



Università degli Studi della Tuscia di Viterbo
Dipartimento di Economia, Ingegneria, Società e Impresa (DEIM)
in convenzione con il Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia
agraria (CREA) –Centro di Ricerca Politiche e Bioeconomia

Corso di Dottorato di Ricerca in
Economia, Management e Metodi Quantitativi - XXXIV Ciclo

SERVIZI ECOSISTEMICI E IRRIGAZIONE
IMPLICAZIONI SULLA SOSTENIBILITÀ AMBIENTALE ED ECONOMICA DEL MIGLIORAMENTO
DELL' EFFICIENZA IDRICA IN AGRICOLTURA

Settore scientifico-disciplinare
AGR/01

Tesi di dottorato di:

Dott.ssa Myriam Ruberto

Firma *Myriam Ruberto*

Coordinatore del corso

Prof. Alessandro Sorrentino

Firma *Alessandro Sorrentino*

Tutore

Prof. Giacomo Branca

Firma *Giacomo Branca*

Co-tutore

Dott.ssa Phd Raffaella Zucaro

Firma *Raffaella Zucaro*

A.A. 2020/21

Tesi finanziata dal Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria (CREA) –Centro di Ricerca Politiche e Bioeconomia (Progetto ACOPOA).

Sommario

Introduzione	2
Uso irriguo e cambiamenti climatici nel contesto europeo	2
Le politiche europee per la gestione dell'acqua in agricoltura	4
Obiettivi della ricerca	6
Struttura e quesiti di ricerca	11
CAPITOLO 1.....	13
1. Quadro concettuale.....	13
1.1. Rilevanza economica dell'irrigazione	13
1.2. Recupero del costo degli utilizzi idrici	14
1.3. La teoria economica alla base delle esternalità	19
1.4. I servizi ecosistemici	21
1.5. Il valore economico totale (VET)	23
1.6. Metodi di valutazione dei servizi ecosistemici	24
1.7. Le esternalità negative dell'irrigazione	27
1.8. Misure per mitigare le esternalità negative dell'irrigazione: l'incremento dell'efficienza dell'uso dell'acqua in agricoltura	29
1.9. I servizi ecosistemici dell'agroecosistema irriguo	33
Ricarica degli acquiferi.....	35
Depurazione	36
Habitat	36
Servizi ricreativi e culturali	37
1.10. I sistemi di contabilità ambientale per la risorsa idrica	38
CAPITOLO 2.....	41
2. Caso studio 1. L'impatto dell'irrigazione sulla produttività agricola: il caso delle aziende RICA in Lombardia.....	41
2.1. Introduzione	41
2.2. Obiettivo	41
2.3. L'area di studio	42
2.4. Dati e metodi	44
2.5. Risultati	48
2.6. Discussione	56
CAPITOLO 3.....	60
3. Caso Studio 2.: Il valore monetario dei Servizi Ecosistemici dell'agro-ecosistema irriguo lombardo.....	60

3.1.	Introduzione	60
3.2.	L'area di studio	61
3.3.	Materiali e metodi	Errore. Il segnalibro non è definito.
3.3.1.	Le strutture agro-ecologiche e i Servizi ecosistemici selezionati	63
3.3.2.	Metodo	64
3.3.3.	Raccolta dei dati, struttura del questionario e disegno dell'esperimento di scelta.....	66
3.4.	Risultati.....	72
3.4.1.	Caratteristiche socio-economiche dei rispondenti.....	72
3.4.2.	Percezione dei rispondenti nei confronti dell'irrigazione e dei sistemi acquatici ad essa associati	74
3.4.3.	Risultati dell'esperimento di scelta	75
3.5.	Discussione dei risultati	81
4.	Implicazioni politiche	84
	Conclusioni	89
	Riferimenti Bibliografici	91

Lista degli acronimi utilizzati nel testo

DQA	Direttiva Quadro Acque
PES	Pagamenti per i servizi ecosistemici
SEEA	System of Environmental Economic Accounting
SEEA-EEA	System of Environmental Economic Accounting- Experimental Ecosystem Account
SNA	System of National Accounts
DAP	Disponibilità a pagare
VET	Valore economico Totale
PAC	Politica Agricola Comune
PSR	Piano di Sviluppo Rurale
SIGRIAN	Sistema Informativo Nazionale per la Gestione delle Risorse Idriche in Agricoltura
PdG	Piano di Gestione di Distretto Idrografico
PoM	Programme of Measure

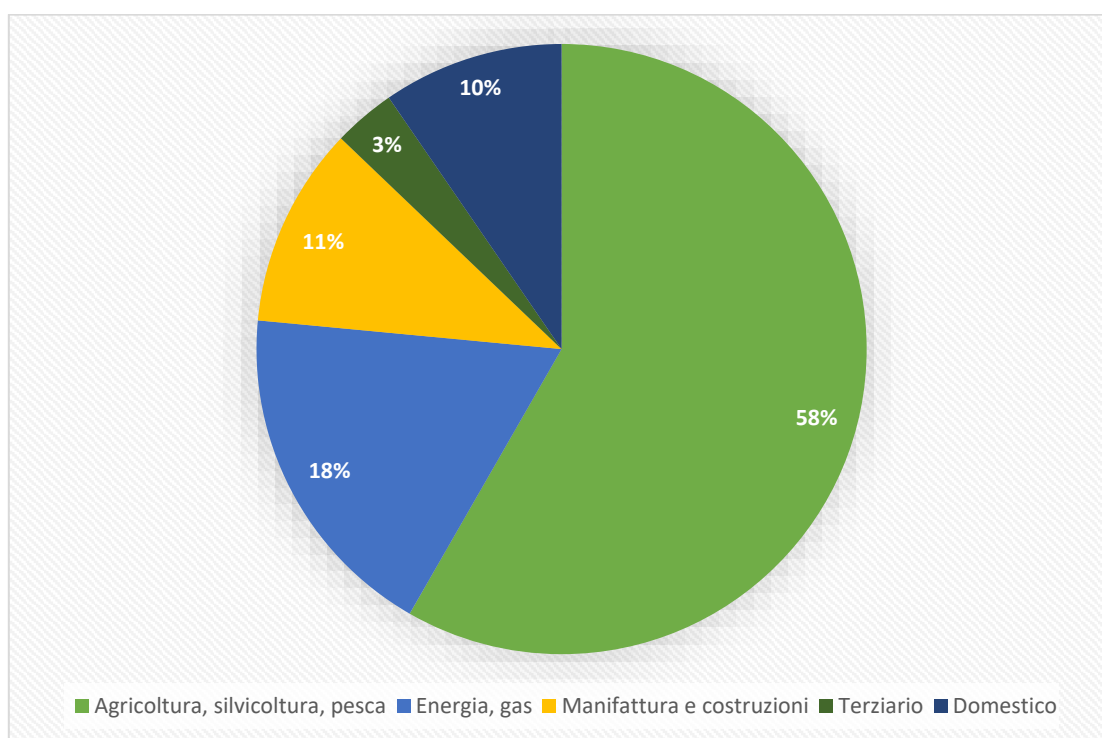
Introduzione

Uso irriguo e cambiamenti climatici nel contesto europeo

La gestione della risorsa idrica è ormai uno degli aspetti più rilevanti dell'agenda politica europea e internazionale, data la crescente domanda di acqua e le preoccupanti tendenze di cambiamento climatico.

Le politiche ambientali per la tutela delle risorse idriche pongono particolare attenzione al settore agricolo, che è uno dei maggiori utilizzatori della risorsa e, in quanto tale, driver di pressioni sui corpi idrici. L'agricoltura ricopre una quota rilevante del totale del volume prelevato da acque superficiali e sotterranee in Europa: nel 2017, la quota dei prelievi irrigui sul totale dei prelievi è pari a circa il 58%, come rappresentato nella Figura 1.

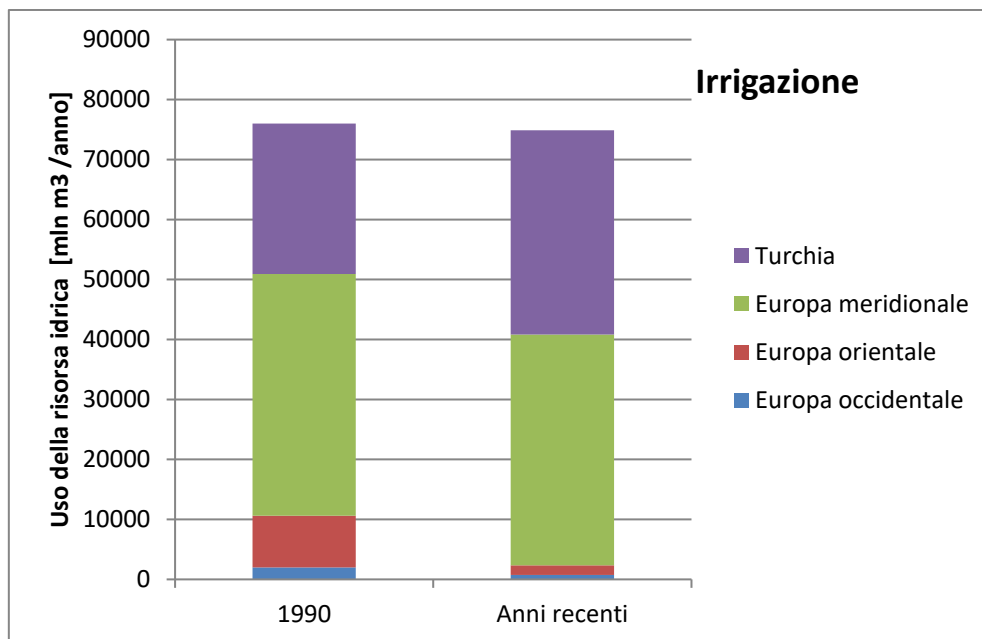
Figura 1 Uso della risorsa idrica in Europa dai settori economici, 2017



Fonte European Environment Agency, 2019.

Per quanto riguarda il trend temporale, tra il 1990 e gli anni recenti, non si evidenziano particolari variazioni in termini di volumi irrigui prelevati (Figura 2).

Figura 2 Uso della risorsa idrica per l'irrigazione in Europa: confronto 1990 e anni recenti



Fonte. European Environment Agency, 2012.

Gli scenari di cambiamento climatico mostrano che l'acqua sarà una risorsa sempre più scarsa. Sebbene l'Europa non sia un continente arido, lo stato delle fonti di approvvigionamento idrico rappresenta un fattore di preoccupazione, considerando le tendenze del clima e della domanda di acqua, soprattutto nei Paesi dell'Europa mediterranea. Il riscaldamento globale è, infatti ad oggi, un'evidenza scientifica. Dall'ultimo report stilato dall' Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) emerge un aumento della temperatura di 0,85° C rispetto al 1880, con impatti significativi su comunità e sull'ambiente. L'atmosfera e gli oceani si sono riscaldati, il livello del mare è salito, la quantità di ghiaccio e neve è diminuita (IPCC, 2014). Le previsioni effettuate secondo lo scenario di sviluppo "business as usual" registrano un innalzamento della temperatura globale di 4°C nel 2100 al di sopra dei livelli dell'età pre-industriale. Questo trend comporta l'aggravarsi di situazioni di carenza idrica in molte aree, aumentando la competizione per le risorse idriche, con conseguenti rischi per l'economia, le comunità e gli ecosistemi.

L'agricoltura è uno dei settori maggiormente vulnerabili ai cambiamenti climatici, dal momento che le temperature più elevate e la variabilità delle precipitazioni influiscono sulle rese (Turrall et al., 2011). La siccità meteorologica, intesa come la temporanea riduzione delle disponibilità idriche, ad esempio in assenza di piogge per un lungo periodo, affligge in particolare l'agricoltura in asciutto, in quanto essa dipende fortemente dall'andamento delle precipitazioni (He et al., 2013). Periodi di prolungata siccità meteorologica portano a una condizione di scarsità d'acqua (siccità idrologica),

ossia “una condizione di squilibrio tra disponibilità e domanda di acqua dolce, in cui la domanda di acqua dolce supera la disponibilità” (Rosa et al., 2020) e colpisce allo stesso modo agricoltura irrigua e non irrigua. La scarsità d'acqua rappresenta “uno stato multidimensionale di deprivazione umana caratterizzato dalla mancanza di accesso ad acqua sicura e adatta per soddisfare i bisogni della società o una condizione in cui questi bisogni sono soddisfatti a spese dell'ambiente” (Rijsberman, 2006).

La scarsità idrica sembra una condizione destinata ad aggravarsi anche a causa dell'aumento della domanda di acqua per l'agricoltura, dovuta all'aumento della popolazione (Pfister et al., 2011). A ciò si aggiunge la crescente domanda di cibo, che richiederà impieghi di input, inclusa l'acqua, sempre maggiori. Infatti, sebbene il consumo calorico pro capite mostri un trend, al 2050, stabile o decrescente (a seconda dello scenario di riferimento), l'andamento della popolazione segue un trend crescente (FAO, 2018).

L'uso dell'acqua in agricoltura è fondamentale per l'approvvigionamento alimentare mondiale (FAO, 2003). L'irrigazione contribuisce a stabilizzare la produttività delle colture fornendo una quantità controllata di acqua quando le precipitazioni non sono sufficienti o non possono garantire un'adeguata produttività agricola (Rossi, 2019). Essa consente di ottenere la stabilità della produzione agricola mantenendo le condizioni ottimali del suolo per la crescita delle colture. La produzione agricola è fortemente dipendente dalla disponibilità di acqua e, quindi, è anche esposta a rischi legati alla sua mancanza, come nel caso della siccità. Far fronte alla domanda di cibo e biomassa di una popolazione in aumento, riducendo al minimo l'impatto sull'ambiente è, quindi, una grande sfida; altra importante sfida è rappresentata dal garantire l'acqua al settore agricolo, considerato che l'irrigazione è ormai una pratica necessaria un po' in tutte le aree del pianeta.

Le politiche europee per la gestione dell'acqua in agricoltura

Come descritto, l'elevato uso di acqua da parte del settore agricolo, gli scenari di cambiamento climatico e il trend crescente della popolazione, hanno reso necessaria l'adozione di politiche volte a garantire la disponibilità idrica tutelando gli ecosistemi acquatici. Considerato che, come visto, l'acqua è una risorsa sempre più scarsa ed è necessario garantire al contempo la convivenza delle attività economiche che la utilizzano e la disponibilità per l'ambiente ed il paesaggio, conoscere i volumi necessari per i vari utilizzi rappresenta un elemento necessario; di conseguenza, la misurazione dei volumi impiegati e la loro valutazione nei sistemi di contabilità stanno acquisendo sempre più importanza.

A livello europeo, la protezione delle risorse idriche è inserita nella tabella di marcia ambientale del Green Deal, in particolare nelle strategie “Farm to Fork” e “Biodiversità 2030”. Questi documenti strategici prevedono il raggiungimento, entro il 2030, di obiettivi ambientali misurabili attraverso il

rispetto di target riferiti direttamente e indirettamente alla tutela della risorsa idrica, quali riduzione del 50% dell'uso dei pesticidi chimici, riduzione delle perdite di nutrienti di almeno il 50%, recupero di almeno 25mila km di fiumi a scorrimento libero. Questo rappresenta un ulteriore passo di un percorso iniziato nel 2000, anno di emanazione della Direttiva 2000/60/CE (Direttiva Quadro Acque - DQA), che rappresenta il riferimento normativo europeo in materia di protezione delle acque a livello europeo.

