli <i>et al.</i> (2017)	0,7			Consumption LandUse Matrix (CLUM)			
Germani <i>et al.</i> (2014)	0,9	1.253	871	INRAN-SCAI 2005-06	Ewing <i>et al.</i> , 2010; JRC- European Platform LCA, 2007; Hoekstra <i>et al.</i> , 2011	Mediterranea (Del Balzo <i>et al.</i> , 2012)	886 kgCO <sub>2</sub> eq 716 m <sup>3</sup> 0,67 gha
Mertens <i>et al.</i> (2020)		1.296- 2.194		INRAN-SCAI 2005-06	SHARP-ID	Rimpiazzamento carne con sostituti e/o integratori	1.296-1.548 kgCO <sub>2</sub> eq

<sup>2</sup> L'impronta carbonica (Wiedmann e Minx, 2008) misura le emissioni totali di gas a effetto serra derivanti da un'attività o da un prodotto, durante tutto il loro ciclo di vita. Nella tabella si fa riferimento all'impronta carbonica annua pro capite derivante dal consumo di cibo in Italia, misurata in kg di emissioni di anidride carbonica equivalente per anno (kgCO<sub>2</sub>eq/p.c./anno). L'impronta idrica di una popolazione misura la quantità di acqua dolce necessaria per la produzione dei beni e servizi consumati dalla popolazione in un certo lasso di tempo (Hoekstra e Chapagain, 2007). In tabella la misura è riportata in metri cubi pro capite per anno (m<sup>3</sup>/p.c./anno). L'impronta ecologica misura l'area di terreno produttivo necessaria per produrre i materiali e l'energia per sostenere i consumi della popolazione di una certa area geografica (per esempio di una città, regione o di un intero paese) per un certo periodo di tempo, nonché per assorbire le emissioni inquinanti risultanti da tale consumo (Wackernagel e Rees, 1996). In Tab. 2 è riportata la misura in ettari globali pro capite per anno per tutta la popolazione residente nel territorio italiano (gha/p.c./anno).

*Il rapporto cibo-spazio e la sfida della sostenibilità ambientale in Italia: una scoping review*

Tab. 2 - Segue

Articolo	Impronta ecologica	Impronta carbonica (CF)	Impronta idrica (WF)	Fonti consumo di cibo	Fonti impatti ambientali	Dieta più sostenibile	Impatto dieta più sostenibile
	<i>ghal/ p.c./ anno</i>	<i>kgCO<sub>2</sub>eq p.c./ anno</i>	<i>m<sup>3</sup>/ p.c./ anno</i>				<i>u/ p.c./ anno</i>
Mertens <i>et al.</i> (2019)		1.898		INRAN-SCAI 2005-06	SHARP-ID		
Minotti <i>et al.</i> (2022)		1.487	1.512	FAO Food Balance Sheets (2020)	Petersson <i>et al.</i> (2021)	Dieta desiderabile (Riccardi <i>et al.</i> , 2022)	782 kgCO <sub>2</sub> eq 1137 m <sup>3</sup>
Rosi <i>et al.</i> (2017)	0,9±0,2	1.445±356	1.146±265	Interviste	Impact database of the Barilla Centre for Food and Nutrition	Vegana Vegetariana Vegana	853±181 kgCO <sub>2</sub> eq 841±154 m <sup>3</sup> 0,5±0,1gha
Vanham <i>et al.</i> (2021)			1.447	FAO Food Balance Sheets (2020)	Mekonnen and Hoekstra (2011, 2012)	EAT-Lancet	752 m <sup>3</sup>
Vieux <i>et al.</i> (2018)		1.515-1.878		INRAN-SCAI 2005-2006	Hartikainen e Pulkkinen (2016)	Raccomandazioni EFSA	458-592 kgCO <sub>2</sub> eq
Vinci <i>et al.</i> (2022)		3.410		Coldiretti, ISMEA, ISTAT	SimaPro 9.2.2	Mediterranea (LARN, 2008)	1.408 kgCO <sub>2</sub> eq
Vitale <i>et al.</i> (2021)		1.465		FAO Food Balance Sheets (2020)	Naja <i>et al.</i> (2018)	EAT-Lancet	740 kgCO <sub>2</sub> eq
Zucchini <i>et al.</i> (2021)			1.638	INRAN-SCAI 2005-2006	Hoekstra <i>et al.</i> (2011)	"PISA" - onnivora	964 m <sup>3</sup>

Tra questi indicatori, l'impronta ecologica è l'unica che adotta esplicitamente un'unità di misura spaziale, collegando il consumo di cibo all'area di terreno produttivo necessaria per sostenerlo, fornendo così una quantificazione degli ettari 'globali' necessari tanto alla produzione agricola quanto all'assorbimento degli impatti ambientali relativi. In Italia, si stima che i consumi alimentari siano responsabili di una percentuale compresa tra il 16% (0,7 gha) e il 25% (1,1 gha) dell'impronta ecologica pro capite media nazionale (Altiok *et al.*, 2021; Galli *et al.*, 2017; Germani *et al.*, 2014; Rosi *et al.*, 2017). Nonostante l'Italia, con 4,5 gha pro capite, figuri al terzo posto dopo Francia e Slovenia tra i Paesi mediterranei con più elevata impronta ecologica, la percentuale dovuta al consumo alimentare risulta essere la sesta, con un valore comunque superiore alla media (Galli *et al.*, 2017). L'Italia è però il maggiore importatore netto di impronta ecologica tra i paesi con-

siderati, a causa dell'elevata dipendenza del sistema agroalimentare nazionale dalle importazioni di prodotti cerealicoli e zootecnici, soprattutto da Francia, Cina e Brasile (Galli *et al.*, 2017). A contribuire maggiormente all'impronta ecologica della dieta italiana sono soprattutto la carne (32%), i prodotti a base di cereali (19%), i prodotti ittici (11%), oli e grassi (10%) (Altiok *et al.*, 2021). In tal senso, una riduzione del consumo di cibi di origine animale ridurrebbe sensibilmente l'impronta ecologica della dieta italiana. Osservando diversi stili di vita e diete di un campione di persone residenti in Italia, Rosi e collaboratori (2017), per esempio, hanno stimato che l'impronta ecologica di consumatori vegani e vegetariani sia di circa il 40% più bassa rispetto agli onnivori.

Le molteplici stime dell'impronta carbonica del consumo alimentare italiano in termini di emissioni di GHGs variano da 1.253 a 3.410 kgCO<sub>2</sub>eq/p.c./anno (Castaldi *et al.*, 2022; Germani *et al.*, 2014; Minotti *et al.*, 2022; Rosi *et al.*, 2017; Vieux *et al.*, 2018; Vinci *et al.*, 2022; Vitale *et al.*, 2021), con differenze da attribuirsi prevalentemente alle diverse fonti utilizzate (vedi Tab. 2). Mertens *et al.* (2019) evidenziano come la dieta italiana abbia impatti inferiori alle diete di Repubblica Ceca, Francia e Danimarca. Castaldi *et al.* (2022) stimano però che le emissioni giornaliere della dieta italiana siano superiori alla media di 21 paesi europei del 12%.

Le stime dell'impronta idrica del consumo alimentare italiano variano da 871 a 1.638 m<sup>3</sup>/p.c./anno (vedi Tab. 2). Vanham *et al.* (2021) stimano che l'impronta idrica della dieta italiana sia la più alta tra quelle dei paesi che si affacciano sul Mar Mediterraneo, a causa dell'elevato consumo di prodotti zootecnici, caseari, cerealicoli e di olio di oliva (Vanham *et al.*, 2021; Rosi *et al.*, 2017).