In attuazione delle DQA, si stanno introducendo importanti cambiamenti che vanno nella direzione di garantire la tutela qualitativa e quantitativa delle risorse idriche assicurando, allo stesso tempo, lo svolgimento di attività economiche. Tra queste:

- l'introduzione di requisiti più stringenti in materia di concessioni idriche, che richiedono il mantenimento del "deflusso ecologico", ossia il regime idrologico coerente con il raggiungimento degli obiettivi ambientali della DQA, che comporta, in alcuni casi, la modifica delle portate concesse per i diversi usi;
- l'obbligo di quantificazione dei volumi irrigui prelevati, distribuiti e restituiti al reticolo idrografico;
- l'adozione di politiche dei prezzi che incentivano l'uso efficiente della risorsa;
- l'adeguato recupero del costo dei servizi idrici sulla base di un'analisi economica, compreso il costo ambientale e della risorsa;
- il supporto agli investimenti irrigui tramite i fondi europei condizionato a requisiti ambientali sempre più stringenti.

A ciò si aggiungono le politiche per ridurre l'inquinamento delle acque volte a favorire l'aumento della disponibilità di acqua utilizzabile; rilevanti in tale contesto sono gli obblighi stabiliti dalla Direttiva 91/676/CEE (Direttiva Nitrati) e dalla Direttiva 2009/128/CE, per la protezione dall'inquinamento delle acque sotterranee e superficiali provocato, rispettivamente, dai nitrati e dai pesticidi provenienti da fonti agricole. Inoltre, la Politica Agricola Comune (PAC) integra le norme ambientali europee, condizionando il supporto al settore agricolo al rispetto di requisiti sempre più stringenti, anche per quanto riguarda la tutela quali-quantitativa della risorsa idrica.

In effetti, la DQA ha introdotto obiettivi qualitativi e quantitativi di protezione delle acque, promuovendo l'applicazione di principi, metodi e strumenti economici. Ciò risponde all'esigenza di integrare i vari aspetti della sostenibilità, nelle sue dimensioni ambientale, economica e sociale. Infatti, a partire dal 2015, con l'approvazione nel 2030 dell'Agenda per lo sviluppo sostenibile delle Nazioni Unite e i suoi 17 obiettivi di sviluppo sostenibile (OSS), è stata riconosciuta l'insostenibilità di un modello di sviluppo basato solo sul livello ambientale, ed è stata introdotta una visione integrata delle diverse dimensioni dello sviluppo, basata anche su aspetti economici e sociali (United Nation,

2015). La DQA ha anticipato tali principi, in particolare, attraverso l'introduzione di strumenti economici (art. 9) relativi al principio chi inquina/ usa paga (PPP) e all'adeguato recupero dei costi dei servizi idrici, compresi i costi ambientali e della risorsa, da realizzarsi (anche) attraverso un'adeguata politica dei prezzi. La normativa richiede, quindi, la quantificazione dei costi ambientali e della risorsa e la quota di contributo a carico dei vari settori di utilizzo della risorsa sulla base dell'analisi economica.

La DQA considera come riferimento territoriale il Distretto Idrografico¹, dunque le competenze in materia di pianificazione della risorsa idrica sono di competenza delle Autorità di gestione del distretto idrografico.

La DQA promuove l'utilizzo di strumenti economici, sia per quanto riguarda le leve di recupero del costo, sia per quanto riguarda la necessità di esprimere in termini monetari alcuni processi fisici come le pressioni e i benefici ambientali. Ciò richiede alcuni sforzi per approfondire la conoscenza degli aspetti economici e ambientali legati all'uso dell'acqua per tutti gli usi, incluso quello agricolo, che presenta numerose interazioni con gli ecosistemi, tanto da aver creato un ecosistema semi-naturale complesso come l'agro-ecosistema irriguo, le cui peculiarità caratterizzano fortemente il territorio nazionale.

Obiettivi della ricerca

L'applicazione degli strumenti economici promossi dalla DQA (art. 9) apre la strada all'analisi della multidimensionalità degli impatti dell'uso dell'acqua in agricoltura. Questi possono essere infatti puramente economici, in relazione al sostentamento del settore agricolo, che dall'acqua trae beneficio attraverso la produzione e commercializzazione dei prodotti e materie prime, ma anche ambientali. Questi ultimi vengono generati spesso nella forma di esternalità, per cui si rende necessaria la quantificazione in termini monetari, anche al fine di esprimere tutti gli impatti attraverso un'unica unità di misura.

Il presente lavoro si propone di integrare questi elementi attraverso l'analisi di un caso studio, dimostrando come l'analisi economica degli utilizzi idrici, in particolare quello agricolo, dovrebbe tener conto di una serie di aspetti che derivano dalle specifiche peculiarità territoriali. Il lavoro prende infatti in esame un caso in cui l'uso sostenibile della risorsa idrica non corrisponde necessariamente a un uso efficiente dal punto di vista tecnico, pur essendo l'efficienza tecnica fondamentale per

¹ L'intero territorio italiano è suddiviso in 7 distretti idrografici e per ognuno è previsto un PdG (Piano di Gestione di Distretto Idrografico), che è il masterplan di riferimento in materia di governo della risorsa idrica, in cui sono contenute le misure per l'attuazione della DQA e le relative fonti di finanziamento.

tutelare lo stato dei corpi idrici soggetti al prelievo e per tutelare la capacità produttiva e il reddito del settore agricolo.

I risultati, suggerendo l'esistenza una correlazione positiva tra le variabili prese in esame, hanno diverse implicazioni. Da un lato confermano la rilevanza del valore della risorsa idrica nel processo produttivo agricolo. Dall'altro lato, rendono ancora più preoccupanti gli scenari di cambiamento climatico, soprattutto in relazione agli eventi siccitosi. La correlazione positiva tra irrigazione e redditività aziendale rende evidente il potenziale impatto negativo della mancata disponibilità idrica in casi di siccità idrologica sul settore agricolo, per cui le politiche di risparmio non sono solo una necessità ambientale per la tutela di beni comuni come i corpi idrici, bensì un'esigenza di tutela della ricchezza prodotta dal settore stesso. I risultati ottenuti evidenziano quindi la necessità di preservare lo stato quali-quantitativo dei corpi idrici e di ottimizzare l'uso della risorsa idrica, riducendo i volumi impiegati assicurando al contempo pari livelli di output sotto il profilo qualitativo e quantitativo. Ciò risulta ancora più urgente se si considera che le politiche ambientali introducono, tra gli altri, strumenti regolatori volti a imporre limitazioni alle quantità concesse per ridurre i prelievi. In tale contesto, le soluzioni che garantiscono la tutela della sostenibilità economica delle aziende agricole sono diverse. Ad esempio, gli strumenti economici di gestione del rischio che tengano conto dei fenomeni di variabilità idrologica e disponibilità idrica sono uno strumento in grado di attutire le perdite economiche dovute alla siccità idrologica (Giannoccaro et al., 2019). Questi strumenti, quindi, operano ex-post, una volta che le perdite economiche si sono verificate. Il presente lavoro considera invece il fattore tecnologico, in particolare il miglioramento dell'efficienza tecnica dell'uso dell'acqua, che consente di risparmiare acqua assicurando lo stesso livello di output sia in quantità sia in qualità, operando quindi ex-ante. L'efficienza tecnica dell'irrigazione è considerata in questo lavoro nel suo complesso, come misura potenzialmente efficace in termini di riduzione dei prelievi, dunque sia come efficienza del trasporto sia come efficienza dell'applicazione al campo (cfr par 1.8). È opportuno evidenziare che l'uso efficiente della risorsa idrica è perseguito anche attraverso gli strumenti economici promossi dalla DQA (come l'applicazione della tariffa volumetrica).

Il tema dell'efficienza irrigua è tuttavia oggetto di discussione in letteratura, in quanto esiste un trade-off tra efficienza tecnica dell'irrigazione e consumo complessivo a livello di bacino (cfr par 1.8). Se da un lato è necessario preservare i corpi idrici soggetti al prelievo attraverso le politiche di risparmio e di miglioramento dell'efficienza dell'irrigazione, dall'altro è importante considerare gli aspetti legati all'uso dell'acqua ad una scala più ampia rispetto a quella aziendale, comprensoriale e /o consortile. È importante infatti considerare i ritorni in falda che si rendono disponibili a valle grazie a un importante servizio ecosistemico dell'irrigazione, ossia la ricarica degli acquiferi. Perciò, un incremento dell'efficienza a monte potrebbe diminuire la disponibilità idrica a valle, che, non solo

può essere riutilizzata per scopi produttivi, ma può anche fornire altre tipologie di benefici ambientali. Il lavoro prevede la ricognizione di questi aspetti, passando in rassegna i servizi ecosistemici dell'agricoltura irrigua, focalizzandosi su quelli che potrebbero essere compromessi dall'aumento dell'efficienza e dal risparmio idrico.

La valutazione della sostenibilità dell'impiego della risorsa idrica in agricoltura dovrebbe mettere a sistema impatti positivi e negativi, economici e ambientali e ciò richiede l'uso di una stessa unità di misura. La Figura 3 presenta il quadro concettuale in cui si sviluppa la presente ricerca. La Figura mostra il caso in cui l'aumento dell'efficienza mitiga le pressioni negative sui corpi idrici oggetto al prelievo ma, allo stesso tempo, genera potenziali effetti negativi sul flusso dei servizi ecosistemici di altri sistemi acquatici. Da ciò derivano considerazioni sull'applicazione del principio del recupero del costo ambientale generato dagli utilizzi idrici agricoli ai sensi della DQA.

Gli strumenti economici promossi dalla DQA, dunque, rappresentano il punto di partenza (politiche dei prezzi che promuovono l'uso efficiente) e il punto di arrivo della presente analisi.

È opportuno evidenziare che il quadro concettuale rappresentato nella figura fornisce una rappresentazione molto parziale dei fenomeni legati alla gestione dell'acqua in agricoltura, in quanto finalizzato esclusivamente all'articolazione del quesito di ricerca. Inoltre, la correttezza di quanto rappresentato dipende dalle condizioni idro-morfologiche dall'area presa in esame. Nella presente ricerca si fa infatti riferimento a specifiche aree situate nell'Italia settentrionale, un'area storicamente ricca di acqua (seppur interessata da sempre più frequenti periodi di siccità) e che presenta caratteristiche particolari dal punto di vista delle interazioni tra flussi idrici superficiali e sotterranei. In aree differenti dal punto di vista climatico e idro-morfologico, come quelle del Italia meridionale, in cui i corpi idrici superficiali sono presenti in numero ridotto e storicamente interessata da frequenti eventi siccitosi, l'analisi richiederebbe un quadro differente.

L'obiettivo è dunque quello di sviluppare parte del quadro logico presentato nella Figura 3, focalizzando l'analisi degli aspetti quantitativi sugli impatti positivi dell'irrigazione, in quanto meno indagati.

I quesiti specifici a cui si cercherà di rispondere sono i seguenti:

Q1 Esiste una relazione statisticamente significativa tra presenza dell'irrigazione e di sistemi irrigui efficienti e redditività delle aziende agricole?

Q2 Quali dei servizi ecosistemici prodotti dall'irrigazione nell'area di studio potrebbero subire variazioni negative a seguito dell'incremento dell'efficienza irrigua? Qual è il loro valore monetario?

Sebbene l'obiettivo preposto richieda un livello di analisi definito da confini idrologici, il caso studio presentato nel presente lavoro riguarda un territorio regionale, definito dunque da confini

amministrativi. L'uso di una scala di analisi regionale ha consentito di ricorrere alla Rete di Informazione Contabile Agricola (RICA) l'unica fonte di dati microeconomici basati su principi contabili armonizzati; tale banca dati, essendo costruita sulla base di un piano di campionamento redatto per regione, consente di elaborare analisi su campioni regionali. Inoltre, la scelta di una scala di analisi definita da limiti amministrativi è dovuta alla necessità di ricorrere a questionari somministrati in via telematica.

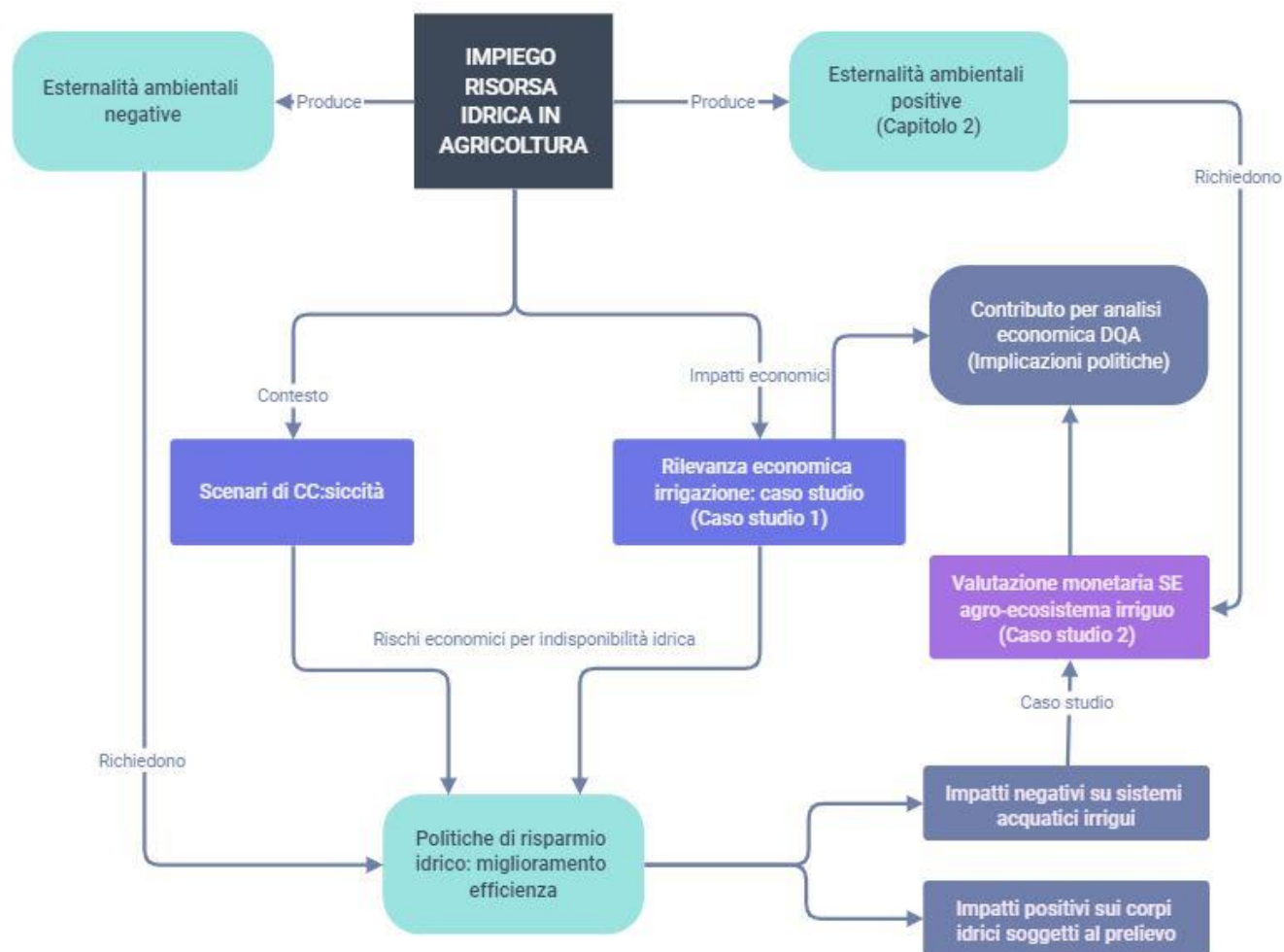
Il presente lavoro, pur non proponendosi di implementare l'analisi economica degli utilizzi idrici agricoli in un determinato Distretto, fornisce diversi elementi che contribuiscono al completamento del complesso quadro conoscitivo degli impatti economici e ambientali dell'uso dell'acqua in agricoltura. Il contributo del lavoro è quindi duplice: da un lato approfondisce le questioni relative al trade-off tra efficienza dell'irrigazione a monte e impatti economico-ambientali a valle, che potrebbero verificarsi attraverso la diminuzione dei valori monetari dei servizi ecosistemici; dall'altro evidenzia ed esprime in termini monetari specifici effetti dell'uso dell'acqua in agricoltura, finora poco indagati, da includere nell'analisi economica degli utilizzi idrici dei PdG ai sensi della DQA. Inoltre, integra diversi aspetti economici e ambientali legati alla gestione della risorsa idrica, che, in ragione di specifiche peculiarità territoriali, possono risultare in contrasto tra loro.