Non solo la composizione, ma anche l'eccessivo apporto calorico ha conseguenze dirette sull'impatto ambientale della dieta italiana. Nel 2019, il 43,5% dei soggetti di sesso maschile e il 28% di quelli di sesso femminile erano in sovrappeso e il 11,7% e il 9,8% soffrivano di obesità (Franco *et al.*, 2022). Franco *et al.* (2022) stimano in 6,15 MT di CO<sub>2</sub>eq/anno l'ammontare delle emissioni attribuibili al cibo consumato in eccesso nella dieta degli italiani. Al consumo di cibo di un individuo con sovrappeso è associato in media un +12% di emissioni di GHGs e ad un individuo affetto da obesità il 24% in più rispetto a quelle di un individuo normopeso. Usando dati raccolti tramite interviste, Gualtieri *et al.* (2023) hanno calcolato in circa 2,9 kgCO<sub>2</sub>eq le emissioni di GHGs per i consumi alimentari quotidiani di una persona sottopeso (indice di massa corporea BMI ≤ 18,49 kg/m<sup>2</sup>), 3,1 kgCO<sub>2</sub>eq per i consumi di un normopeso e in circa 3,3 kgCO<sub>2</sub>eq per una persona con obesità (BMI ≥ 30,49 kg/m<sup>2</sup>). In tal senso, Mertens *et al.* (2019) stimano che con una riduzione media tra le 150 e le 230 kcal/giorno per le persone con BMI sopra la media si potrebbe ridurre del 6-9% l'emissione di GHGs. A livello nazionale, la ripartizione geografica degli impatti ambientali legati alla so-

vranutrizione coinvolge maggiormente il Sud e le Isole (31,6%), seguiti dal Nord-Ovest (26,6%), dal Centro (22,2%) e dal Nord-Est (19,1%) (Franco *et al.*, 2022). La sovranutrizione ha un grosso impatto anche sul consumo idrico legato alla dieta, arrivando a generare una differenza fino a 700 litri pro capite al giorno tra persone affette da obesità e persone sottopeso (Gualtieri *et al.*, 2023)

Nel contesto europeo, il sistema agro-alimentare italiano si colloca tra quelli più efficienti, con un livello medio di perdite dal lato della produzione molto ridotto e con un maggiore livello di spreco alimentare domestico (Lin *et al.*, 2022). Corrado e collaboratori (2019) stimano che il 15-21% delle emissioni totali di GHGs della dieta italiana sia da attribuirsi alla preparazione del cibo in casa e un addizionale 11-13% allo spreco di cibo entro le mura domestiche.

L'impatto ambientale associato al consumo di cibo (e quindi alla dieta media della popolazione) varia sensibilmente a seconda delle abitudini alimentari espresse da gruppi di consumatori con caratteristiche socioeconomiche e stili di vita diversi. Vieux *et al.* (2018) stimano che l'impatto della dieta italiana sull'emissione di GHGs sarebbe di 1.878 kgCO<sub>2</sub>eq/anno per gli uomini e 1.515 kgCO<sub>2</sub>eq/anno per le donne. Rosi *et al.* (2017) arrivano a valori sensibilmente più ridotti di impronta carbonica per consumatori vegani e vegetariani (vedi Tab. 2).

Diversi studi stimano il potenziale di riduzione degli impatti associati al consumo di cibo usando la dieta mediterranea come dieta di riferimento (Castaldi *et al.*, 2022; Germani *et al.*, 2014; Vinci *et al.*, 2022; vedi Tab. 2). La dieta mediterranea, infatti, è da molti considerata una dieta sana (Katz e Meller, 2014) e sostenibile (Burlingame e Dernini, 2011; Portugal-Nunes *et al.*, 2021). Tuttavia, la dieta media italiana oggi è piuttosto lontana dalla dieta della tradizione mediterranea (Castaldi *et al.*, 2022; Da Silva *et al.*, 2009; Vilarnau *et al.*, 2019; Vitale *et al.*, 2021), con un sovraconsumo di proteine animali che contribuisce al 70% dell'eccesso giornaliero di GHGs (e la carne del 60%) se paragonato a quello della dieta mediterranea tipo (Castaldi *et al.*, 2022). Castaldi *et al.* (2022) stimano che l'impronta carbonica associata ad un pattern ideale di dieta mediterranea sarebbe di 2,31±0,14 kgCO<sub>2</sub>eq/p.c./giorno: un valore in linea con i 2,49 kgCO<sub>2</sub>eq/p.c./giorno stimati per una dieta sana e sostenibile dalla EAT-Lancet Commission (Willett *et al.*, 2019).

L'Italia, invece, produce una impronta carbonica di 4,46 kgCO<sub>2</sub>eq/p.c./giorno. Vanham *et al.* (2021) mostrano come una maggiore aderenza alla dieta mediterranea possa diminuire l'impronta idrica delle diete attuali, ma nel contempo mantenere un impatto superiore a quello di una dieta che segua le indicazioni EAT-Lancet, soprattutto a causa del maggiore consumo di olio di oliva e di frutta. Vitale e collaboratori (2021) calcolano che il rispetto delle linee guida della dieta mediterranea potrebbe dimezzare le emissioni di GHGs. I risultati ottenuti da Vinci *et al.* (2022), oltre a corroborare queste stime, evidenziano come il passaggio



ad uno stile di consumo alimentare più mediterraneo potrebbe generare benefici economici, ridurre l'emissione di sostanze tossiche per gli ecosistemi ed apportare benefici diretti per la salute dei consumatori. Inoltre, Minotti *et al.* (2022) hanno stimato che l'adozione di una dieta più prossima a quella mediterranea potrebbe ridurre i rischi di malattie cardiovascolari legati all'alimentazione di circa il 21%, per un risparmio di circa 1,5 miliardi di euro per il Sistema Sanitario Nazionale, grazie soprattutto al ridotto consumo di carne, grassi e zuccheri e al maggiore consumo di grani integrali, frutta, verdura, leguminose e prodotti ittici. Usando i dati sui consumi alimentari in cinque paesi europei (inclusa l'Italia), Vieux *et al.* (2020) evidenziano come si possano rinvenire almeno sei gruppi con abitudini sensibilmente diverse per quanto riguarda tipologia e quantità di prodotti consumati. Una delle diete analizzate, in particolare, risulta più aderente al modello della dieta mediterranea, implicando un ridotto consumo di carne, bevande alcoliche e zuccherate. Rappresentando lo stile di consumo di circa il 18% del campione, tale dieta si mostra anche tra le più sostenibili, essendo responsabile di emissioni di GHGs del 21% inferiori rispetto alla media (Vieux *et al.*, 2020).

In Italia l'aderenza a diete più sostenibili, ed in particolare alla dieta mediterranea, è maggiore in soggetti con un più alto livello di reddito e d'istruzione (Biasini *et al.*, 2021; Cavaliere *et al.*, 2018) e in soggetti di sesso femminile (Biasini *et al.*, 2021; Vieux *et al.*, 2020). Cavaliere *et al.* (2018) pertanto suggeriscono che una riduzione delle disparità socioeconomiche e di genere porterebbe come co-beneficio ad un consumo di cibo più sano e sostenibile. D'altro canto, occorre notare come una riduzione nel consumo di carne sia associata, in generale, a un risparmio economico che potrebbe rendere l'aderenza a diete meno impattanti più accessibile e attrattiva (Minotti *et al.*, 2022).

I valori medi delle emissioni di GHGs nascondono differenze territoriali e socioeconomiche importanti. Ad esempio, il consumo di carne rossa, la fonte più significativa di emissioni di GHGs, risulta molto più elevato per gli uomini (728 g/settimana) che per le donne (539 g/settimana) (Farchi *et al.*, 2015). Il consumo di carne rossa risulta poi più elevato per gli uomini residenti nelle regioni del Nord-Ovest, mentre le donne residenti nelle regioni del Sud e nelle Isole ne consumano quantitativi significativamente inferiori (Michelozzi *et al.*, 2015). Anche il consumo di carni lavorate è più frequente tra i residenti del Nord rispetto a quelli del Sud (Di Novi e Marenzi, 2022). Si possono poi osservare importanti differenze tra generazioni: i nati tra il 1926 e il 1955 tendono a consumare più carne rispetto ai nati tra il 1956 e il 1980 (Di Novi e Marenzi, 2022).