Rispetto a quanto già prodotto in letteratura sull'analisi degli aspetti relativi all'uso dell'acqua in agricoltura, il lavoro presenta elementi di novità, che derivano in particolare dal tentativo offrire un contributo alla costruzione di un quadro conoscitivo finalizzato all'attuazione delle politiche ambientali in tema di risorsa idrica. Come si vedrà, infatti, esistono diversi studi che stimano il valore monetario dei servizi ecosistemi dell'agro-ecosistema irriguo, ma le indicazioni per l'integrazione nell'analisi economica degli utilizzi idrici sono piuttosto scarse. Thiene & Tsur (2013) stimano in valore paesaggistico di due colture irrigue, fornendo considerazioni sull'opportunità di inserire questo aspetto nelle politiche di prezzo dell'acqua; a differenza del presente lavoro, gli autori non fanno riferimento al tema dell'efficienza tecnica dell'irrigazione. Martin-Ortega et al (2011) valutano il costo sociale che deriva dal non destinare acqua sufficiente per il raggiungimento del buono stato ecologico dei corpi idrici e le relative implicazioni in termini di applicazione dell'art. 9 della DQA; il presente lavoro è invece focalizzato sugli ecosistemi acquatici artificiali e semi-naturali legati all'irrigazione, sebbene gli impatti sugli ecosistemi naturali dovrebbero essere inclusi per sviluppi futuri per l'analisi complessiva degli utilizzi idrici.

Per quanto riguarda il tema dell'efficienza irrigua, filo conduttore tra il secondo e il terzo capitolo, in letteratura si rintracciano numerosi studi che dimostrano effetti controversi. Il cosiddetto effetto *rebound*, ossia la proposizione che l'aumento dell'efficienza nell'uso di una risorsa tende ad aumentare

(piuttosto che diminuire) il tasso di consumo di quella risorsa, è trattato da diversi autori (Berbel et al., 2015), considerando l'effetto dovuto sia alla riduzione dei costi per l'acqua, sia alla riduzione dei flussi di ritorno (Dumont et al. 2019). A differenza di quanto già presente in letteratura, il lavoro non ha l'obiettivo di riportare ulteriori evidenze sull'esistenza di questo fenomeno, bensì, partendo studi che provano l'esistenza di un effetto rebound dovuto alla riduzione dei flussi di ritorno nell'area di studio, viene utilizzato un approccio ecosistemico per individuare il valore economico che la collettività attribuisce ai potenziali benefici di sistemi acquatici irrigui tradizionali poco efficienti. Inoltre, il lavoro, finalizza la valutazione monetaria dei beni ambientali alla restituzione di un contributo che consenta di valutare il bilancio benefici e costi di misure delle misure per l'incremento dell'efficienza irrigua. Espinosa-Tasón et al. (2020) dimostrano che il passaggio a sistemi irrigui più efficienti comporta un aumento del consumo di energia; il presente lavoro considera altri potenziali effetti negativi in termini di riduzione di servizi ecosistemici per i quali, come si dimostrerà, la collettività mostra una disponibilità a pagare. Un limite rilevante del lavoro riguarda, oltre alla specificità territoriale dei casi studio considerati, soprattutto la mancanza degli aspetti legati alla qualità dell'acqua. L'area selezionata per l'analisi dei casi studio è la regione Lombardia, selezionata per la rilevanza del settore agro-alimentare di questa regione nel contesto nazionale e per la particolarità in termini di interazioni tra irrigazione e flusso di servizi ecosistemici.

Figura 3 Quadro per l'articolazione del quesito di ricerca



Fonte: elaborazione propria

Struttura e quesiti di ricerca

Il Capitolo 1 è finalizzato a fornire un quadro concettuale su alcuni aspetti economici e ambientali legati all'agricoltura irrigua. Il quadro approfondisce le tematiche legate al costo ambientale e della risorsa generato dall'impiego dell'acqua in agricoltura, con particolare riferimento alle teorie economiche alla base delle esternalità e ai metodi messi a punto dalla Commissione Europea per l'integrazione di questi aspetti negli strumenti di pianificazione della gestione della risorsa idrica. Qui viene inoltre presentata una rassegna, condotta attraverso l'analisi della letteratura, finalizzata a evidenziare tutti gli impatti positivi che possono essere generati dall'uso dell'acqua in agricoltura, soprattutto in condizioni di scarsa efficienza, come nel caso dei sistemi irrigui tradizionali. Il Capitolo fornisce evidenze sull'importanza di fornire una stima monetaria dei servizi ecosistemici, inclusi quelli dell'agro-ecosistema irriguo.

Il Capitolo 2 consiste in un caso studio sull'analisi dell'impatto economico dell'irrigazione in termini di sostentamento del settore agricolo. Si propone perciò l'analisi empirica di un caso studio sulla redditività di un campione di aziende agricole in un determinato anno, impostata per rispondere a quesito di ricerca Q1, le cui implicazioni riguardano la necessità di proseguire il percorso delle politiche per il miglioramento dell'efficienza dell'uso dell'acqua in agricoltura. Il tema dell'efficienza apre la strada a considerazioni che riguardano i servizi ecosistemici generati dall'irrigazione che saranno sviluppate.

Il Capitolo 3 presenta un caso studio per la valutazione di alcuni servizi ecosistemici generati dall'agricoltura irrigua, effettuata attraverso la tecnica dell'esperimento di scelta. È stata approfondita la ricognizione dei servizi ecosistemici dell'agricoltura irrigua presentata nel paragrafo 1.9, concentrando l'attenzione sui fenomeni di interazione dei flussi idrici che avvengono nell'area di studio che possono essere diminuiti dagli interventi di efficientamento.

L'analisi degli aspetti legati all'utilizzo idrico agricolo richiede di considerare i servizi ecosistemici dei corpi idrici soggetti al prelievo, il cui flusso potrebbe essere diminuito dai prelievi e dal rilascio degli inquinanti per lisciviazione e/o a causa del deflusso superficiale (e quindi aumentato grazie alle politiche di risparmio). Tale aspetto, seppur chiarito nel Capitolo 1 non viene approfondito dal punto di vista quantitativo.

Nel Capitolo 4 saranno descritte le implicazioni dei risultati ottenuti, in termini di contributo all'implementazione dell'analisi economica dell'utilizzo idrico irriguo.

CAPITOLO 1

1. Quadro concettuale

1.1. Rilevanza economica dell'irrigazione

Gli aspetti economici e ambientali legati all'uso dell'acqua svolgono un ruolo chiave in relazione alle politiche di gestione dell'acqua, come la DQA. In particolare, la valutazione della rilevanza socio-economica degli usi dell'acqua fornisce informazioni utili per riconoscere il valore dell'acqua come input da utilizzare nei processi produttivi (Working Group 2.6 - WATECO, 2003), nel momento in cui viene resa disponibile dalle precipitazioni o dall'irrigazione in tempi, modalità e volumi adeguati. Per valutare la rilevanza economica dell'acqua per la produzione agricola è possibile far riferimento alla funzione di produzione, che stima il contributo degli input per le colture (Grammatikopoulou, 2020). Nello specifico, è possibile utilizzare funzioni che stimano l'effetto della riduzione di disponibilità idrica sulla produzione attraverso l'aumento del rapporto tra evapotraspirazione massima ed effettiva (Jensen, 1968; Stewart, 1977; Steduto et al., 2012).

Considerando l'acqua disponibile grazie all'irrigazione, è possibile calcolare il contributo dell'acqua irrigua alla resa delle colture. Tuttavia, il contributo economico dell'irrigazione non si manifesta solo attraverso le rese produttive, ma anche attraverso la redditività delle colture. Ad esempio, alcune colture possono essere coltivate in asciutto (quindi evitando di ricorrere all'irrigazione) pur non causando stress idrico per le colture. I vantaggi dell'irrigazione, in questo caso, si esprimono non attraverso le quantità prodotte, ma attraverso il sistema dei prezzi di vendita e dei costi di produzione. La letteratura offre alcuni studi sulla valutazione dell'impatto economico dell'irrigazione. Kirsten e J Van Zyl (1990) utilizzano l'analisi input-output per valutare l'impatto economico dello sviluppo dell'irrigazione; gli autori, attraverso la matrice inversa di Leontief, evidenziano che l'irrigazione impatta sia direttamente sul settore agricolo sia in maniera indiretta su altri settori e consumi.

Columba e Altamore (2006), confrontando la Produzione Lorda Vendibile e il Margine Lordo delle aziende agricole delle regioni meridionali italiane, dimostrano che l'irrigazione può migliorare la produzione e le prestazioni economiche delle colture, sia di quelle che necessitano di irrigazione che di quelle che non ne hanno necessariamente bisogno, ma che ottengono prestazioni migliori con l'uso dell'acqua. Gli autori stimano che la metà del valore economico nazionale della produzione agricola derivi dalle colture irrigue, che rappresentano 1/5 della Superficie Agricola Utilizzata (SAU).

Grimes e Aitken (2008) stimano il valore dell'acqua irrigua in un'area della Nuova Zelanda soggetta a siccità in cui operano sia aziende che ricorrono all'irrigazione sia aziende che coltivano in asciutto; gli autori utilizzano metodi econometrici per stimare i prezzi di vendita degli immobili, valutandone

la variazione in funzione della presenza di diritti per l'uso dell'acqua altre caratteristiche delle aziende.

Diversi autori hanno utilizzato il residual method per stimare i benefici economici dell'irrigazione. In questo contesto, il residual method viene utilizzato per stimare i benefici dell'utilizzo dell'acqua per l'irrigazione confrontando il margine lordo con e senza risorsa (Klein et al., 2012; Doak et al., 2004; Hellegers e Davidson, 2010). Ad esempio, Klein et al. (2013) usano il residual method per stimare i margini lordi incrementali totali dell'utilizzo dell'acqua per irrigare le colture agricole in quattro sottobacini nell'Alberta meridionale. I margini lordi incrementali totali sono stimati sottraendo ai margini lordi delle colture irrigate i margini lordi stimati delle colture delle zone aride nell'ipotesi di assenza dell'irrigazione.

Lopez-Nicolas et al. (2017) presentano un quadro integrato per prevedere gli impatti economici diretti della siccità sull'agricoltura irrigua. Considerano l'incertezza sulla disponibilità di acqua e la volatilità dei prezzi delle colture, combinando la valutazione econometrica, la proiezione stocastica degli afflussi e le simulazioni sulle regole di funzionamento del sistema che definiscono l'allocazione/distribuzione dell'acqua

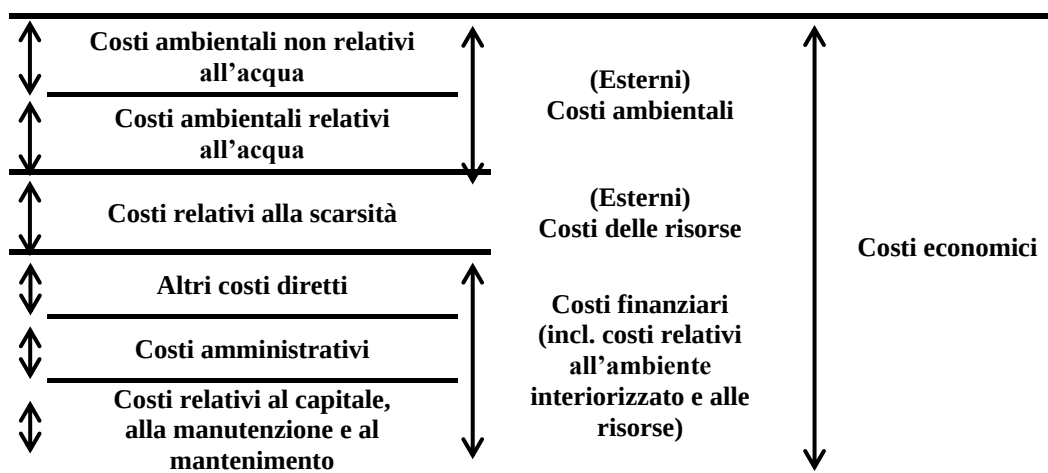
Giannoccaro et al. (2019) hanno condotto una valutazione empirica dell'impatto che la riduzione della disponibilità idrica ha sulla produzione di pomodoro nell'area della Capitanata in Puglia. Gli autori stimano che gli eventi di siccità verificatisi nel periodo di interesse abbiano causato perdite del 30% rispetto agli anni con regolare disponibilità idrica.

Infine, Rosato e Rotaris (2014), nell'ambito del “Rapporto condizionalità ex-ante per le risorse idriche: opportunità e vincoli per il mondo agricolo” (a cura di Zucaro, 2014), valutano l'effetto dell'irrigazione in Italia attraverso un approccio edonimetrico a partire dai valori dei terreni agricoli. Tale analisi ha consentito di stimare una relazione statisticamente significativa tra i valori dei terreni agricoli e la possibilità di irrigare. I risultati mostrano che l'irrigazione contribuisce in modo significativo ad aumentare i valori dei terreni agricoli, in particolare dove l'irrigazione e le colture specializzate sono più diffuse.

1.2. Recupero del costo degli utilizzi idrici

La DQA stabilisce il principio del recupero del costo dei servizi idrici. Esso richiede agli utilizzatori di contribuire alla copertura di tutti i costi di tali servizi, inclusi i costi ambientali e della risorsa. Tale principio è stato chiarito e sviluppato dal gruppo di lavoro costituito dalla Commissione Europea per analizzare gli aspetti economici dell'uso della risorsa idrica (WATECO). Gli studi messi a disposizione in tale ambito forniscono un chiaro riferimento per distinguere le componenti del costo totale dei servizi idrici (Figura 4).

Figura 4 Componenti del costo totale dei servizi idrici



Fonte: WATECO 2002

Come si vedrà più avanti, la componente dei costi ambientali è rappresentata da Rogers et al. (1998) come esternalità, che possono essere sia positive sia negative.

Per quanto riguarda il settore agricolo, le componenti di costo rappresentate nella Figura 4 sono descritte come segue.

- **Costi finanziari**, costi legati alla fornitura ed alla gestione degli usi e dei servizi idrici. Comprendono i **costi operativi di gestione** e i **costi delle manutenzioni** e i **costi di capitale**. Nel settore agricolo, il costo del capitale fisso relativo agli investimenti irrigui è stato ed è sostenuto in buona parte dalla finanza pubblica e, quindi, a carico della fiscalità collettiva, in ragione dell'interesse collettivo dei benefici forniti dagli impianti irrigui, che si concretizzano nella garanzia di produzioni agricole e nell'aumento della competitività del sistema agricolo nazionale. Con riferimento al costo di gestione, nel servizio di irrigazione collettivo, ampiamente diffuso in Italia, gli enti irrigui riscuotono contributi dagli utenti per coprire spese di gestione, costituiti dai costi delle concessioni, da costi operativi dell'irrigazione e dai costi di funzionamento degli enti. La contribuzione si basa sulla ripartizione della spesa tra gli utenti, in proporzione ai benefici potenziali o effettivi conseguibili con l'irrigazione. Tra i costi finanziari vi sono anche i costi amministrativi relativi alla gestione della risorsa idrica.
- **Costi ambientali**. Sono definiti come i costi legati ai danni che l'uso stesso delle risorse idriche causa all'ambiente, agli ecosistemi e alla collettività. Questi possono generarsi a danno delle risorse idriche (costi ambientali relativi alla risorsa idrica) oppure di altri asset del capitale naturale (costi ambientali non legati alla risorsa idrica). Nel caso specifico del settore agricolo i costi ambientali sono dovuti all'inquinamento da nutrienti e fitofarmaci e alle pressioni da prelievo. Secondo l'impostazione del gruppo WATECO, il costo ambientale è

pari al costo delle misure per la mitigazione del danno ambientale attribuibili al settore agricolo. Il classico esempio è rappresentato dalla realizzazione di infrastrutture verdi nelle aree agricole per favorire la depurazione del deflusso superficiale dagli inquinanti, oppure per la realizzazione di opere per l'incremento dell'efficienza al fine di ripristinare lo stato quantitativo di corpi idrici depauperati.

- **Costi della risorsa.** Sono costi che si generano in sede di allocazione della risorsa se l'alternativa d'uso dell'acqua genera un valore economico (d'uso e di non uso nel caso di finalità ambientali) è maggiore rispetto all'utilizzo agricolo.

A livello nazionale, i criteri omogenei per la quantificazione dei costi ambientali e della risorsa sono stati introdotti dal Ministero dell'Ambiente con apposito decreto², e con la pubblicazione del Manuale Operativo e Metodologico per l'implementazione dell'analisi economica³.

A livello nazionale, sono state indicate le definizioni unitarie di utilizzi idrici, classificati in servizi e usi, la definizione di costo ambientale e della risorsa, le modalità di individuazione dei costi ambientali internalizzati dalle attività economiche e quelli da internalizzare, nel rispetto del principio chi inquina/usa paga, nonché gli strumenti di internalizzazione (leve di recupero del costo). Le indicazioni fornite dalla Commissione Europea nell'ambito della *Guidance on water economics* (WATECO), che ha guidato la stesura della normativa nazionale, indicano i passaggi principali coinvolti nella valutazione dei costi ambientali:

- valutazione (di impatto) ambientale per qualificare e quantificare il danno ambientale dovuto alle pressioni dei settori di utilizzo;
- valutazione economica del danno ambientale;
- valutazione della misura in cui i costi sono internalizzati o meno sulla base dell'applicazione del principio "chi inquina e/o beneficia paga".

Secondo il quadro fornito dalla Commissione Europea, il costo ambientale derivante dagli impatti negativi sui corpi idrici può essere considerato internalizzato se le misure adottate per risarcire il danno sono finanziate da chi usa/inquina (Figura 5). Ciò può considerarsi un'applicazione dei metodi di valutazione dei servizi ecosistemici basati sul costo (cfr par. 1.6).

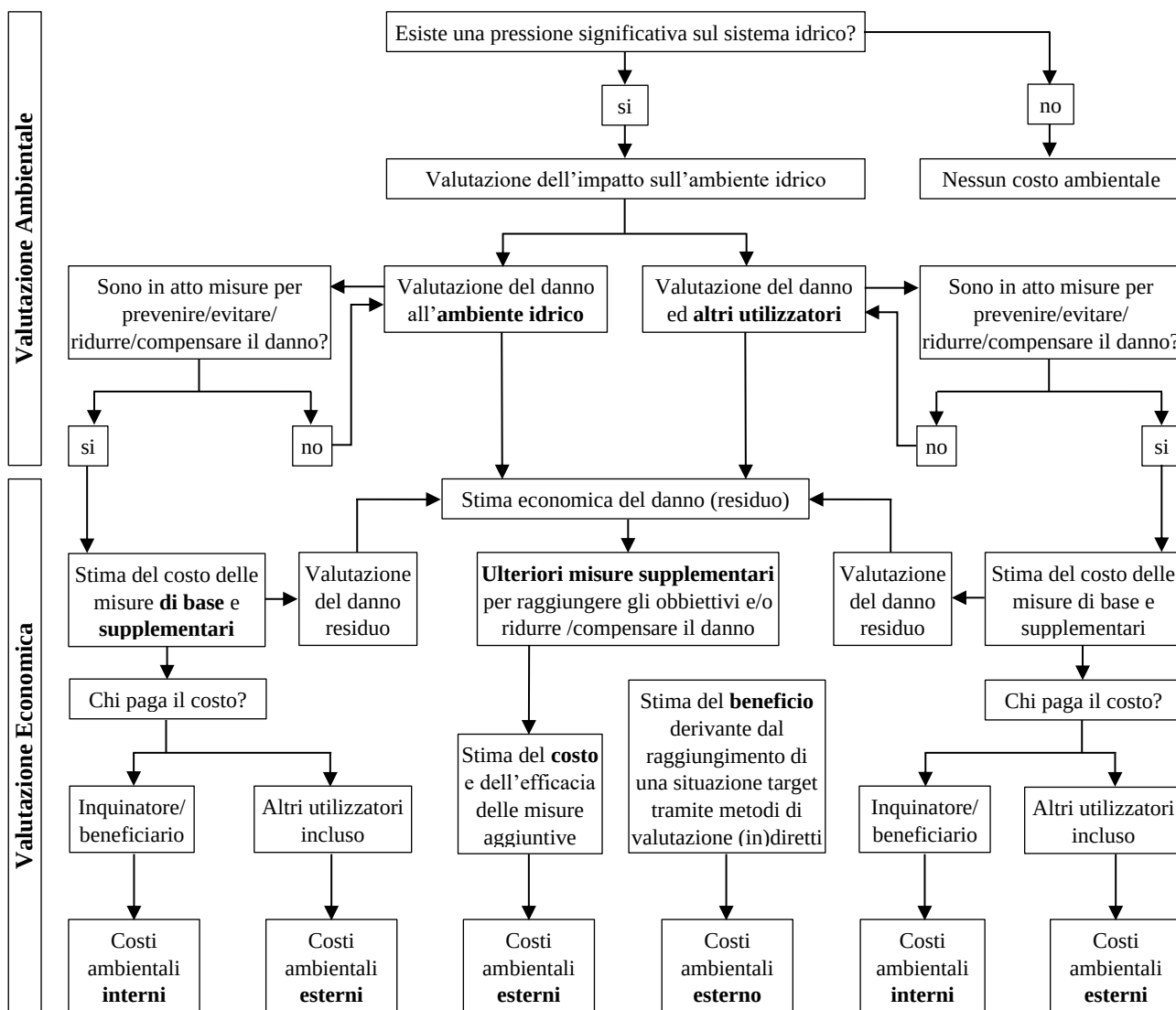
Accanto a questo approccio, di tipo cost-based, la Commissione propone anche un approccio benefit-based, basato sulla stima della perdita di benessere dovuta al danno ambientale o all'aumento del benessere se il danno ambientale viene evitato, calcolato attraverso la Disponibilità a pagare da parte

² Decreto Ministeriale 24 febbraio 2015, n. 39 Regolamento recante i criteri per la definizione dei costi ambientali e della risorsa per i vari settori d'impiego dell'acqua

³ Decreto Direttoriale n. 574/STA del 6 dicembre 2018

della collettività per l'implementazione delle misure. Tale opzione è individuabile nella Figura 5, in particolare nel riquadro “Stima del beneficio derivante dal raggiungimento di una situazione target tramite metodi di valutazione (in)diretti”.

Figura 5 Procedura di individuazione dei costi ambientali degli utilizzi idrici



Fonte: WFD CIS Drafting Group ECO2 - Information sheet – 2004

Indipendentemente dall'approccio utilizzato, nel contesto del recupero dei costi è prevista una valutazione delle misure già in vigore; se il costo relativo è sostenuto dal soggetto che inquina/usa, tale costo può considerarsi un costo ambientale internalizzato. Per la parte di danno residuo, non sanato attraverso le misure in essere, è necessario procedere alla quantificazione di misure aggiuntive necessarie e/o dell'ipotetico beneficio relativo al raggiungimento dei target. Sia i costi delle misure in essere non a carico di chi ha generato il danno sia i costi relativi alle misure aggiuntive necessarie si configurano come costi ambientali esterni.

Le misure in questione consistono in misure volte al raggiungimento degli obiettivi ambientali (buono stato delle acque superficiali e acque sotterranee) da implementare nell'ambito dei Piani di Gestione di Distretto Idrografico nei Programmi di Misure (Programme of Measures- PoM). In particolare, la DQA distingue tra misure di base, che rappresentano i requisiti legislativi minimi che devono essere rispettati, e, ove necessario, misure supplementari⁴.

Queste devono trovare copertura finanziaria attraverso diverse leve per il recupero dei costi (prezzi e strumenti fiscali) e altri strumenti per l'internalizzazione dei costi (fissazione di obblighi).

Il D.M.15 febbraio 2015 n. 39 indica i principali strumenti per l'internalizzazione dei costi ambientali e della risorsa:

- fissazioni di obblighi, come ad esempio il rilascio del Deflusso Ecologico, ossia il volume d'acqua utile affinché l'ecosistema acquatico continui a prosperare e a fornire i servizi necessari;
- strumenti fiscali (es. tasse, tributi, contributi);
- politiche dei prezzi, che riguardano l'applicazione di canoni di concessione e contributi irrigui che dovrebbero includere una quota destinata al recupero del costo ambientale e della risorsa.

Di particolare rilevanza, in termini di equilibri contabili delle aziende agricole e degli enti gestori della risorsa idrica nell'irrigazione collettiva, è l'applicazione delle politiche dei prezzi, che riguardano sostanzialmente rimodulazioni dei canoni di concessione e dei contributi irrigui.

Ai sensi dell'art. 9 della DQA, la determinazione del costo ambientale e della risorsa deve basarsi sull'analisi economica degli utilizzi idrici. Il Manuale Operativo riporta indica le informazioni minime e le fasi necessarie per l'analisi economica, da effettuarsi nell'ambito dei PdG, strutturate sulla base del modello DPSIR (Determinati, Pressioni, Stato, Impatto, Risposte) sviluppato dall'Agenzia Europea per l'Ambiente. Queste sono:

- 1) la descrizione generale del Distretto (principali caratteristiche demografiche, territoriali, ambientali, occupazionali e produttive;
- 2) la descrizione, analisi e valutazione dello stato ambientale del Distretto (stato attuale dei corpi idrici e "gap" rispetto all'obiettivo;
- 3) la descrizione, analisi e valutazione dello stato socio-economico del Distretto (caratteristiche socio economiche degli utilizzi che impattano sui corpi idrici);
- 4) la quantificazione del contributo di ogni utilizzo per la determinazione del "chi inquina paga" (quantificazione delle pressioni e degli impatti generati dagli utilizzi

⁴ le misure devono essere raggruppate in Key Type of Measures (KTM), definite come tipologie di misure individuate dagli Stati membri che rispondono alla medesima pressione o scopo

- 5) la determinazione del programma di misure (PoM) (descrizione delle misure che si intende mettere in atto e il contributo dei diversi utilizzi alla loro attuazione e copertura). Di tali misure è individuato il grado di efficacia in termini di conseguimento degli obiettivi di qualità previsti dalla Direttiva 2000/60/CE, il costo e il grado di sostenibilità economico finanziaria.
- 6) L'individuazione delle leve per il recupero dei costi. Per ciascun utilizzo sono descritti gli strumenti che assicurano la copertura del costo (canoni, contributi, tasse, obblighi ecc.)

Le esternalità positive dell'irrigazione trovano spazio nella fase tre, in cui viene richiesta anche l'analisi degli aspetti economici degli utilizzi idrici anche in termine di valore aggiunto prodotto, e nella fase cinque. In particolare, le esternalità positive che impattano direttamente sui corpi idrici, sostituendosi alle misure per il recupero del danno ambientale, costituiscono una proxy del costo ambientale. Questi possono essere valutati sia con un approccio cost-based sia con un approccio benefit-based, come evidenziato nella Figura 5.

1.3. La teoria economica alla base delle esternalità

L'analisi economica dell'uso dell'acqua in agricoltura necessita di tenere in considerazione sia gli impatti ambientali dell'irrigazione, sia gli aspetti puramente economici legati alla capacità di produrre reddito grazie all'impiego della risorsa idrica. In particolare, l'analisi socio-economica consente di valutare e confrontare l'importanza socio-economica degli utilizzi idrici (WATECO, 2005). L'analisi economica dell'uso dell'acqua per l'agricoltura necessita, quindi, di considerare sia gli impatti ambientali positivi e negativi dell'irrigazione, sia gli aspetti economici legati alla produttività agricola. In questa fase, quindi, è ricompresa anche l'analisi delle esternalità positive prodotte dagli utilizzi agricoli, che devono essere considerate in parallelo come benefici insieme alla determinazione del costo già internalizzato dal settore agricolo, e valutate anche in termini monetari.

In presenza di un sistema definito di diritti di proprietà, il mercato tende alla cosiddetta efficienza allocativa, ossia una situazione in cui il surplus che ne deriva risulta massimizzato (Tietenberg, Lewis, 2012). Il surplus economico, a sua volta, è la somma del surplus del consumatore e del surplus del produttore. L'allocazione efficiente corrisponde all'ottimo paretiano, ossia una situazione in cui non esiste un'allocazione alternativa che consenta a un agente di trarre maggiore vantaggio senza che comporti un peggioramento dell'utilità di un altro agente (Tietenberg, Lewis, 2012). Ciò avviene nel punto in cui la curva di costo marginale incontra la curva di beneficio marginale.