Altri autori esaminano varianti di diete che aderiscono alle linee guida nutrizionali (Tab. 2). Corrado *et al.* (2019) valutano la differenza tra tre diete conformi alle linee guida della Società italiana di Nutrizione Umana in termini di emissioni di GHGs: una dieta onnivora produrrebbe 3,24-3,92 kgCO<sub>2</sub>eq/p.c./giorno

contro i 2,76-3,20 kgCO<sub>2</sub>eq/p.c./giorno di una dieta vegetariana e i 2,61-3,13 kgCO<sub>2</sub>eq/p.c./giorno di una dieta vegana. Donati *et al.* (2016) identificano una dieta che coniuga l'aderenza alle linee guida con valori ridotti di emissioni di GHGs (-51%), uso della terra (-26%) e consumo d'acqua (-9%), e che non è più costosa della dieta corrente italiana. Tuttavia, questa dieta richiede cambiamenti molto radicali e difficilmente raggiungibili, tra cui: eliminare totalmente il consumo di carni e pesce e accrescere il consumo di leguminose dallo 0,3% al 7% dell'apporto calorico. Ferrari *et al.* (2020) individuano una dieta nutrizionalmente bilanciata che allo stesso tempo consentirebbe una riduzione nell'emissione di GHGs del 48% per gli uomini e del 50% per le donne. Anche questa dieta implica una riduzione del consumo di carni rosse, che passerebbe da una media giornaliera di 73 g per gli uomini e 54 g per le donne a 10 g, mentre il consumo di carni lavorate verrebbe azzerato (attualmente è di 36 g per gli uomini e 24 g per le donne) (Ferrari *et al.*, 2020). Vieux *et al.* (2020) hanno ottenuto scenari simili, mostrando come una sostanziale contrazione nel consumo di carni rosse potrebbe condurre a una riduzione nell'emissione di GHGs pari al 68% per gli uomini e al 69% per le donne. La contemporanea riduzione del consumo di zuccheri, grassi ed alcool a vantaggio di frutta, verdura e pesce potrebbe quindi evitare l'emissione di circa il 30% dei GHGs dovuti ai consumi alimentari (Vieux *et al.*, 2018). Dal punto di vista dei consumi idrici, Zucchinelli *et al.* (2021) hanno mostrato come, anche nel caso italiano, l'adozione di diete più sane e equilibrate, siano esse onnivore, vegetariane o vegane, implicherebbe una riduzione netta dell'impronta idrica. Gli autori osservano tuttavia come una transizione verso diete vegetariane e vegane potrebbe incrementare gli impatti in termini di consumi idrici sui paesi esportatori di frutta e verdura, che già oggi sono i paesi maggiormente afflitti da scarsità idrica. Laine *et al.* (2021) sottolineano altresì come una maggiore aderenza alle linee guida EAT-Lancet, oltre a ridurre le emissioni di GHGs e l'utilizzo di suolo fertile, genererebbe consistenti benefici per i consumatori europei ed italiani in termini di riduzione del rischio di contrarre cardiopatie, tumori e malattie respiratorie.

4. IMPATTI AMBIENTALI DELLA PRODUZIONE DI OLIO DI OLIVA, VINO E CARNE ROSSA IN ITALIA. – Nelle sottosezioni seguenti si approfondiscono le principali valutazioni condotte dalla letteratura internazionale con riferimento agli impatti ambientali delle filiere produttive di olio di oliva, vino e carne rossa in Italia. In particolare, vengono esaminati i *boundaries*<sup>3</sup> di sistema, le unità funzionali<sup>4</sup> e gli indicatori utilizzati.

<sup>3</sup> Con il termine *boundaries* si intendono i confini adottati nella contabilizzazione degli impatti.

<sup>4</sup> Per unità funzionale si indica la quantità fisica riguardante la produzione di cibo a cui viene riferito l'impatto ambientale. Ad es. chili di frutta raccolta, litri di vino prodotto, ettari di terreno coltivato.

4.1 *Gli impatti ambientali della produzione di olio di oliva.* – La produzione di olio di oliva è un'industria tipica dell'area mediterranea: in questi territori l'olivo è un elemento caratterizzante del paesaggio così come del patrimonio culturale ed economico (Rapa e Ciano, 2022).

Le *review* inerenti la filiera dell'olio di oliva, strettamente pertinenti agli impatti ambientali, analizzano soprattutto studi che adottano la metodologia *Life Cycle Assessment* (LCA). La letteratura evidenzia due obiettivi primari delle ricerche: l'identificazione degli *hotspot* ambientali della filiera, al fine di studiare proposte di mitigazione; il confronto di prestazioni ed efficienza di diversi sistemi produttivi. Gli studi si concentrano prevalentemente nelle regioni del Centro e del Sud Italia, con metodi che si basano sulla raccolta di dati primari sul campo e sulla somministrazione di questionari o interviste. Sovente vengono anche integrati dati secondari.

Le *review* analizzate evidenziano metodi eterogenei di presentazione dei risultati, rendendo difficile l'interpretazione ed il confronto degli stessi. Le motivazioni riguardano la diversità nella scelta delle unità funzionali, dei *boundaries* di sistema, degli indicatori di impatto, dei *database* consultati e dalla qualità del prodotto analizzato. A tal proposito, le tipologie di olio di oliva considerate sono: extra-vergine, puro e raffinato. Gli standard di qualità del prodotto finale influenzano fortemente le tecniche di estrazione e raffinazione adottate: ad una maggiore lavorazione corrisponde un crescente impiego di *input* e, quindi, maggiori impatti e costi ambientali.

La maggior parte dei casi-studio analizzati utilizza un confine di sistema *from cradle to gate*: le fasi di coltivazione delle olive e di estrazione dell'olio sono quelle che catturano il maggiore interesse. Fa eccezione il lavoro di Accorsi *et al.* (2015), che è focalizzato unicamente sul processo di confezionamento. Inoltre, non tutti i casi studio valutano la fase di imbottigliamento o la gestione dei rifiuti prodotti. Rinaldi *et al.* (2014) ampliano il confine di sistema fino alla fase di distribuzione, esaminando il congelamento dell'olio, il trasporto al magazzino e al domicilio del consumatore. Non si riscontra un'uniformità nella scelta delle unità funzionali (UF): vengono adottate diverse unità di massa, di volume o di superficie. Il riferimento più frequente è rappresentato dalla bottiglia di vetro.

Nella filiera di produzione dell'olio di oliva emergono due fasi preponderanti nel determinare gli impatti ambientali: la coltivazione delle olive e la produzione di imballaggi. La fase agricola è responsabile dell'emissione di GHGs quali anidride carbonica (CO<sub>2</sub>) e protossido di azoto (N<sub>2</sub>O): le emissioni dirette di campo sono dovute all'applicazione di fertilizzanti e all'uso di carburante che alimenta le macchine agricole. Le emissioni indirette sono causate dalla produzione di concimi e pesticidi sintetici e dall'energia richiesta sia dai macchinari che per il pompaggio di acqua dolce destinata all'irrigazione. Cappelletti *et al.* (2014) stimano che il

90% del fabbisogno energetico sia soddisfatto da fonti di origine non rinnovabile. Con riferimento all'imbottigliamento, nello studio condotto da Maffia *et al.* (2020), la fase di confezionamento contribuirebbe per il 60% ai costi ambientali totali, a causa delle emissioni di GHGs, dell'esaurimento delle risorse fossili e degli effetti in termini di tossicità per gli umani (Ncube *et al.*, 2022). In aggiunta, l'analisi energetica condotta da Guarino *et al.* (2019) dimostra che la produzione delle bottiglie rappresenta l'80% del fabbisogno energetico dell'intera filiera. Tuttavia, i materiali utilizzati per l'imballaggio sono vari e possono essere associati ad impatti ambientali di grado diverso (Accorsi *et al.*, 2015). Solamente uno studio considera la produzione di olio di oliva destinata all'esportazione di lungo raggio, prevedendo un sistema di conservazione con congelamento a  $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$  e la distribuzione tramite aereo (Rinaldi *et al.*, 2014). Tre studi calcolano le emissioni di GHGs: Rinaldi *et al.* (2014), adottando un confine di sistema *from cradle to gate*, ottengono una CF pari a 17,53 kg di  $\text{CO}_2\text{eq}$ /litro. Pattara *et al.* (2016), invece, ottengono valori inferiori. Confrontando il solo processo di coltivazione, emerge che nel primo caso la CF corrisponde a 3,24  $\text{kgCO}_2\text{eq}$ /litro, mentre nel secondo si riscontra un valore compreso tra 3,34 e 7,74  $\text{kgCO}_2\text{eq}$  riferito ad un volume pari a 5 litri. Proietti *et al.* (2016) ottengono una CF compresa tra 0,67 e 4,47  $\text{kgCO}_2\text{eq}$ /litro per l'intero sistema considerato. Parte di questa disomogeneità di risultati potrebbe essere dovuta all'eterogeneità delle caratteristiche delle aziende agricole e alle differenti pratiche di coltivazione adottate. In alcuni studi viene redatto e presentato un bilancio del carbonio da cui emerge che, in generale, la coltivazione biologica sembra mostrare *performance* migliori per tutte le categorie di impatto misurato (Pattara *et al.*, 2016; Proietti *et al.*, 2016; Guarino *et al.*, 2019). Infine, si intende sottolineare come le fasi di lavorazione ed estrazione dell'olio producano scarti e sottoprodotti gestibili in un'ottica di economia circolare e, quindi, utilizzabili come ammendanti (Salomone e Ioppolo, 2012) o come combustibile a fini energetici (Ncube *et al.*, 2022).