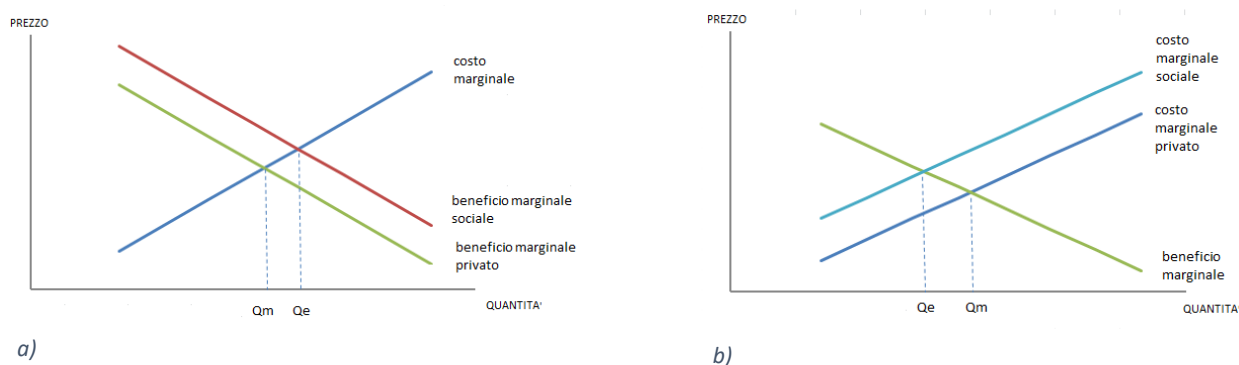
Ciò non accade in presenza di beni e servizi ambientali, in quanto essi, configurandosi come beni pubblici, non presentano la caratteristica dell'esclusività, ossia la possibilità di escludere qualcuna dalla fruizione del bene, che è la principale caratteristica di un sistema efficiente di diritti di proprietà.

Molti beni ambientali sono anche spesso non rivali, ossia il consumo di questi beni da parte di un individuo non pregiudica la possibilità di consumo da parte di un altro individuo.

In assenza di diritti di proprietà, e quindi in presenza di beni pubblici, si generano le cosiddette esternalità, ossia una situazione in cui il benessere di un agente, che sia un'azienda o una famiglia, dipende non solo dalle sue attività, ma anche da attività sotto il controllo di qualche altro agente. Le esternalità possono essere negative e positive. Si parla di esternalità negative quando, ad esempio, un'attività produttiva genera un costo esterno che incide su altri agenti, come nel caso dell'inquinamento. Si parla di invece di esternalità positive quando la produzione o il consumo di certi beni determina un miglioramento del benessere di un agente esterno.

Le esternalità generano inefficienze allocative e quindi fallimenti di mercato. In caso di esternalità negative, le attività generano effetti che si riversano sulla collettività che determinano costi che si aggiungono al costo marginale privato. La curva di costo complessiva risulta quindi maggiore rispetto alla curva di costo privato, spostando il punto di equilibrio verso una quantità effettiva maggiore rispetto alla quantità efficiente (Figura 6a). Nel caso di esternalità positive, i benefici esterni spostano la curva di beneficio marginale verso destra; in tale situazione la quantità effettiva prodotta è minore rispetto a quella efficiente (Figura 6b).

Figura 6 Quantità efficiente e quantità ottimali nel caso di esternalità negative e positive



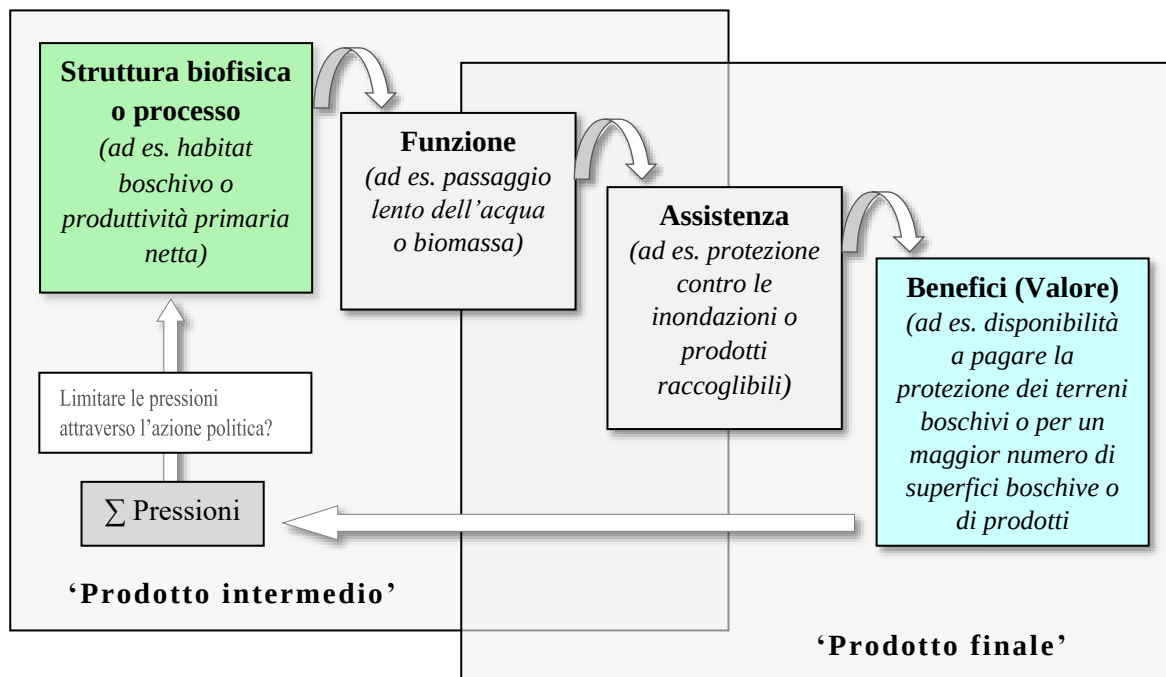
Fonte: Stiglitz, (2004)

Da ciò emerge la necessità di quantificare in termini monetari le esternalità, al fine di individuare le curve di costo e di benefici esterni. Per correggere tali distorsioni, dunque, è necessario individuare il valore monetario dei beni e servizi che generano queste esternalità, quindi i beni pubblici, in cui rientrano numerosi beni e servizi ambientali.

1.4. I servizi ecosistemici

Un approccio utile per individuare le esternalità ambientali è quello dei servizi ecosistemici (SE), ossia i benefici forniti agli esseri umani attraverso le trasformazioni di risorse (o beni ambientali, inclusi terra, acqua, vegetazione e atmosfera) in un flusso di beni e servizi essenziali (Constanza et al. 1997). Il Millennium Ecosystem Assessment definisce i servizi ecosistemici come i benefici multipli forniti dagli ecosistemi all'umanità (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Il concetto è tutt'altro che recente; Haines-Young and Potschin (2017) forniscono alcuni riferimenti sulle origini del concetto di servizi ecosistemici. Già negli anni Settanta diversi autori si sono occupati di tematiche quali, “servizi ambientali”, “funzioni di servizio pubblico del ambiente globale”, “servizi della natura”, fino ad arrivare al termine “servizi ecosistemici” utilizzato da Paul and Anne Ehrlich alla fine degli anni Ottanta. L'approccio ecosistemico è anche uno dei principi della Convenzione sulla Diversità Biologica (CDB). Un aspetto rilevante dell'approccio basato sui servizi ecosistemici è la distinzione tra strutture ecologiche e processi che generano benefici da cui la collettività trae utilità. Infatti, un criterio per stabilire se una funzione svolta da struttura ecologica è configurabile come servizio ecosistemico è la valutazione di tale funzione come beneficio per l'essere umano. Il modello a cascata teorizzato da Haines-Young and Potschin è rappresentato nella Figura 7.

Figura 7 Relazione tra servizi ecosistemici e benessere umano



Fonte: Haines-Young and Potschin, 2017

I servizi ecosistemici, quindi, non possono essere svincolati dai bisogni della collettività; essi sono contingenti, in quanto dipendono dalle specifiche attività e desideri personali. Da ciò deriva l'importanza di analizzare il contesto geografico in cui insiste una struttura ecologica, come anche i valori e le scelte della società di quel determinato contesto e le strutture e le dinamiche delle strutture ecologiche stesse (Haines-Young & Potschin, 2017).

Nell'ambito del Millennium Ecosystem Assessment i servizi ecosistemici sono classificati in:

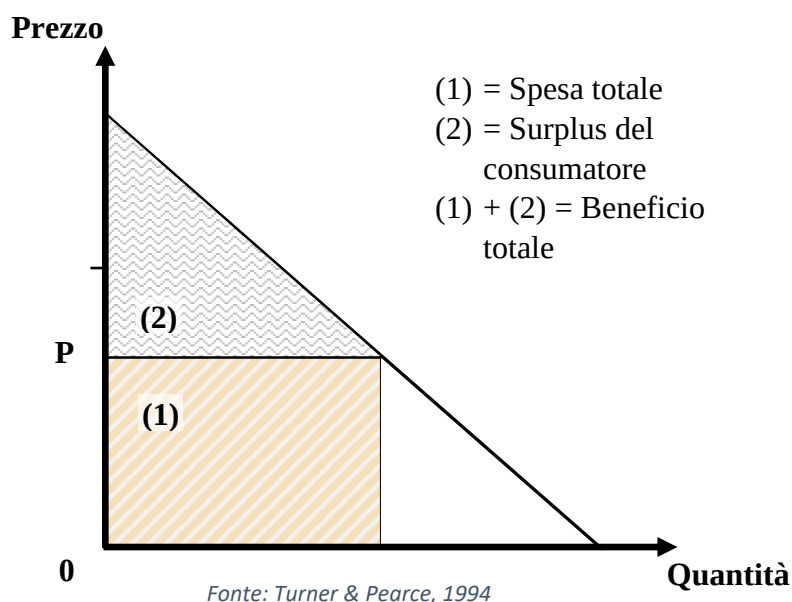
- **servizi di supporto**, che sono alla base dei processi ecologici e consentono il mantenimento ed il funzionamento complessivo dei sistemi naturali (ad esempio, il ciclo dei nutrienti, la formazione del suolo, il ciclo dell'acqua, ecc.);
- **servizi di fornitura** di beni necessari all'uomo per soddisfare i propri bisogni (ad esempio cibo, legname, fibre, carburante, risorse genetiche, medicine naturali);
- **servizi di regolazione** dei processi ecosistemici (regolazione del deflusso, dell'erosione, della qualità delle acque, ecc.);
- **servizi culturali**, quali ad esempio i valori spirituali e religiosi, l'istruzione, la ricreazione, il valore estetico ecc.

Secondo l'impostazione del Millennium Ecosystem Assessment, questi servizi contribuiscono al benessere umano attraverso: la sicurezza (anche in termini di accesso alle risorse), la salute (grazie all'accesso ad aria e acqua di buona qualità) le buone relazioni sociali, che offrono coesione, mutuo rispetto e aiuto. Questa classificazione è stata oggetto di diverse critiche, in particolare per la mancanza di una distinzione tra processi che generano i servizi e i servizi stessi (Wallace, 2017). Recentemente sono state proposte classificazioni alternative per evitare il rischio di doppio conteggio di processi e servizi; tra queste di particolare rilevanza è quella proposta nell'ambito dell'iniziativa The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), patrocinata dalle Nazioni Unite sotto il Programma Ambiente delle Nazioni Unite (UNEP) con il supporto economico della Commissione europea e di diversi governi. Infine, l'Agenzia Europea per l'Ambiente (AEA) assieme alla sezione statistica delle Nazioni Unite (UNSD) ha concepito una classificazione internazionale condivisa denominata CICES (Classificazione internazionale Comune dei Servizi Ecosistemici). Il punto di forza di questa classificazione è la coerenza con il System of National Accounts (SNA). La classificazione CICES non sostituisce le altre classificazioni, ma piuttosto fornisce una struttura che consente una consultazione più efficace per la misurazione. Essa riconosce le principali categorie di SE di fornitura, di regolazione e servizi culturali. Tuttavia, essa non include i servizi di supporto originariamente definiti nel Millennium Ecosystem Assessment, in quanto si riferiscono a processi intermedi che indirettamente forniscono l'output finale per la collettività.

1.5. Il valore economico totale (VET)

Dalle definizioni presentate nel precedente paragrafo, emerge l'approccio utilitaristico alla base del concetto di servizi ecosistemici, e ciò consente di applicare le teorie economiche per la valutazione di beni e servizi ambientali. L'economia ambientale offre alcuni modelli economici per individuare il valore dei beni ambientali a partire dalla Disponibilità a Pagare degli individui (DAP). Per i beni privati, che hanno un prezzo di mercato, la DAP è facilmente calcolabile, sommando l'ammontare che effettivamente viene pagato (area 1 della Figura 8) al cosiddetto surplus del consumatore (area 2 nella Figura 8).

Figura 8 Curva di domanda per i beni ambientali

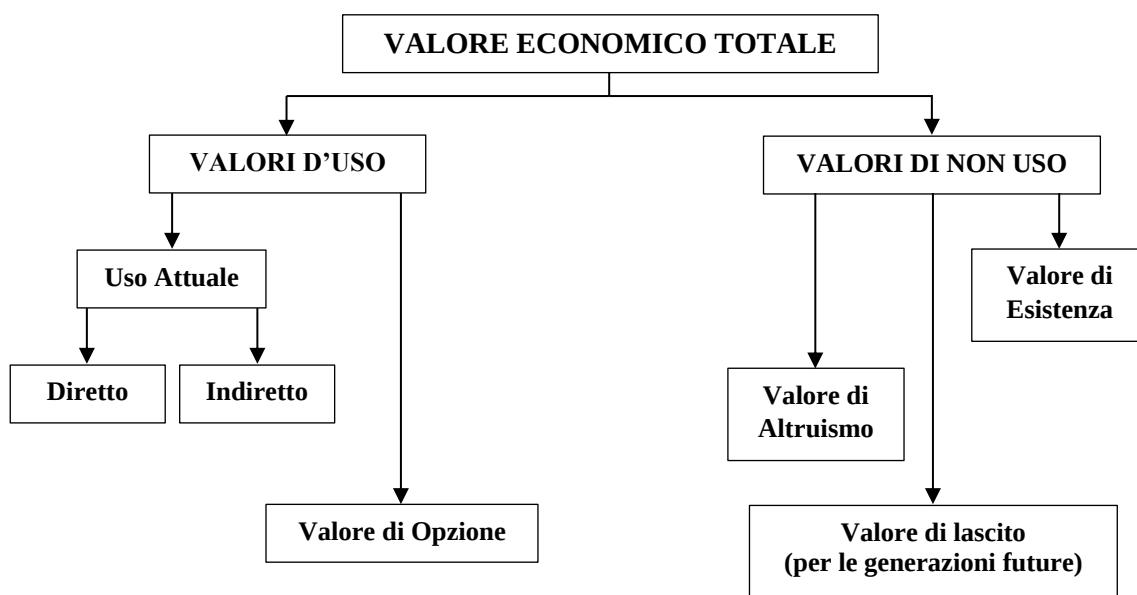


L'idea alla base è che ciò che gli individui vogliono è la misura del beneficio ottenuto. Quindi, una preferenza positiva per un bene o un servizio si traduce in disponibilità a pagare per quel bene o servizio. Un approccio alternativo per la misurazione dei benefici è quello della Disponibilità ad Accettare (DAA). Le due grandezze (DAP e DAA) possono non coincidere a causa della dissonanza cognitiva che porta a gli individui a concepire in modo differente un sistema di acquisto di un beneficio rispetto a un sistema di compensazione di un danno. Per valutare i beni e servizi ambientali occorre distinguere le componenti.

La stima della DAP consente di stimare il beneficio prodotto da un bene o servizio, che corrisponde al surplus del consumatore. Nello specifico, il beneficio (e dunque il surplus) è pari alla DAP totale

depurata dall'ammontare effettivamente pagato dal consumatore. Tale beneficio è riferito alle componenti del valore economico totale che non riguardano l'uso effettivo del bene. Come rappresentato nella Figura 9, il valore totale di un bene, e dunque la DAP totale, è composta dal valore d'uso, dal valore di opzione e dal valore di esistenza. Il valore d'uso attuale diretto riflette l'uso diretto della risorsa ambientale, come ad esempio la capacità di una foresta di offrire legna per le attività produttive ed il consumo o i corpi idrici che forniscono acqua per l'irrigazione. Il valore d'uso indiretto riguarda i servizi di cui si usufruisce involontariamente, come nel caso dei servizi di regolazione. Il valore di opzione riflette il valore che le persone attribuiscono alla possibilità di utilizzare il bene ambientale in futuro. Infine, il valore di non uso si riferisce alla DAP per migliorare o preservare risorse a prescindere dal loro utilizzo. Esso può configurarsi come valore di lascito, ossia la disponibilità a pagare per garantire che una risorsa sia disponibile le generazioni future, oppure come valore di altruismo, che ha una connotazione simile ma riferita al presente. Il valore di non uso può configurarsi anche come valore di esistenza, misurato dalla disponibilità a pagare per garantire che una risorsa continui ad esistere in assenza di qualsiasi interesse per un uso futuro.

Figura 9 Componenti del valore economico totale dei beni



1.6. Metodi di valutazione dei servizi ecosistemici

Come descritto nei paragrafi precedenti, la problematica legata ai beni ambientali è l'assenza di un prezzo di mercato che fornisca indicazioni sul loro valore. L'obiettivo è quello di individuare il valore della disponibilità a pagare per la fornitura di beni ambientali (l'area sottostante la curva di domanda), da cui ricavarne il valore, considerando le varie componenti del valore totale (cfr par. 1.5). Per i beni

non di mercato, la valutazione della DAP richiede una stima tramite l'analisi del comportamento degli individui e dei beni correlati. L'economia ambientale fornisce alcuni metodi per la valutazione dei beni pubblici. Questi si classificano in metodi delle preferenze rivelate e metodi delle preferenze espresse. I primi sono basati sulle scelte effettive degli individui che consentono di dedurre direttamente i valori delle risorse da tali scelte. Questi metodi adottano un approccio indiretto, in quanto il valore viene dedotto dai comportamenti anziché essere soggetto ad una stima diretta. I metodi delle preferenze dichiarate utilizzano tecniche di indagine diretta per stimare la disponibilità a pagare per il miglioramento marginale del benessere individuale o per evitare una perdita marginale. I metodi delle preferenze rivelate includono:

- **Metodi di mercato.** Al contrario degli ecosistemi, le commodity da essi prodotte hanno un prezzo di mercato; quindi, associando i servizi ecosistemi forniti al livello di output prodotto all'interno del mercato è possibile individuare il beneficio fornito in termini monetari.
- **Metodo del costo del viaggio.** Questo metodo utilizza le informazioni sul livello di spesa degli individui per raggiungere un sito, al fine di costruire una curva di domanda per la disponibilità a pagare per un giorno di visita. Una variante del metodo prevede l'individuazione della funzione di domanda dei costi di viaggio aggregata per tutti i visitatori, la cui area sottesa è pari al valore del flusso di servizi ecosistemici del sito. Un'altra variante prevede l'analisi dell'influenza delle caratteristiche del sito, evidenziando come il valore di ciascun sito varia rispetto alle sue caratteristiche.
- **Metodo del prezzo edonico.** Questo metodo utilizza modelli di regressione per stimare l'effetto delle componenti ambientali sul prezzo di una proprietà (metodo del valore edonico della proprietà) oppure sulla quota dei salari richiesta per assumere maggiori rischi ambientali (metodo edonico del salario).
- **Metodo della funzione di produzione.** Questo metodo analizza l'influenza delle variazioni delle funzioni ecosistemiche sulle attività produttive che si trasferiscono sul sistema dei prezzi.
- **Metodi basati sui costi**
 - Metodo del costo evitato: si riferisce ai costi che dovrebbero essere sostenuti in assenza del servizio ecosistemico.
 - Metodo del costo di sostituzione: stima i costi che si sosterebbero per fornire il servizio ecosistemico con strutture e tecniche artificiali.
 - Metodo del costo di mitigazione: si riferisce al costo di mitigare gli effetti della perdita del servizio ecosistemico.

I principali metodi delle preferenze dichiarate sono

- **Valutazione Contingente.** Il metodo si basa su un'indagine in cui viene proposto agli intervistati di pagare (ipoteticamente) una somma di denaro per un cambiamento ambientale oppure per il mantenimento dello status quo. Questo approccio di indagine crea quindi un mercato ipotetico.
- **Esperimento di scelta (Choice Experiment).** Come la valutazione contingente, anche questo metodo è basato su questionari. Agli intervistati viene chiesto di scegliere tra pacchetti di “prodotti” alternativi. Ogni pacchetto è composto da un insieme di attributi combinati secondo vari livelli. La scelta di ogni pacchetto richiede il pagamento (ipotetico) di un importo, che riflette la disponibilità a pagare per quel pacchetto.

Gli unici metodi in grado di stimare il valore di non uso dei beni ambientali sono i metodi delle preferenze rivelate (valutazione contingente ed esperimento di scelta). Ciò rende questi metodi adatti a: i) valutare tutte le tipologie di servizi ecosistemici, inclusi i servizi culturali ii) stimare anche il valore di non uso di uno stesso servizio ecosistemico.

La Tabella 1 fornisce, per ogni principale tipologia di servizio ecosistemico, l'elenco di metodi di valutazione dei beni ambientali più adatti alla loro valutazione. Inoltre, viene riportata la componente del VET che il metodo è in grado di catturare.

Tabella 1 Metodi di valutazione dei beni pubblici applicati ai SE

	Servizio	Metodo di valutazione
Servizi culturali	Ricreazione e valore di non uso	Esperimento di scelta con attributi come: dimensione, accessibilità, tipo di natura, ambiente circostante
Servizi di fornitura	Produzione vegetale	Margine lordo
	Produzione di legname	Volume potenzialmente prodotto
Servizi di regolazione	Regolazione della qualità dell'acqua: Denitrificazione	Metodo del costo evitato per la rimozione di azoto
	Cambiamento climatico: Sequestro di carbonio nei suoli	Metodo del costo evitato per il sequestro di carbonio
	Regolazione della qualità dell'acqua: sequestro di N, P nei suoli	Metodo del costo evitato per rimozione azoto e fosforo
	Cambiamento climatico: Sequestro di carbonio nella biomassa forestale	Metodo del costo evitato per il sequestro del carbonio
	Qualità dell'aria: rimozione del PM10	Costi evitati per la rimozione del PM10
	Attenuazione del rumore	Prezzo edonico

Fonte: Liekens et al., 2013

Una volta individuato il valore monetario dei servizi ecosistemici, questi possono essere utilizzati per l'implementazione di un sistema di Pagamenti per servizi ecosistemici (PES); i PES sono un esempio di sussidi alla produzione nella loro concettualizzazione pigouviana (Sattler et al., 2013). Uno schema PES è definito come un accordo volontario tra almeno un "venditore" di un bene/servizio ambientale e un "acquirente" (Wunder, 2007). I PES sono stati introdotti in Italia con la legge 221/2015 (Disposizioni in materia ambientale per promuovere misure di green economy e per il contenimento dell'uso eccessivo di risorse naturali).

1.7. Le esternalità negative dell'irrigazione

Come visto nella sezione introduttiva, l'irrigazione è uno dei principali possibili driver di pressioni sui corpi idrici. L'irrigazione può infatti produrre esternalità negative sia economiche sia ambientali. Per quanto riguarda le esternalità economiche, queste sono dovute al costo opportunità che si genera nel caso di ridotta disponibilità idrica. Esso può essere calcolato attraverso il confronto degli indici di produttività economica dell'acqua usata per l'irrigazione (cfr par 1.8). Infatti, se un uso rende non disponibile una certa quantità di risorsa per un uso alternativo, ma quest'ultimo, a parità di input, genererebbe un valore di output maggiore rispetto all'uso corrente, l'allocazione delle risorse non è

economicamente efficiente. La scarsità delle risorse nell'ambito della teoria economica è un tema ampiamente dibattuto in economia, a partire da Malthus che introduce il concetto di limite delle risorse nelle teorie economiche.

In un mercato non soggetto a fallimenti, la scarsità si riflette nell'aumento del prezzo. Per quanto riguarda gli utilizzi idrici, ciò non accade in quanto i costi delle utenze si riferiscono prevalentemente ai costi per il prelievo, per il trattamento e per la fornitura dell'acqua. I costi legati direttamente alla risorsa in sé riguardano i costi per l'ottenimento delle autorizzazioni a derivare (canoni di concessione) che spesso sono basati su dati storici o contabili non correlati alla scarsità dell'acqua o al valore del suo mantenimento per usi futuri (Zetland, 2021). Bierkens et al. (2019) hanno calcolato i prezzi ombra di undici dei Paesi maggiormente responsabili del depauperamento delle acque sotterranee per quattro colture di base attraverso le funzioni di produzione. I risultati ottenuti dagli autori mostrano prezzi ombra elevati, evidenziando un uso economicamente inefficiente delle risorse idriche.

Per quanto riguarda le esternalità negative ambientali, l'irrigazione può compromettere lo stato dei corpi idrici naturali sia dal punto di vista quantitativo sia qualitativo.

La riduzione della quantità di acqua nei corpi idrici, di cui l'irrigazione è una possibile causa, può danneggiare caratteristiche fisiche e chimiche la biodiversità dei corpi idrici. I prelievi di falda (molto diffusi in diverse aree del territorio nazionale), se superano la velocità di ricarica degli acquiferi, possono abbassare i livelli delle falde e quindi ridurre i ritorni in superficie che interessano fiumi e zone umide. Inoltre, la riduzione del regime idrico nei corpi idrici può ridurre la capacità di diluizione di contaminanti potenzialmente dannosi. Rispetto all'aspetto quantitativo, il rischio risulta mitigato dalle norme che richiedono il mantenimento del deflusso ecologico e una valutazione ambientale ex ante delle derivazioni idriche⁵.

Un problema rilevante relativo agli effetti ambientali dell'irrigazione è legato all'inquinamento delle falde acquifere. Tale problema può verificarsi a causa dei processi di infiltrazione dei volumi d'acqua nel sottosuolo. Tali processi, se da un lato favoriscono il rimpinguamento delle falde (cfr par. 1.9), dall'altro possono causare la percolazione di sostanze inquinanti che derivano dall'uso intensivo di fertilizzanti e fitofarmaci (Racchetti et al., 2019; Chen et al., 2010; Yesilnacar and Gulluoglu, 2008; Causapé et al. 2004; Bouwer, 1987).

Per valutare le esternalità negative dell'irrigazione (come anche degli altri utilizzi idrici) è utile fare riferimento ad approcci consolidati per valutare i servizi ecosistemici legati alla risorsa idrica.

Grizzetti et al. (2016) propongono un metodo basato sui seguenti step:

⁵ Il mantenimento del deflusso ecologico si riferisce a tutte le concessioni, anche a quelle in atto non in fase di rinnovo; la valutazione ambientale ex-ante è richiesta per le nuove derivazioni e quelle in fase di rinnovo.

- identificazione dei servizi ecosistemici legati alla risorsa idrica (legati agli ecosistemi acquatici e all'interazione acqua-suolo, come foreste, terreni agricoli, aree ripariali, zone umide e corpi idrici;
- collegamento tra pressioni, stato ecologico e servizi ecosistemici legati alla risorsa idrica;
- valutazione biofisica della capacità degli ecosistemi di generare il flusso di servizi ecosistemici;
- valutazione economica dei servizi ecosistemici.

L'irrigazione, quindi, in quanto possibile driver di pressioni sui sistemi acquatici, può ridurre il flusso dei servizi ecosistemici e il relativo valore monetario, generando così esternalità ambientali negative. Nel contesto dell'analisi economica a livello distrettuale, tale tipo di approccio si configura come metodo benefit-based (cfr par 1.2).

1.8. Misure per mitigare le esternalità negative dell'irrigazione: l'incremento dell'efficienza dell'uso dell'acqua in agricoltura

La lista della KTM dei Programmi di Misure dei PdG include le *Misure per aumentare l'efficienza idrica per l'irrigazione, l'industria, l'energia e l'uso domestico (KTM 8)*. Questi interventi possono trovare copertura finanziaria in diversi fondi europei, nazionali e regionali. Ad esempio, nell'ambito della programmazione 2014-2020 della PAC le Regioni, nei relativi PSR (Programmi di sviluppo rurale) hanno destinato risorse alla focus area 5a “rendere efficiente uso acqua nell'agricoltura”, cui sono state destinate principalmente le risorse relative agli investimenti (misura 4) ma anche misure di tipo trasversale, come il trasferimento di conoscenze (misura 1), la consulenza (misura 2) e la cooperazione (misura 16), nell'ambito della quale sono stati avviati numerosi progetti per l'innovazione (PEI).

L'uso efficiente della risorsa idrica in agricoltura è stato supportato anche attraverso una misura nazionale nell'ambito del PSRN (Programma di Sviluppo Rurale Nazionale) e, in particolare, con l'operazione 4.3.1 Investimenti in infrastrutture irrigue. Anche nell'ambito del PNRR (Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza), nella Componente 4 “Tutela del territorio e del patrimonio idrico”, Missione 2 “Rivoluzione verde e transizione ecologica”, saranno stanziati ingenti risorse per investimenti volti al miglioramento della gestione della risorsa idrica, attraverso la riduzione delle perdite e la misurazione e il monitoraggio degli usi.

Infine, la PAC 2023-2027 supporterà interventi per l'ottimizzazione dell'uso di risorsa idrica a fini irrigui; il Piano Strategico Nazionale per l'attuazione della PAC 2023-2027 (PSP), attualmente notificato alla Commissione Europea in forma preliminare, include diversi interventi che possono contribuire ad aumentare l'efficienza dell'uso dell'acqua: tra questi i pagamenti agro-climatico

ambientali (ACA), che richiedono il rispetto di specifici obblighi da parte degli agricoltori a fronte di un premio e gli investimenti infrastrutturali. Gli investimenti in infrastrutture irrigue sono regolati dall'art. 74 del Regolamento (UE) 2021/2115 che richiede il rispetto di alcuni requisiti, tra i quali il raggiungimento di percentuali di risparmio idrico a seguito degli investimenti coerenti con i fabbisogni che emergono dai Piani di Gestione dei Distretti Idrografici. Il tema dell'efficienza è tuttavia, oggetto di discussione, in quanto il risparmio idrico, fondamentale per la tutela dello stato ambientale dei corpi idrici soggetti al prelievo e per garantire la disponibilità per le attività produttive, può generare effetti controversi in termini di mancata ricarica delle falde acquifere e degli ecosistemi ad esse collegati⁶. L'incremento dell'efficienza dell'uso dell'acqua in agricoltura può avere effetti controversi, a seguito dell'effetto *rebound* (l'aumento dell'efficienza nell'uso di una risorsa tende ad aumentare il tasso di consumo di quella risorsa), dovuto alla riduzione dei costi per l'acqua (Barbel et al.,), alla riduzione dei flussi di ritorno (Dumont et al. 2019) e all'aumento del consumo di energia (Espinosa-Tasón et al., 2020).

Rilevante è il tema delle politiche di prezzo incentivanti l'uso efficiente dell'acqua, considerato anche che queste sono anche strumenti di internalizzazione dei costi ambientali e della risorsa (cfr par. 1.2) nonché tipologie di misure dei PdG (KTM11- Misure relative alla politica dei prezzi dell'acqua per l'attuazione del recupero dei costi dei servizi idrici per l'uso agricolo).