4.2 *Impatti ambientali della produzione di vino.* – Da una stima dell'*Organization of Vine and Wine* (OIV, 2019), la superficie vitata globale si estende per circa 7,4 milioni di ettari. In Italia il vino rappresenta un prodotto agricolo di primaria importanza, sia in termini di quantità che di valore economico (Aivazidou e Tsolakis, 2020). Inoltre, il Paese si attesta tra i leader del settore, producendo più della metà del vino presente sul mercato (Ferrara e De Feo, 2018).

La quasi totalità delle *review* selezionate valuta gli impatti ambientali tramite l'approccio LCA. Ciò nondimeno, dalla letteratura emerge un problema comune dato dalla difficoltà di comparare tra le diverse analisi. Gli studi LCA pubblicati riguardanti il settore vitivinicolo sono caratterizzati da ampia variabilità nei risultati, giustificata da gradi di libertà metodologiche (Zambelli *et al.*, 2023). Tali liber-

tà si manifestano nella possibilità di utilizzare strumenti di applicazione della LCA differenti, attraverso l'impiego di diversi software per l'attribuzione degli impatti, banche dati e metodologie. Dall'analisi della letteratura emerge anche l'importanza della conduzione del *Life Cycle Inventory* (LCI) (Casolani *et al.*, 2022). Jourdaine *et al.* (2020) hanno inoltre tentato di sviluppare una procedura di armonizzazione degli studi utilizzando come fattori di conversione i dati presenti nel *database* Ecoinvent, in quanto ritenuto uno strumento utile e aggiornato per le valutazioni LCA e la modellizzazione effettuata *ad hoc*.

All'interno degli studi LCA, si utilizzano diversi *boundaries* per l'attribuzione degli impatti della produzione e le fasi produttive sono classificate in tre categorie: *upstream*, che considera lo stadio di impianto e coltivazione dei vitigni; *corestream*, ossia la fase di vinificazione e confezionamento; ed infine *downstream*, che include la distribuzione e il fine vita del prodotto o *end of life* (EOL) (Zambelli *et al.*, 2023). La *Product environmental footprint* (PEF), come anche gli standard ISO, suggeriscono un modello *from cradle to grave* che si basa sulla contabilizzazione degli impatti ambientali lungo l'intera filiera della produzione e del consumo (Tsalidis *et al.*, 2022). Tuttavia, sono limitate le analisi che considerano le fasi di impianto ed EOL. Inoltre, per queste ultime il calcolo viene eseguito attraverso assunzioni, rendendo difficilmente confrontabili i risultati. Considerando il reperimento dei dati, per le fasi su cui le imprese hanno il controllo diretto, si utilizzano maggiormente dati primari; per le restanti, la letteratura si affida a dati di origine secondaria. La selezione del *boundary* risulta essere molto diversificata in funzione agli obiettivi (Rugani *et al.*, 2013).

Considerando i risultati ottenuti dalle analisi ambientali, gli impatti maggiori derivano dalla fase agricola, seguita da quella del *packaging*, in particolare a causa della produzione di vetro (Baiano, 2021). Tuttavia lo studio di Tsalidis e collaboratori (2022) ha mostrato risultati differenti, ridimensionando molto l'impatto della fase agricola rispetto agli impatti delle altre fasi. L'incertezza relativa alla quantificazione degli impatti di ciascuna fase si riflette in una elevata variabilità degli intervalli di confidenza.

Complessivamente, emerge una grande variabilità nella UF utilizzata per l'attribuzione degli impatti: dalla bottiglia di vino da 0,75L (UF maggiormente utilizzata) al litro di vino; dal chilo d'uva all'ettaro di terreno. La scelta della UF è comunque sempre collegata all'obiettivo dello studio (Pattara *et al.*, 2017).

Tra gli indicatori presenti nella letteratura, i principali risultano essere la CF (70% dei documenti analizzati) e la WF (60% dei documenti analizzati). Le *review* oggetto di analisi adottano spesso questi indicatori in quanto facilmente riconoscibili dai consumatori. Dalla letteratura emerge un elemento ricorrente, ossia la mancata considerazione della CO<sub>2</sub> biogenica derivante dalla fermentazione del vino; ciò viene giustificato dall'assunzione secondo cui, tale CO<sub>2</sub> prodotta sia la

medesima sequestrata durante il processo di fotosintesi delle piante, anch'esso non considerato nei calcoli. I risultati presentati dalla letteratura attribuiscono ad una bottiglia di vino (0,75 l) un valore pari a  $2,2 \pm 1,3$  kgCO<sub>2</sub>eq (Rugani *et al.*, 2013). I valori variano in relazione al tipo di vino considerato (bianco o rosso) ed al metodo di coltivazione dell'uva (biologico oppure convenzionale), evidenziando un maggiore impatto per i vini bianchi prodotti con metodi convenzionali. Ulteriore elemento di variabilità è rappresentato dalle rese dei raccolti, che possono essere differenti tra varietà di uva: bianca (generalmente più abbondanti) e nera (Rugani *et al.*, 2013). Ciononostante, alcuni autori non concordano nell'attribuire grande differenza tra CF del vino bianco e rosso, data l'ampia variabilità nei risultati (Ferrara e de Feo, 2018). Ad essere rilevanti nella determinazione della CF sono gli *input* utilizzati dalla produzione. In relazione alla fase agricola, è l'utilizzo del carburante a determinare gli impatti maggiori, insieme all'uso di fertilizzanti e pesticidi. Considerando invece la fase di vinificazione, l'impatto più rilevante è dato dall'impiego di energia elettrica per il raffrescamento e per la conduzione delle attività in cantina. Non risulta invece essere significativo in termini di impatti il consumo di prodotti enologici (Tsalidis *et al.*, 2022). Tra gli impatti maggiormente considerati all'interno delle *review*, emerge il consumo delle risorse idriche, studiato attraverso lo strumento della WF. L'analisi risulta essere particolarmente utile nel caso di territori caratterizzati da scarsità idrica; questa infatti si riferisce al volume totale di acqua consumata e inquinata. Dall'analisi di Aivazidou e Tsolakis (2020) si osserva un valore medio della WF pari a 488 l/kg di uva, di cui, il 76% è attribuibile all'acqua verde, 7% all'acqua blu e 17% all'acqua grigia. Da comparazioni con casi studio internazionali, l'Italia segue pratiche di gestione idrica migliori e questo potrebbe essere dovuto alle regolamentazioni di processo imposte ai produttori per l'ottenimento dei certificati di origine (Aivazidou e Tsolakis, 2020). Rinaldi *et al.* (2016) hanno riscontrato correlazione statistica (con probabilità maggiore del 70%) tra gli indicatori WF (grigia e indiretta) e CF. Analizzando i due indicatori rispetto a vini rossi e vini bianchi, si evidenziano valori percentuali di CF intorno al 72% e valori di WF intorno al 90%.

4.3 *Impatti ambientali della produzione di carne rossa.* – Gli studi selezionati offrono elementi utili a inquadrare le sfide ambientali dell'allevamento di bovini in Italia sia con riferimento alla produzione di carne e latte, sia con riferimento alla sola filiera della carne. Ricorrente, in particolare, è il riconoscimento di come ogni studio dia esito diverso in funzione dell'approccio utilizzato. Per esempio, nel misurare l'impatto dell'allevamento di bovini rispetto a quello di tutta la filiera zootecnica italiana, il calcolo di Bani *et al.* (2012), basato sull'impronta ecologica animale (*Animal footprint*-AF), indica che questo pesi per il 17,8%; nella valutazione di De Vivo e Zicarelli (2021), basata sulla CO<sub>2</sub>eq, è invece quantificato al 54%

(circa 32 milioni contro 61 milioni di tCO<sub>2</sub>eq). D'altronde, gli impatti sull'ambiente della produzione di carne rossa non sono solo negativi, ma includono anche un insieme diversificato di vantaggi e servizi ecosistemici, tra cui: il sostegno alle economie rurali tradizionali, il mantenimento del paesaggio e del territorio, la fornitura di acqua potabile pulita e la conservazione e valorizzazione della biodiversità (Bragaglio *et al.*, 2018; Accademia dei Georgofili, 2021; Merida *et al.*, 2022).