Il Water Blueprint della Commissione Europea "Safeguard Europe's Water Resources" (Commissione Europea, 2012) indica la politica tariffaria per l'acqua basata sulla misurazione volumetrica e l'introduzione di prezzi incentivanti come uno strumento valido per aumentare l'efficienza. A livello nazionale sono stati profusi numerosi sforzi per creare le condizioni per l'applicazione di un sistema tariffario (sistema di contribuzione, nel caso di uso irriguo collettivo) basato sul volume di acqua utilizzato, espresso in €/m³. In particolare, come primo passo fondamentale, le politiche nazionali hanno stabilito obblighi per la quantificazione dei volumi ad uso irriguo attraverso un sistema di obblighi e raccolta dati, decisi a livello centrale dall'amministrazione competente (il Ministero per le Politiche Agricole, Agroalimentari e Forestali) e trasferiti alle Regioni attraverso il rispetto di specifiche Linee guida. Le Linee guida per la quantificazione dei volumi ad uso irriguo hanno introdotto l'obbligo di misurazione e/o di stima dei volumi irrigui prelevati, distribuiti e restituiti al reticolo idrografico, promuovendo l'impiego di misuratori volumetrici e sistematizzando la raccolta dei dati sull'utilizzo irriguo dell'acqua, sia per l'irrigazione collettiva che per l'autoapprovvigionamento in una specifica banca dati, il SIGRIAN, Sistema Informativo Nazionale per la Gestione delle Risorse Idriche in Agricoltura. Nel corso di questo processo, diverse

⁶ Questo aspetto è stato di recente evidenziato dalla Corte dei conti in merito al supporto agli investimenti irrigui offerto PAC (Corte dei Conti, 2021).

Regioni hanno adeguato i propri sistemi di tariffazione dell'acqua irrigua introducendo metodi di pagamento basati sui volumi utilizzati e/o differenziate sulla base del grado di efficienza delle tecniche irrigue. I sistemi di pagamento basato sui volumi effettivamente utilizzati, oltre a rappresentare uno strumento per promuovere l'efficienza, assicurano il rispetto del principio chi usa paga, previsto all'articolo 9 della DQA.

Tuttavia, risultati riportati da diversi autori rendono evidente che non in tutti i casi la tariffa volumetrica non è in grado di incidere sulle modalità di impiego della risorsa, dato che per il settore agricolo l'elasticità della domanda rispetto al prezzo risulta piuttosto bassa (Berbel e Gómez-Limón, 2000; Shumway, 1973).

La teoria dell'efficienza idrica in agricoltura è alquanto articolata. Barker et al., 2003 forniscono un quadro teorico utile per chiarire i concetti legati a tale tematica.

Innanzitutto, occorre distinguere l'efficienza irrigua dall'efficienza dell'uso dell'acqua. La prima è definita come il rapporto tra l'acqua consumata e l'acqua fornita, mentre la seconda fa riferimento alla produttività fisica ed economica dell'acqua, intesa come il rapporto tra la quantità e il valore dell'output prodotto e l'acqua utilizzata.

Rispetto all'efficienza irrigua, è importante distinguere l'efficienza dell'adduzione e del trasporto per mezzo della rete irrigua) dall'efficienza dell'applicazione dell'acqua al campo. Secondo il concetto classico di efficienza irrigua, l'indice di efficienza irrigua risulta tanto più basso quanto più alto è il volume non utilizzato per l'evapotraspirazione delle colture. Tale indice segnala dunque la presenza di perdite irrigue, dovute anche ai processi di percolazione dei volumi idrici nel sottosuolo, sia nella fase di trasporto, sia nella fase di applicazione al campo. Tuttavia, è noto che i volumi d'acqua infiltrati nel sottosuolo possono essere in qualche modo riutilizzati. Per tenere conto di ciò sono stati quindi formulati i concetti di efficienza neoclassica o effettiva (Keller e Keller, 1996; Keller et. al. 1995). Secondo questa impostazione, le perdite effettive sono solo quelle dovute all' evaporazione e dai flussi verso il mare.

In questo contesto è importante anche distinguere l'efficienza a scala di campo dall'efficienza a scala di bacino, in quanto i flussi di ritorno si verificano in punti collocati al di fuori dell'unità territoriale in cui l'acqua viene distribuita. Infatti, per identificare e quantificare i volumi di acqua che ritornano disponibili, è importante specificare i confini dell'area studiata (Burt et al. 1995; Clemmens et al. 1995). Un sistema valutato come scarsamente efficiente a scala di campo può rivelarsi efficiente a scala di bacino, grazie ai flussi di ritorno in falda; ciò può rendere gli interventi per i miglioramento dell'efficienza irrigua su piccola scala causa di aumento dei volumi utilizzati a scala di bacino (Grafton,et al., 2018; Ward & Pulido- Velazquez, 2008; Groedfeldt, 2006; Kendy & Bredehoeft, J. D.,2006).

Solomon & Burt (1999) propongono un indice di efficienza basato sul concetto di “irrigation sagacity”; gli autori distinguono gli usi “sagaci”, ossia vantaggiosi e ragionevoli, e gli usi “non sagaci”, ossia non benefici e non ragionevoli. Tra questi due estremi si pongono gli usi ragionevoli e non benefici, quali ad esempio:

- le perdite idriche che non possono essere evitate secondo criteri economicamente sostenibili;
- le perdite legate caratteristiche tecniche delle opere irrigue e dei sistemi di irrigazione (ad esempio l’acqua di scarico dei filtri dei sistemi di microirrigazione);
- le perdite dovute alle incertezze (ad esempio incertezze legate alle condizioni del suolo);
- le perdite che contribuiscono al raggiungimento di obiettivi ambientali (ad esempio le perdite di un canale che alimenta una zona umida o un habitat naturale);

L’indice di efficienza che segue tale approccio è espresso dal rapporto tra i volumi d’acqua utilizzati per l’irrigazione in modo vantaggioso o ragionevole e il volume totale applicato al campo (al netto dei volumi stoccati). I volumi impiegati in modo ragionevole e non vantaggioso, dunque, non contribuiscono alla perdita di efficienza.

Brown et al., (2012) propongono diversi metodi per misurare l’efficienza dell’uso dell’acqua in agricoltura; uno di questi è basato sulla frazione totale di utilizzo dell’acqua, che quantifica l’efficienza dell’uso dell’acqua considerando tre componenti:

- uso colturale: volume destinato a soddisfare il fabbisogno colturale (indice di efficienza irrigua secondo l’approccio classico);
- uso agronomico: volume di acqua impiegato per la gestione agronomica, come la gestione della salinità o il controllo della temperatura;
- uso ambientale: la porzione di acqua applicata destinata a scopi ambientali, compresa l’acqua per produrre e/o mantenere zone umide, habitat ripariali o terrestri.

Tornando al concetto di produttività dell’acqua, essa può essere espressa secondo diverse modalità:

- unità di misura fisiche: rapporto tra quantità di output e quantità di acqua utilizzata;
- combinazione di unità di misura fisiche e monetarie: rapporto tra il valore attuale lordo o netto del prodotto e il volume di acqua utilizzato;
- unità di misura monetarie: rapporto tra il valore attuale dell’output e il costo dell’acqua utilizzato.

Un concetto differente è quello di efficienza economica dell’uso dell’acqua, che tiene conto del valore dell’output, dei costi opportunità degli input, nonché delle esternalità. Essa si ottiene quando le risorse vengono allocate in un modo tale da massimizzare il valore dei rendimenti netti. L’efficienza economica non è espressa da un rapporto; essa è piuttosto un “criterio che descrive le condizioni che devono essere soddisfatte per garantire che le risorse vengano utilizzate per generare il massimo beneficio netto possibile” (Wichelns, 1999).

Quando la disponibilità di acqua risulta ridotta e il prezzo dell'acqua risulta elevato (a condizione che esso rifletta il costo di scarsità) l'efficienza economica può coincidere con l'efficienza irrigua; quando invece vi è un'elevata disponibilità di risorsa e l'uso non genera costi opportunità esterni, si può raggiungere un'elevata efficienza economica anche a bassi livelli di efficienza irrigua. L'efficienza economica dell'uso dell'acqua include sia l'efficienza allocativa sia l'efficienza tecnica. In particolare, un produttore è economicamente efficiente se, per dati prezzi di input e di output, realizza una produzione che massimizza i suoi rendimenti (efficienza allocativa) e se produce la quantità massima di output con una data quantità di input (efficienza tecnica).

1.9. I servizi ecosistemici dell'agroecosistema irriguo

Nella Figura 4 (par1.2) sono state rappresentate le varie componenti del costo generato dagli utilizzi idrici. La componente ambientale viene rappresentata come costo ambientale, dovuta alle pressioni ambientali sui corpi idrici. Nel caso degli utilizzi agricoli, queste sono dovute sia ai prelievi sia all'inquinamento da nutrienti e fitofarmaci (IEEP, 2000; Mahvi et al., 2005; Thorns et al., 1998). Nell'ambito dell'analisi economica, questi costi sono internalizzati attraverso il meccanismo dei PoM. Tuttavia, l'uso dell'acqua in agricoltura produce anche impatti positivi configurabili come servizi ecosistemici (Zucaro et al., 2020; Natali & Branca, 2020; Rogers et al., 2000). Rogers et al. (1998) illustrano infatti la componente ambientale del costo dell'acqua come esternalità, piuttosto che come esternalità negative come rappresentata in Figura 4.

Da un lato i processi produttivi utilizzano i servizi ecosistemici generati dall'area circostante, dall'altro lato, in condizioni di gestione sostenibile, possono fornire servizi ecosistemici alla società. Gli agro-ecosistemi irrigui, in quanto caratterizzati da infrastrutture e pratiche finalizzate all'uso dell'acqua per la produzione agricola, può generare benefici sul territorio circostante, a livello di Unità Funzionale Ecologica (UFE) definita come un'area caratterizzata dalla riconoscibilità della direzione del flusso dei servizi ecosistemici (Santolini, Morri, 2017). Il perimetro di una UFE permette infatti di identificare il luogo in cui la funzione ecosistemica viene generata e in cui i benefici possono essere apprezzati. Le attività umane finalizzate allo sviluppo del sistema irriguo e di drenaggio hanno favorito le interazioni tra acqua, vegetazione e biodiversità, creando ecosistemi artificiali e semi-naturali capaci di generare benefici sulla collettività. Spesso questi vantaggi sono forniti nella forma delle esternalità positive, in quanto il loro valore non è incluso nel sistema dei costi e dei ricavi della società. In altri casi, la fornitura di servizi ecosistemici attraverso l'agro-ecosistema irriguo si realizza attraverso azioni che hanno una specifica finalità ambientale (ad esempio gli interventi di manutenzione del territorio ad opera degli enti irrigui e di bonifica) (Zucaro & Ruberto, 2020).

Dall'analisi della letteratura emerge che l'irrigazione produce servizi ecosistemici sia grazie alle opere ad essa legate, come ad esempio i sistemi per il trasporto dell'acqua irrigua, sia attraverso la distribuzione dell'acqua al campo (interventi irrigui). L'attività di ricognizione dei servizi ecosistemici dell'irrigazione ha dunque permesso di individuare principali fonti legate all'irrigazione che producono servizi ecosistemici. Questi sono:

- canali irrigui;
- zone umide legate all'irrigazione;
- invasi di accumulo ad uso irriguo;
- campi irrigati.

La Tabella 2 fornisce un elenco di servizi ecosistemici generati dai sistemi acquatici sopra elencati, distinti per servizi di fornitura, di regolazione e culturali. Tale rappresentazione deriva da una review sull'argomento, le cui evidenze sono riportate nel dettaglio nei paragrafi successivi.

Tabella 2 Principali servizi ecosistemici prodotti dall'uso irriguo e relativa fonte

Servizio ecosistemico	Fonte del servizio ecosistemico	classificazione
Creazione di habitat	Canali, vegetazione riparia, zone umide, risaie	Regolazione e mantenimento
Purificazione dell'acqua	Vegetazione riparia, zone umide	Regolazione e mantenimento
Controllo del deflusso	Sistemazioni idraulico agrarie	Regolazione e mantenimento
Ricarica degli acquiferi	Canali in terra, tecniche di irrigazione tradizionali	Regolazione e mantenimento
Valore paesaggistico e ricreazionale	Canali, zone umide, pratica irrigua	Culturali
Mantenimento delle colture irrigue e delle filiere di qualità	Pratica irrigua	Fornitura, Culturali

In letteratura sono rintracciabili alcuni studi che hanno l'obiettivo di individuare il valore monetario dei servizi ecosistemici legati all'agricoltura irrigua. In particolare, Zucaro et al., 2020 implementano il metodo del choice experiment per la stima della DAP per i servizi ecosistemici prodotti dalla pratica irrigua. Gli autori stimano un valore di 7,81 € mensili come aggravio sulla bolletta per il paesaggio tipico dell'agricoltura irrigata, 4,66 €/mese per la presenza della cultura contadina e 1,35 €/mese per la ricarica degli acquiferi. Cavazza et al., 2017 hanno stimato, attraverso il metodo della Valutazione Contingente, una DAP massima media di 9,57 € per individuo per i benefici ambientali forniti dai canali irrigui.

Diversi studi sono stati condotti sui singoli servizi ecosistemici dell'irrigazione, descritti nei paragrafi seguenti.

Ricarica degli acquiferi

Oltre agli usi a valle, la ricarica delle falde acquifere supporta gli ecosistemi dipendenti dalle acque sotterranee (GDE), che comprendono falde acquifere, grotte, laghi, zone umide, ecosistemi delle lagune costiere dove è necessario il flusso delle acque sotterranee per diluizione di salinità ecc.

I metodi di irrigazione ad alto consumo di acqua, come il metodo per scorrimento e sommersione favoriscono i rilasci acquiferi in falda attraverso i processi di percolazione (Kim et al., 2009; Ebrahimi et al., 2016; Fabbri et al., 2016; Cesari de Maria et al., 2016).

Balderacchi et al. (2016) stimano una riduzione della ricarica degli acquiferi del 23% dovuta alla conversione a sistemi irrigui a pioggia.

Fabbri et al. (2016) conducono un'analisi dei bilanci idrologici e idrogeologici dell'alta pianura alluvionale veneta; i risultati mostrano che l'irrigazione contribuisce a circa il 39% della ricarica della falda acquifera (ossia 603 M m³/anno), dimostrando che la conversione delle tecniche irrigue da sistemi a scorrimento a sistemi a pioggia o a goccia potrebbero influenzare fortemente la ricarica della falda acquifera. Cesari de Maria et al. (2016) presentano un'analisi di scenario che indaga gli impatti sui fabbisogni irrigui in un distretto irriguo del Nord Italia indotti dal passaggio da sommersione continua a sistemi più efficienti (ad esempio i sistemi “flush irrigation”), che prevedono irrigazioni intermittenti del riso coltivati in suoli non sommersi. I risultati mostrano che trascurare il contributo dell'irrigazione alla ricarica degli acquiferi ha portato a sovrastimare la riduzione del fabbisogno irriguo del riso. Quest'ultimo risulta infatti ridotto dell'80% quando non viene considerata l'interazione tra irrigazione e acquiferi e circa il 60% quando invece ne viene tenuto conto. Inoltre, l'aumento della profondità delle acque sotterranee comporta un fabbisogno irriguo più elevato per il mais che risulta aumentato di circa il 50% a causa della necessità di abbreviare il turno di irrigazione. I risultati ottenuti dall'analisi condotta da Ebrahimi et al. (2016) nell'Iran occidentale mostrano un contributo dell'acqua irrigua alla ricarica dell'acquifero del 15% contro il 10,8% proveniente dalle precipitazioni.