Nonostante l'ampia casistica di metodi a disposizione (Merida *et al.*, 2022; Kumari *et al.*, 2020; Pulina *et al.*, 2017), gli studi sugli impatti della produzione di carne in Italia tendono ad assumere le metodologie ben consolidate della LCA (Presumido *et al.*, 2020) e della CF, e da queste muovono per proporre soluzioni migliorative, come ad esempio interventi per la valorizzazione dei servizi ecosistemici (Merida *et al.*, 2022; Battaglini *et al.*, 2014) e per la riduzione dei consumi energetici (Paris *et al.*, 2022). Per il calcolo della CF, invece, si propone di considerare anche la CO<sub>2</sub> fissata nella vegetazione coltivata per nutrire gli animali (De Vivo e Zicarelli, 2022) e, nella maggior parte dei casi (Pulina *et al.*, 2011; Pulina *et al.*, 2017; Pulina *et al.*, 2021; Bani *et al.*, 2012), si opera una distinzione tra tipi diversi di impronta: di carbonio, ecologica, dell'acqua, del suolo, dell'animale.

La maggior parte dei contributi si focalizza infine sulle fasi di allevamento, a monte dei processi di trasformazione, distribuzione e consumo. Come dimostrato dallo studio di LCA che Vitali *et al.* (2018) hanno condotto su una filiera locale completa (*from cradle to grave*) di carne bovina biologica, è infatti questa la fase più impattante dal punto di vista delle emissioni di GHGs (86%, seguita dal consumo che pesa per il 9%). Tra gli articoli esaminati, tuttavia, vi sono anche analisi che si concentrano su porzioni più ridotte della filiera (dall'arrivo degli animali all'ingrasso alla vendita al macello, come studiato da Berton *et al.*, 2018).

Le UF di riferimento prevalenti riguardano il peso dell'animale vivo, della carne prodotta e, in un caso, della carne consumata, o il numero di capi allevati. Questo si lega, da un lato, con la tendenza della letteratura a focalizzarsi sulle fasi di allevamento e ingrasso, dall'altro lato con la considerazione condivisa che, aumentando l'efficienza del ciclo produttivo per unità funzionale, si aumenti anche la sostenibilità ambientale. Sebbene i potenziali di impatto associati alla produzione di carne siano molteplici (cambiamento climatico, consumo delle risorse idriche, erosione dei servizi ecosistemici, consumo energetico, acidificazione ed eutrofizzazione, consumo di suolo), l'attenzione tende a focalizzarsi soprattutto sull'emissione di GHGs. Tre in particolare sono i gas considerati nelle analisi: CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O. Le quantificazioni, però, variano molto da caso a caso. Per esempio, De Vivo e Zicarelli (2021), nell'analizzare l'impronta di carbonio della zootecnia italiana (ca. 32 milioni di tCO<sub>2</sub>eq), alle emissioni del metano enterico (ca. 10 milioni di tCO<sub>2</sub>eq, pari al 33% del totale) e della gestione dei rifiuti (ca 5 milioni di tCO<sub>2</sub>eq, il 16% del totale) sommano anche la componente della respirazione animale (ca.

16 milioni di tCO<sub>2</sub>eq, 51% del totale) – che è invece considerata nulla per bilancio fotosintetico da altri autori (Accademia dei Georgofili, 2021) – e tengono conto dell'effetto positivo della CO<sub>2</sub> fissata nei suoli dalle colture usate per alimentare gli animali (che, secondo gli autori, può arrivare a portare in negativo il bilancio emissivo complessivo).

Posizioni controverse si colgono anche con riferimento al potenziale climalterante del metano emesso nella produzione di carne e alla dimensione della *water depletion*. Per l'Accademia dei Georgofili (2021), sebbene il 54% di tutto il metano emesso in zootecnia si debba ai bovini, nel leggere questo dato andrebbe anche considerato che il metano ha una bassa emivita e che da anni è oggetto di un'importante azione di mitigazione (–40% rispetto al 1970). Con riferimento all'impronta idrica, sempre l'Accademia dei Georgofili (2021) osserva che dei circa 15.000 litri di acqua che in media normalmente attribuiscono alla produzione di 1 kg di carne bovina, oltre il 90% è costituito da acqua verde (piovana). Per questa componente, occorrerebbe quindi utilizzare l'impronta netta o limitare i calcoli alle sole acque blu e grigie; in questo caso, l'impronta idrica risulterebbe ridimensionata a circa 500-1.000 lt/kg di prodotto, comparabili con quelli per la produzione degli altri prodotti agricoli e dei manufatti industriali.

Da ultimo, nella valutazione degli impatti e loro determinanti, emerge la scarsa attenzione degli studi qui analizzati per la dimensione spaziale del fenomeno. Oltre allo studio sulla filiera locale di carne biologica (Vitali *et al.*, 2018) e a quello sugli allevamenti alpini (Battaglini *et al.*, 2014), gli unici altri due contributi che consentono qualche considerazione di tipo territoriale sono quelli di Berton e collaboratori (2018), che consiste in una LCA parziale della produzione di 27 allevamenti di ingrasso dell'Italia nord-orientale, e di Bragaglio e collaboratori (2018), che considera (*from cradle to gate*) gli impatti di 25 aziende, rappresentative di quattro principali sistemi di allevamento in Italia: estensivo specializzato (dove i bovini da carne sono mantenuti al pascolo e confinati solo nelle ultime fasi di vita), di ingrasso (animali recintati e allevati a mangimi), intensivo vacca-vitello (gestione in confinamento di capi selezionati) e della razza Podolica (gestione vacca-vitello in pascolo di una delle principali razze italiane di bovini da carne<sup>5</sup>). I dati di questo studio, in particolare, mostrano che il sistema dagli effetti climalteranti più impattanti è quello podolico (26,30 ± 1,65 kgCO<sub>2</sub>eq), mentre per il consumo di suolo il contributo maggiore viene dal sistema estensivo specializzato (194,43 ± 20,87 m<sup>2</sup>/anno). I potenziali più elevati di acidificazione si colgono quindi nei sistemi intensivi vacca-vitello (0,30 ± 0,02 kgSO<sub>2</sub>eq) e sempre questi allevamenti emergono per l'elevato potenziale eutrofizzante (insieme con gli allevamenti estensivi superano i 1009 gNO<sub>3</sub>eq) e per il consumo d'acqua (3,54 ± 0,81 m<sup>3</sup>, superiori solo ai 3,44 ± 0,74 m<sup>3</sup> del sistema ad ingrasso).

<sup>5</sup> Altre razze tipiche sono: Romagnola, Piemontese, Chianina, Maremmana e Grigio Alpina.



5. RIFLESSIONI E CONCLUSIONI. – Il rapporto tra produzione agro-alimentare, consumi, diete e sostenibilità è complesso e di difficile interpretazione. La *scoping review* proposta in questo articolo ha investigato gli impatti attribuibili al sistema del cibo in Italia, sia da un punto di vista dei consumi (diete) sia da un punto di vista di alcune produzioni caratteristiche del territorio (olio di oliva, vino e carne rossa). Nonostante uno dei fattori-chiave dell'analisi proposta fosse di individuare come l'elemento della spazialità si inserisca nello studio della sostenibilità del cibo in Italia, i risultati che si sono ottenuti evidenziano una lacuna in tal senso. Si è riscontrata, infatti, una sistematica carenza di studi che consentano di collegare gli impatti ambientali ai territori di produzione, data la dominanza della metrica dell'impronta carbonica e la scarsità di indicatori legati a inquinanti locali. Anche l'utilizzo dell'impronta idrica è spesso decontestualizzato, nonostante tale indicatore abbia un potenziale analitico molto più significativo se rapportato a determinate condizioni locali, quali, ad esempio, situazioni di *stress* idrico, livello di precipitazioni, entità dei prelievi. Allo stesso modo, l'impronta carbonica è spesso utilizzata come un indicatore di pressione antropica sull'ambiente a livello globale, quando le determinanti stesse di tale pressione sono strettamente dipendenti da condizioni regionali e locali soggette a notevole variabilità, sia da un punto di vista tecnico-economico (mix energetici, tecnologie adottate, livello medio di attività economica) che sociali e amministrative (legislazione, abitudini, consuetudini). L'impronta ecologica, che per alcuni versi è forse l'indicatore che più si presterebbe per un'analisi spaziale della sostenibilità, è anch'esso usato come fattore aggregante al fine di semplificare l'analisi di contesti che sono eterogenei, sia da un punto di vista biofisico (biocapacità) sia economico (stili di consumo).

Per la valutazione dell'impatto ambientale del cibo, un forte limite del contesto italiano è la mancanza di un inventario di LCA pubblico che includa un numero sufficiente di prodotti, molteplici indicatori di impatto e che riporti in modo trasparente la metodologia utilizzata come avviene invece in Francia con il *database Agribalyse* (2020) che include 2500 prodotti alimentari generici e 13 indicatori. Il livello di aggregazione su base nazionale (e spesso internazionale) di *dataset* e fattori di emissione usati in letteratura si riflette anche sul livello di incertezza che caratterizza la stima degli impatti ottenuti con gli indicatori utilizzati, in particolare l'impronta carbonica e l'impronta idrica.

Anche con riferimento alle tre filiere analizzate, la mancanza di approfondimento spaziale è causa di incertezza. Facendo riferimento alla produzione di olio di oliva, è possibile constatare come molte aree coltivate siano soggette a fenomeni di siccità periodici, destinati ad intensificarsi a causa del cambiamento climatico. Secondo alcuni autori, quantificare l'uso dell'acqua virtuale legata ad una produzione potrebbe essere utile a valutare la sua sostenibilità locale. A titolo d'esempio,

De Leo *et al.* (2012) propongono un bilancio dell'acqua virtuale legata all'importazione e all'esportazione di olio di oliva per l'Italia, evidenziando come parte degli impatti dei nostri consumi sia delocalizzata altrove.

Per quanto riguarda la produzione di vino, invece, emerge la necessità di approfondire gli impatti dei vigneti sulla biodiversità e fornitura di servizi ecosistemici. Per la mitigazione di tali effetti vengono proposte alcune soluzioni, tra cui il mantenimento della copertura erbosa, la semina di leguminose tra i filari e la realizzazione o mantenimento degli specchi d'acqua. Ciò che si auspica è la diversificazione del paesaggio, ad esempio con la messa a dimora attorno ai vigneti (e in generale vicino a molte monoculture arboree) di altre specie vegetali, oppure con la realizzazione di aree *buffer* a prato (pratica promossa anche dalla PAC). Come nei casi precedentemente citati, anche nel caso del vino, per ottenere un grado più elevato di complessità analitica, sarebbe fondamentale lo sviluppo di un filone di letteratura che riesca ad integrare nell'analisi di sostenibilità la dimensione territoriale.

La carne rossa, infine, è probabilmente il più impattante dei tre prodotti agricoli italiani considerati per la *review*: livelli elevati di consumo e produzione di questo prodotto sono associati a impatti consistenti sia con riferimento all'emissione di GHGs, sia con riferimento al consumo di energia, suolo e acqua, nonché a effetti nocivi sulla salute umana e gli ecosistemi (eutrofizzazione e acidificazione). Nello stesso tempo, soprattutto dal punto di vista degli impatti ambientali delle fasi *from cradle to gate*, la scelta del modello di allevamento (estensivo *vs* intensivo) concorre a determinare effetti quantitativamente e qualitativamente molto diversificati.

Da un punto di vista generale, l'analisi della letteratura su cibo e impatti ambientali in Italia ha evidenziato la limitata considerazione della componente spaziale e territoriale. Ne consegue che lo studio del rapporto cibo-spazio-sostenibilità risulta carente in termini di complessità interpretativa. Lo sviluppo di questo campo di ricerca potrebbe certamente beneficiare dell'inclusione di un più ampio ventaglio di indicatori di impatto ambientale, specialmente se legati a caratteristiche locali della produzione e del consumo. Aspetti che potrebbe essere importante includere nelle analisi, seguendo le specificità dei singoli territori, sono l'eutrofizzazione, l'acidificazione delle acque e l'ecotossicità marina.

Infine, sarebbe opportuno introdurre nelle analisi degli impatti ambientali del sistema italiano del cibo una maggiore attenzione alle dinamiche intersettoriali che, attraverso diverse scale geografiche, strutturano le filiere logistiche (commercio internazionale) tanto degli *input* produttivi (ad esempio fertilizzanti, prodotti fitosanitari, ecc.) quanto degli *output* (ad esempio il vino o i prodotti semi-lavorati del settore zootecnico).

## Bibliografia

- Accademia dei Georgofili (2021). *Allevamenti, sostenibilità ambientale e cambiamenti climatici*. Documento per audizione Commissione Agricoltura e produzione agroalimentare-Senato della Repubblica. Accademia dei Georgofili.
- Accorsi R., Versari L., Manzini R. (2015). Glass vs. Plastic: Life Cycle Assessment of Extra-Virgin Olive Oil Bottles across Global Supply Chains. *Sustainability*, 3: 2818-2840. DOI: 10.3390/su7032818
- AGRIBALYSE (2020). *Database v3.0*, France: ADEME. <https://agribalyse.ademe.fr>
- Aivazidou E., Tsolakis N. (2020). A water footprint review of Italian wine: Drivers, barriers, and practices for sustainable stewardship. *Water (Switzerland)*, 2: 369. DOI: 10.3390/w12020369
- Altiok S., Murthy A., Iha K., Galli A. (2021). Reducing Mediterranean Seafood Footprints: The role of consumer attitudes. *Ocean and Coastal Management*, 214: 105915. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2021.105915
- Baiano A. (2021). An overview on sustainability in the wine production chain. *Beverages*, 1: 15. DOI: 10.3390/beverages7010015
- Bani P., Battaglini L., Biondi L. *et al.* (2012). Come ridurre l'impronta zootecnica degli allevamenti. *Informatore Agrario*, 4: 65-69.
- Battaglini L., Bovolenta S., Gusmeroli F., Salvador S., Sturaro E. (2014). Environmental sustainability of Alpine livestock farms. *Italian Journal of Animal Science*, 2: 3155. DOI: 10.4081/ijas.2014.3155
- Berton M., Cesaro G., Gallo L., Ramanzin M.S., Sturaro E. (2018). Sources of variation of the environmental impact of cereal-based intensive beef finishing herds. *Italian Journal of Animal Science*, 3: 767-776. DOI: 10.1080/1828051X.2018.1423581
- Biasini B., Rosi A., Menozzi D., Scazzina F. (2021). Adherence to the Mediterranean diet in association with self-perception of diet sustainability, anthropometric and sociodemographic factors: A cross-sectional study in Italian adults. *Nutrients*, 9: 3282. DOI: 10.3390/nu13093282
- Bragaglio A., Napolitano F., Pacelli C. *et al.* (2018). Environmental impacts of Italian beef production: A comparison between different systems. *Journal of Cleaner Production*, 172: 4033-4043. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.03.078
- Burlingame B., Dernini S. (2011). Sustainable diets: the Mediterranean diet as an example. *Public health nutrition*, 12A: 2285-2287. DOI: 10.1017/S1368980011002527
- Cappelletti G.M., Ioppolo G., Nicoletti G.M., Russo C. (2014). Energy Requirement of Extra Virgin Olive Oil Production. *Sustainability*, 8: 4966-4974. DOI: 10.3390/su6084966
- Casolani N., D'Eusanio M., Liberatore L., Raggi A., Petti L. (2022). Life Cycle Assessment in the wine sector: A review on inventory phase. *Journal of Cleaner Production*, 379: 134404. DOI: 10.1016/j.jclepro.2022.134404
- Castaldi S., Dembska K., Antonelli M., Petersson T., Piccolo M.G., Valentini R. (2022). The positive climate impact of the Mediterranean diet and current divergence of Mediterranean countries towards less climate sustainable food consumption patterns. *Scientific Reports*, 12. DOI: 10.1038/s41598-022-12916-9

- Cavaliere A., De Marchi E., Banterle A. (2018). Exploring the adherence to the Mediterranean diet and its relationship with individual lifestyle: The role of healthy behaviors, pro-environmental behaviors, income, and education. *Nutrients*, 2: 141. DOI: 10.3390/nu10020141
- Corrado S., Luzzani G., Trevisan M., Lamastra L. (2019). Contribution of different life cycle stages to the greenhouse gas emissions associated with three balanced dietary patterns. *Science of the Total Environment*, 660: 622-630. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.267
- Crenna E., Sinkko T., Sala S. (2019). Biodiversity impacts due to food consumption in Europe. *Journal of cleaner production*, 227: 378-391. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.04.054
- Crippa M., Solazzo E., Guizzardi D., Monforti-Ferrario F., Tubiello F.N., Leip A.J.N.F. (2021). Food systems are responsible for a third of global anthropogenic GHG emissions. *Nature Food*, 3: 198-209. DOI: 10.1038/s43016-021-00225-9
- Da Silva R., Bach-Faig A., Quintana B.R., Buckland G., de Almeida M.D.V., Serra-Majem L. (2009). Worldwide variation of adherence to the Mediterranean diet, in 1961-1965 and 2000-2003. *Public health nutrition*, 9A: 1676-1684. DOI: 10.1017/S1368980009990541
- De Leo F., Miglietta P.P. (2012). Water footprint and virtual water trade of olive oil. In: *Proceedings of the 18<sup>th</sup> IGWT Symposium of Technology and innovation for a sustainable future: A commodity science perspective*, Roma, Italy.
- De Vivo R., Zicarelli L. (2021). Influence of carbon fixation on the mitigation of greenhouse gas emissions from livestock activities in Italy and the achievement of carbon neutrality. *Translational Animal Science*, 3: 1-11. DOI: 10.1093/tas/txab042
- De Vivo R., Zicarelli L. (2022). *Attività zootecniche e carbon neutrality*. Testo disponibile al sito: [www.natural1.it/attivita-zootecniche-e-carbon-neutrality-influenza-della-fissazione-del-carbonio-sulla-mitigazione-delle-emissioni-di-gas-serra](http://www.natural1.it/attivita-zootecniche-e-carbon-neutrality-influenza-della-fissazione-del-carbonio-sulla-mitigazione-delle-emissioni-di-gas-serra) (consultato il 7 marzo 2023).
- Di Novi C., Marenzi A. (2022). Improving health and sustainability: Patterns of red and processed meat consumption across generations. *Health Policy*, 12: 1324-1330. DOI: 10.1016/j.healthpol.2022.10.006
- Donati M., Menozzi D., Zighetti C., Rosi A., Zinetti A., Scazzina F. (2016). Towards a sustainable diet combining economic, environmental and nutritional objectives. *Appetite*, 106: 48-57. DOI: 10.1016/j.appet.2016.02.151
- Farchi S., Lapucci E., Michelozzi P. (2015). Reduction of meat consumption and greenhouse gas emissions associated with health benefits in Italy. *Epidemiologia e Prevenzione*, 39: 308-313. DOI: 10.1289/isee.2016.4155
- Ferrara C., De Feo G. (2018). Life cycle assessment application to the wine sector: A critical review. *Sustainability* (Switzerland), 2: 395. DOI: 10.3390/su10020395
- Ferrari M., Benvenuti L., Rossi L. *et al.* (2020). Could Dietary Goals and Climate Change Mitigation Be Achieved Through Optimized Diet? The Experience of Modeling the National Food Consumption Data in Italy. *Frontiers in Nutrition*, 7. DOI: 10.3389/fnut.2020.00048
- Forno F., Maurano S. (2016). Cibo, sostenibilità e territorio. Dai sistemi di approvvigionamento alternativi ai food policy councils. *Rivista geografica italiana*, 123, 1: 1-20.

L. Battisti, S. Menegat, F.S. Rota, C. Lombardini, R. Chiarello, E. Maccarone, M. Bagliani

- Franco S., Barbanera M., Moscetti R., Cicatiello C., Secondi L., Massantini R. (2022). Overnutrition is a significant component of food waste and has a large environmental impact. *Scientific Reports*, 1. DOI: 10.1038/s41598-022-11813-5
- Galli A., Iha K., Halle M., El Bilali H., Grunewald N., Eaton D., Capone R., Debs P., Bottalico F. (2017). Mediterranean countries' food consumption and sourcing patterns: An Ecological Footprint viewpoint. *Science of the Total Environment*, 578: 383-391. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.10.191
- Germani A., Vitiello V., Giusti A.M., Pinto A., Donini L.M., Del Balzo V. (2014). Environmental and economic sustainability of the Mediterranean diet. *International Journal of Food Sciences and Nutrition*, 8: 1008-1012. DOI: 10.3109/09637486.2014.945152
- Gualtieri P., Marchetti M., Frank G., Cianci R., Bigioni G., Colica C., Soldati L., Moia A., De Lorenzo A., Di Renzo L. (2023). Exploring the Sustainable Benefits of Adherence to the Mediterranean Diet during the Covid-19 Pandemic in Italy. *Nutrients*, 1: 110. DOI: 10.3390/nu15010110
- Guarino F., Falcone G., Stillitano T., De Luca A.I., Gulisano G., Mistretta M., Strano A. (2019). Life Cycle Assessment of Olive Oil: A Case Study in Southern Italy. *Journal of Environmental Management*, 238: 396-407. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.03.006
- Hoekstra A.Y., Chapagain A.K. (2007). Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. *Water Resources Management*, 1: 35-48. DOI: 10.1007/s11269-006-9039-x
- Jourdain 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. *Journal of Cleaner Production*, 250: 119472. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.119472
- Katz D.L., Meller S. (2014). Can we say what diet is best for health?. *Annual review of public health*, 1: 83-103. DOI: 10.1146/annurev-publhealth-032013-182351
- Kumari S., Fagodiya R.K., Hiloidhari M., Dahiya R.P., Kumar A. (2020). Methane production and estimation from livestock husbandry: A mechanistic understanding and emerging mitigation options. *Science of the Total Environment*, 709: 136135. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.136135
- Laine J.E., Huybrechts I., Gunter M.J. *et al.* (2021). Co-benefits from sustainable dietary shifts for population and environmental health: an assessment from a large European cohort study. *Lancet planetary health*, 11: E786–E796. DOI: 10.1016/S2542-5196(21)00250-3
- Lin T.-Y., Chiu Y.-H., Xu W.-Z. (2022). Environmental efficiency and sustainability of food production and consumption in the EU. *Sustainable Production and Consumption*, 34: 440-452. DOI: 10.1016/j.spc.2022.09.028
- Maffia A., Pergola M., Palese A.M., Celano G. (2020). Environmental Impact Assessment of Organic vs. Integrated Olive-Oil Systems in Mediterranean Context. *Agronomy*, 3: 416. DOI: 10.3390/agronomy10030416
- Merida V.E., Cook D., Ögmundarson Ó., Davíðsdóttir B. (2022). Ecosystem services and disservices of meat and dairy production: A systematic literature review. *Ecosystem Services*, 58: 101494. DOI: 10.1016/j.ecoser.2022.101494

- Mertens E., Kuijsten A., van Zanten H.H *et al.* (2019). Dietary choices and environmental impact in four European countries. *Journal of Cleaner Production*, 237: 117827. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.117827
- Michelozzi P., Lapucci E., Farchi S. (2015). Politiche di riduzione del consumo di carne in Italia: contrasto ai cambiamenti climatici e benefici per la salute. *Recenti Progressi in Medicina*, 8: 354-357. DOI: 10.1701/1960.21296
- Minotti B., Antonelli M., Dembska K. *et al.* (2022). True Cost Accounting of a healthy and sustainable diet in Italy. *Frontiers in Nutrition*, 9. DOI: 10.3389/fnut.2022.974768
- Ncube A., Fiorentino G., Panfilo C., Falco M., Ulgiati S. (2022). Circular economy paths in the olive oil industry: a Life Cycle Assessment look into environmental performance and benefits. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. DOI: 10.1007/s11367-022-02031-2
- Nemecek T., Jungbluth N., Canals L.M., Schenck R. (2016). Environmental impacts of food consumption and nutrition: where are we and what is next?. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21: 607-620. DOI: 10.1007/s11367-016-1071-3
- Notarnicola B., Tassielli G., Renzulli P.A., Castellani V., Sala S. (2017). Environmental impacts of food consumption in Europe. *Journal of cleaner production*, 140: 753-765. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.06.080
- OIV (2019). *Statistical report on world vitiviniculture*. [www.oiv.int/public/medias/6782/oiv-2019-statistical-report-on-world-vitiviniculture.pdf](http://www.oiv.int/public/medias/6782/oiv-2019-statistical-report-on-world-vitiviniculture.pdf) (consultato il 5 marzo 2023).
- Paris B., Vandorou F., Tyriss D. *et al.* (2022). Energy Use in the EU Livestock Sector: A Review Recommending Energy Efficiency Measures and Renewable Energys Sources Adoption. *Applied Sciences*, 4: 2142. DOI: 10.3390/app12042142
- Pattara C., Russo C., Antrodocchia V., Cichelli A. (2017). Carbon footprint as an instrument for enhancing food quality: Overview of the wine, olive oil and cereals sectors. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2: 396-410. DOI: 10.1002/jsfa.7911
- Pattara C., Salomone R., Cichelli A. (2016). Carbon Footprint of Extra Virgin Olive Oil: A Comparative and Driver Analysis of Different Production Processes in Centre Italy. *Journal of Cleaner Production*, 127: 533-547. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.03.152
- Pham M.T., Rajić A., Greig J.D., Sargeant J.M., Papadopoulos A., McEwen S.A. (2014). A scoping review of scoping reviews: advancing the approach and enhancing the consistency. *Research synthesis methods*, 4: 371-385, DOI: 10.1002/jrsm.1123
- Portugal-Nunes C., Nunes F.M., Fraga I., Saraiva C., Gonçalves C. (2021). Assessment of the methodology that is used to determine the nutritional sustainability of the mediterranean diet. A scoping review. *Frontiers in nutrition*, 8: 1111. DOI: 10.3389/fnut.2021.772133
- Presumido P.H., Sousa F., Gonçalves A., Bosco T.C.D., Feliciano M. (2020). Environmental sustainability in beef production and life cycle assessment as a tool for analysis. *U.Porto Journal of Engineering*, 1: 11-25. DOI: 10.24840/2183-6493\_006.001\_0002
- Proietti S., Sdringola P., Regni L. *et al.* (2017). Extra Virgin Olive Oil as Carbon Negative Product: Experimental Analysis and Validation of Results. *Journal of Cleaner Production*, 166: 550-562. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.07.230

L. Battisti, S. Menegat, F.S. Rota, C. Lombardini, R. Chiarello, E. Maccarone, M. Bagliani

- Pulina G., Acciario M., Atzori A.S. *et al.* (2021). Animal board invited review – Beef for future: Technologies for a sustainable and profitable beef industry. *Animal*, 11: 100358. DOI: 10.1016/j.animal.2021.100358
- Pulina G., Francesconi A.H.D., Mele M., Ronchi B., Stefanon B., Sturaro E., Trevisi E. (2011). Sfamare un mondo di nove miliardi di persone: le sfide per una zootecnica sostenibile. *Italian Journal of Agronomy*, 2s: 39-44. DOI: 10.4081/ija.2011.6.s2.e7
- Pulina G., Francesconi A.H.D., Stefanon B. *et al.* (2017). Sustainable ruminant production to help feed the planet. *Italian Journal of Animal Science*, 1: 140-171. DOI: 10.1080/1828051X.2016.1260500
- Rapa M., Ciano S. (2022). A Review on Life Cycle Assessment of the Olive Oil Production. *Sustainability*, 2: 654. DOI:10.3390/su14020654.
- Rinaldi M., Barbanera M., Lascaro E. (2014). Assessment of Carbon Footprint and Energy Performance of the Extra Virgin Olive Oil Chain in Umbria, Italy. *Science of The Total Environment*, 482-483: 71-79. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.02.104
- 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. *Sustainability* (United States), 7: 621. DOI: 10.3390/su8070621
- Rosi A., Mena P., Pellegrini N. *et al.* (2017). Environmental impact of omnivorous, ovo-lacto-vegetarian, and vegan diet. *Scientific Reports*, 1. DOI: 10.1038/s41598-017-06466-8
- 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. *Journal of Cleaner Production*, 54: 61-77. DOI: 10.1016/j.jclepro.2013.04.036
- Sala S., McLaren S.J., Notarnicola B., Saouter E., Sonesson U. (2017). In quest of reducing the environmental impacts of food production and consumption. *Journal of cleaner production*, 140: 387-398. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.09.054
- Salomone R., Ioppolo G. (2012). Environmental Impacts of Olive Oil Production: A Life Cycle Assessment Case Study in the Province of Messina (Sicily). *Journal of Cleaner Production*, 28: 88-100. DOI: 10.1016/j.jclepro.2011.10.004
- Sanyé Mengual E., Sala S. (2023). *Consumption Footprint and Domestic Footprint: Assessing the environmental impacts of EU consumption and production. Life cycle assessment to support the European Green Deal*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. DOI: 10.2760/218540
- Sarkis-Onofre R., Catalá-López F., Aromataris E., Lockwood C. (2021). How to properly use the PRISMA Statement. *Systematic Reviews*, 1: 1-3. DOI: 10.1186/s13643-021-01671-z
- Tsalidis G.A., Kryona Z.-P., Tsirliganis N. (2022). Selecting south European wine based on carbon footprint. *Resources, Environment and Sustainability*, 9: 100066. DOI: 10.1016/j.resenv.2022.100066
- Vanham D., Guenther S., Ros-Baró M., Bach-Faig A. (2021). Which diet has the lower water footprint in Mediterranean countries?. *Resources, Conservation and Recycling*, 171:105631. DOI: 10.1016/j.resconrec.2021.105631
- Vieux F., Perignon M., Gazan R., Darmon N. (2018). Dietary changes needed to improve diet sustainability: Are they similar across Europe?. *European Journal of Clinical Nutrition*, 7: 951-960. DOI: 10.1038/s41430-017-0080-z

*Il rapporto cibo-spazio e la sfida della sostenibilità ambientale in Italia: una scoping review*

- Vieux F., Privet L., Soler L.G. *et al.* (2020). More sustainable European diets based on self-selection do not require exclusion of entire categories of food. *Journal of Cleaner Production*, 248: 119298. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.119298
- Vilarnau C., Stracker D.M., Funtikov A., da Silva R., Estruch R., Bach-Faig A. (2019). Worldwide adherence to Mediterranean Diet between 1960 and 2011. *European journal of clinical nutrition*, S1: 83-91. DOI: 10.1038/s41430-018-0313-9.
- Vinci G., Maddaloni L., Prencipe S.A., Ruggeri M., Di Loreto M.V. (2022). A Comparison of the Mediterranean Diet and Current Food Patterns in Italy: A Life Cycle Thinking Approach for a Sustainable Consumption. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19: 12274. DOI: 10.3390/ijerph191912274
- Vitale M., Giosuè A., Vaccaro O., Riccardi G. (2021). Recent trends in dietary habits of the Italian population: Potential impact on health and the environment. *Nutrients*, 2: 476. DOI: 10.3390/nu13020476
- Vitali A., Grossi G., Martino G., Bernabucci U., Nardone A., Lacetera N. (2018). Carbon footprint of organic beef meat from farm to fork: A case study of short supply chain. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 14: 5518-24. DOI: 10.1002/jsfa.9098
- Wackernagel M., Rees W. (1996). *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*. Gabriola Island: New Society Publishers.
- Wiedmann T., Minx J. (2008). A Definition of 'Carbon Footprint'. In: Pertsova C.C., *Ecological Economics Research Trends*. Hauppauge NY: Nova Science Publishers. USA. [www.novapublishers.com/catalog/product\\_info.php?products\\_id=5999](http://www.novapublishers.com/catalog/product_info.php?products_id=5999)
- Willett W., Rockström J., Loken B. *et al.* (2019). Food in the Anthropocene: the EAT – Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet*, 393: 447-492. DOI: 10.1016/S0140-6736(18)31788-4
- Wiskerke J.S. (2009). On places lost and places regained: Reflections on the alternative food geography and sustainable regional development. *International planning studies*, 4: 369-387. DOI: 10.1080/13563471003642803
- Wohlin C., Kalinowski M., Felizardo K.R., Mendes E. (2022). Successful combination of database search and snowballing for identification of primary studies in systematic literature studies. *Information and Software Technology*, 147: 106908. DOI: 10.1016/j.infsof.2022.106908
- Zambelli M., Giovenzana V., Casson A., Tugnolo A., Pampuri A., Vignati S., Beghi R., Guidetti R. (2023). Is there mutual methodology among the environmental impact assessment studies of wine production chain? A systematic review. *Science of the Total Environment*, 857: 159531. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.159531
- Zucchinelli M., Spinelli R., Corrado S., Lamastra L. (2021). Evaluation of the influence on water consumption and water scarcity of different healthy diet scenarios. *Journal of Environmental Management*, 291:112687. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.112687