Diversi studi sono stati condotti anche per analizzare il contributo delle perdite di trasporto da canali non rivestiti alla ricarica degli acquiferi. Queste, infatti, possono generare effetti positivi se si tratta di «perdite benefiche», vale a dire perdite che vengono riutilizzate o riciclate ad altri usi benefici sia a valle della rete idrica sistema o all'interno del sistema di approvvigionamento idrico. Dages et al. (2020) riportano i risultati di alcune misurazioni su un'area di studio caratterizzata da una fitta rete di canali in un bacino del sud della Francia nel periodo autunnale. Dai dati ottenuti risulta un contributo della ricarica concentrata dai canali irrigui pari al 40-50% della ricarica totale. Séraphin et al. (2016)

dimostrano che, nell'area di studio considerata, (un bacino nel sud della Francia), il contributo dell'irrigazione alla ricarica degli acquiferi varia tra 69% e il 9% ed è dovuto a specifiche pratiche irrigue e alla presenza di canali non rivestiti. Per quanto riguarda la valutazione monetaria, in Zucaro et al. (2020) viene stimata la DAP per il servizio di ricarica dall'irrigazione (1,35€/mese per famiglia). Aizaki et al. (2006) stimano un valore di 3,85 € all'anno per nucleo familiare in termini di DAP per il servizio di ricarica degli acquiferi delle aree rurali.

Depurazione

I canali irrigui vegetati possono anche favorire i processi di depurazione dell'acqua, grazie alla capacità della vegetazione riparia e acquatica di assorbire e ridurre i carichi di nutrienti che derivano dall'inquinamento da fonti diffuse e puntuali. Diversi studi dimostrano che i canali vegetati possono ridurre l'eccesso di azoto nelle acque (Castaldelli et al., 2015). Ciò avviene sia in via temporanea, attraverso l'assorbimento e l'assimilazione dell'azoto da parte delle piante, sia in modo permanente attraverso processi di denitrificazione (Balestrini et al., 2004). La vegetazione acquatica e ripariale, inoltre, rallenta il flusso idrico e promuove la sedimentazione e la formazione di un substrato organico che favorisce i processi di riduzione dell'azoto (Castaldelli et al., 2015). La vegetazione ripariale funge da sistemi tampone le attività umane e gli ecosistemi acquatici, rimuovendo gli inquinanti dal deflusso superficiale prima che questo giunga nei corpi idrici (Webber, 2007; Boz & Gumiero, 2006). Per la quantificazione monetaria di questo servizio ecosistemico, viene utilizzato il metodo del costo di sostituzione, che prevede di considerare, come proxy del beneficio della purificazione, il costo per la rimozione dei nutrienti attraverso un sistema di depurazione artificiale. Boerema et al. (2014) utilizzano il prezzo ombra del servizio di depurazione fornito dalla vegetazione acquatica, ossia costo marginale degli interventi tecnici necessari al raggiungimento dello standard di qualità dell'acqua. I valori individuati sono di 53 €/kg di azoto rimosso e 800 €/kg di fosforo rimosso.

Habitat

L'agro-ecosistema irriguo fornisce habitat per le specie animali e vegetali attraverso i suoi ecosistemi acquatici artificiali. Sebbene questi sistemi antropogenici siano habitat di qualità inferiore rispetto a corpi idrici più grandi e più stabili (come fiumi e laghi), in un contesto in cui i sistemi naturali sono rari, possono fungere da habitat complementari (Herzon, 2007; Rolke et al., 2018). In molti casi, i canali di irrigazione ospitano diverse comunità di invertebrati (Verdonschot et al., 2011; Hill et al., 2016) pesci e anfibi (Piha et al., 2007; Romano et al., 2014; Aspe et al., 2016), uccelli (Fasola, 1986; Lòpez- Pomares et al., 2015) e mammiferi (Defra, 2002). Allo stesso modo, le zone umide generate attraverso gli invasi artificiali ad uso irriguo nelle regioni siccitose sono riconosciuti come habitat adatti a diverse specie (Romano e Costantini., 2010). Le risaie sono configurate come sistemi

acquatici temporanei, allagati durante l'estate e mantenute asciutte durante l'inverno, seguendo così un ciclo inverso rispetto alle zone umide naturali. Pertanto, esse svolgono un ruolo importante in sostituzione delle zone umide, in particolare nei periodi di siccità (Fasola et al., 1996). In alcuni casi, come in Italia, le risaie possono essere riconosciute come Zone Speciali Protette di Natura 2000.

Infine, l'irrigazione favorisce la tutela della biodiversità anche attraverso il contributo all'alimentazione delle zone umide. Nel contesto nazionale, è stato evidenziato il contributo dell'irrigazione all'alimentazione dei fontanili nel nord Italia (Balderacchi et al., 2016; Gandolfi et al., 2006) (cfr par. 3.2).

Peck e Lovvorn (2001) stimano che il contributo dell'irrigazione in termini di afflussi in 74 zone umide oggetto di studio in America nord occidentale è pari al 65%: il 30% come flusso superficiale da canali e il 35% come flusso sotterraneo derivante dalle perdite dei canali irrigui e dai campi irrigati. Sebbene la letteratura fornisca studi che riguardano la valutazione monetaria del servizio ecosistemico di supporto alla biodiversità delle zone umide (He et al., 2017; Birol et al., 2006), non si ravvisano casi studio specifici per la quantificazione monetaria del beneficio relativo alla biodiversità dei sistemi acquatici legati all'irrigazione.

Servizi ricreativi e culturali

L'agroecosistema irriguo ha anche una funzione estetico-paesaggistica e ricreativa. Il paesaggio dei canali e degli invasi artificiali, caratterizzati da specchi d'acqua, vegetazione e manufatti idraulici, incentiva l'uso ricreativo di questi ambienti da parte della collettività, anche grazie alla manutenzione idraulica che migliora la fruibilità del territorio (Zucaro, 2014). Le attività ricreative nel paesaggio irriguo includono visite guidate, pesca, birdwatching, ciclismo, ecc. Aree circostanti ai fossati e invasi artificiali sono attrezzate con aree pic-nic, parchi giochi, percorsi ciclo-pedonali (Romano e Costantini., 2010). Hasund et al. (2010) conducono un choice experiment per stimare la DAP per i beni pubblici del paesaggio agrario in Svezia, includendo tra gli attributi la presenza di canali, il cui valore stimato ammonta a 9,54 €/anno. Sayadi et al. (2009) stimano una DAP media per ipotetiche sistemazioni in strutture ricettive. La DAP per le sistemazioni che offrono, tra gli altri attributi, una vista sul paesaggio agrario irrigato è di circa 31.6 €/giorno; mentre per le sistemazioni senza la vista su tale tipo di paesaggio è di 21.48 €/giorno. Infine, Raheem (2014) stima una DAP media pari a 21,43 € per avviare un programma finalizzato per rafforzare e perpetuare l'irrigazione e la cultura dei canali irrigui tradizionali, nel nord-est del Nuovo Messico.

1.10. I sistemi di contabilità ambientale per la risorsa idrica

L'attuale processo decisionale macroeconomico è in gran parte guidato dalle informazioni derivate dal Sistema dei conti nazionali (SNA). La grandezza più rilevante di tale sistema è il PIL, che, sebbene sia frequentemente utilizzato come indicatore del benessere, esso non è in grado di catturare in grado di catturare la soddisfazione di una società così complessa come quella attuale (Stiglitz 2009). Un contributo per colmare il gap tra misure tradizionali del benessere e nuove esigenze viene fornito dalle numerose iniziative volte a quantificare indicatori di sostenibilità sociale e ambientale. Rispetto agli indicatori ambientali, sforzi significativi sono stati profusi per l'implementazione di sistemi di contabilità ambientale che prevedono un approccio basato sul concetto di Capitale Naturale e sulle sue interazioni con il benessere collettivo. Tale approccio è stato introdotto da Costanza e Daly nel 1992, e indica lo stock delle risorse naturali che producono benessere. Il termine Capitale Naturale rimanda infatti all'analogia con il sistema economico, in cui il capitale rappresenta lo stock che produce flussi di valore. Dall'interazione tra gli stock del Capitale Naturale deriva il flusso di servizi ecosistemici (cfr par. 1.4).

A partire dagli anni Novanta, sono state avviate numerose iniziative per la messa appunto di sistemi di contabilità ambientale, anche detti sistemi di contabilità del capitale naturale. Questa è una sfida ancora aperta, dato che la complessità dei sistemi naturali richiede un modello di contabilità adeguato (Barbier 2019). Nel 1993 è stato messo a punto il System of Environmental Economic Accounting (SEEA, 1993), evoluto nel System of Environmental Economic Accounting-Experimental Ecosystem Accounting (SEEA-EEA). Tale sistema è stato adottato, nel marzo 2021, dalla Commissione statistica delle Nazioni Unite.

La versione originaria del SEEA è strutturata in moduli contabili che consentono di individuare il contributo dell'ambiente all'economia e l'impatto di quest'ultima sull'ambiente considerando il singolo bene come ad esempio il suolo, le risorse minerarie ed energetiche e le risorse idriche. In particolare, il SEEA-Water è un approccio integrato al monitoraggio dell'acqua, che riunisce un'ampia gamma di statistiche relative all'acqua in tutti i settori in un unico sistema informativo coerente. Esso include tre tipi di conti per monitorare i flussi idrici e i suoi legami con l'economia:

- conti del flusso fisico: conti sull'estrazione di acqua da parte dell'economia, interscambi all'interno dell'economia e i flussi di ritorno dell'acqua nell'ambiente;
- conti delle attività fisiche: conti che descrivono il ciclo idrologico in un periodo contabile;
- conti economici: conti sui flussi relativi ai prodotti idrici, sui costi associati all'uso e all'approvvigionamento idrico.

Il SEEA-Water è uno strumento utile per analizzare l'impiego di risorse idriche in un'area geografica ampia, come un Paese o un bacino. Tuttavia, una cattiva gestione di una risorsa non ha effetti solo

sullo stato della risorsa in sé, ma sullo stato dell'intero ecosistema. Il SEEA-EEA risponde a tale problematica, valutando le attività ambientali dal punto di vista degli ecosistemi e, le interazioni delle diverse attività ambientali come parte dei processi naturali per fornire una serie di servizi per l'attività economica. Il SEEA-EEA è un approccio geospaziale in base al quale vengono raccolti i dati sugli stock e sui flussi degli ecosistemi, presentando diverse analogie con il modello a cascata (cfr par. 1.4). Il SEEA-EEA è distinto, ma complementare alla versione originale SEEA.

Il sistema è strutturato in tabelle di offerta e di utilizzo, le quali si riferiscono ad un determinato territorio e sono strutturate per tipologia di servizio ecosistemico.

Le tabelle dell'utilizzo sono finalizzate a rendicontare i servizi ecosistemici utilizzati dalle unità economiche; le tabelle dell'offerta vengono invece utilizzate per rendicontare gli output ai quali i servizi ecosistemici contribuiscono.

Aspetto rilevante ai fini del presente lavoro è la mancanza, nel SEEA-EEA della possibilità di rendicontare servizi ecosistemici prodotti dai processi produttivi, bensì solo quelli generati dagli ecosistemi. I conti devono essere registrati dapprima in termini fisici e, successivamente termini monetari. A partire dalla valutazione biofisica, si può procedere quindi procedere con la valutazione economica di questi flussi, che consente di effettuare un confronto con i conti del SNA.

La Commissione statistica delle Nazioni Unite (UNSC) ha incoraggiato le nazioni ad attuare la SEEA-EEA nei prossimi anni (UNSC, 2021). Pertanto, la sfida di ogni nazione è progettare metodologie coerenti per lo sviluppo della contabilità degli ecosistemi secondo lo standard SEEA-EEA.

1.11. Il recupero del costo ambientale degli utilizzi idrici agricoli nell'area di studio

Le politiche nazionali e regionali risultano, soprattutto negli ultimi anni, orientate verso l'adozione di azioni per il recupero del costo ambientale. Sebbene i sistemi tariffari non includano, a oggi, la quota di costo ambientale e della risorsa, è stato avviato un processo per definire i criteri per la quantificazione dei costi ambientali e della risorsa (cfr par 1.2). In Lombardia sono state finanziate diverse misure per la tutela e/o miglioramento dei corpi idrici finanziate da fondi regionali, attraverso capitoli di spesa dedicati⁷; tuttavia, dal momento le risorse impiegate per il finanziamento di tali misure non derivando dagli introiti degli utilizzi idrici che generano il costo ambientale, non è possibile garantire il principio del rispetto chi inquina/usa paga. D'altra parte, sono da considerare le risorse FEASR, utilizzate per il finanziamento di diverse misure che impattano positivamente sulla risorsa idrica, anche con riferimento alla riqualificazione ambientale della rete irrigua (cfr par 1.8).

⁷ Ricognizione effettuata presso la Regione Lombardia

Attraverso il FEASR sono stati finanziati diversi interventi per l'efficientamento della rete irrigua, in attuazione delle misure KTM8 (Misure per aumentare l'efficienza idrica per l'irrigazione, l'industria, l'energia e l'uso domestico) ; per il futuro sono previsti ulteriori interventi in questo campo, da finanziare con i fondi messi a disposizione dal PNRR, il Piano Lombardia e la futura PAC. Inoltre, per l'applicazione dei prezzi incentivanti (KTM 11) la Regione Lombardia, a partire dal 2015, ha avviato un processo di monitoraggio dei volumi impiegati a scopo irriguo, finanziando il progetto ISIL (Indagine sui Sistemi Irrigui della Lombardia), il cui scopo è quello di ottenere una conoscenza a scala locale e regionale di tutte le informazioni riguardanti l'adduzione e la distribuzione delle acque irrigue. In seguito alle Linee guida Mipaaf per la regolamentazione da parte delle Regioni delle modalità di quantificazione dei volumi idrici ad uso irriguo (D.M. del 31 luglio 2015), recepite a livello regionale con D.g.r. n. 6035/2016, è stato strutturato il sistema regionale di monitoraggio delle portate e dei volumi, individuando i misuratori già presenti sul territorio regionale e i nodi della rete irrigua in cui prevedere l'installazione di nuovi misuratori e, per le aree dove non sia possibile la misura strumentale, la metodologia per la stima dei volumi d'acqua. Tutto ciò consentirà di creare i presupposti per l'introduzione, previa valutazione di sostenibilità economica, ambientale e sociale, di introdurre meccanismi di prezzo basati sui volumi effettivamente utilizzati, per rispondere all'esigenza di adottare politiche di prezzo che incentivino l'uso efficiente della risorsa, anche ai fini del recupero del costo ambientale e della risorsa in linea con il principio chi usa/paga.

CAPITOLO 2

2. Caso studio 1. L'impatto dell'irrigazione sulla produttività agricola: il caso delle aziende RICA in Lombardia

2.1. Introduzione

L'analisi socio-economica dei Distretti Idrografici, che costituisce la fase 3 dell'analisi economica da implementare a livello di Distretto Idrografico (cfr. par. 1.2), richiede la descrizione dei principali indicatori economici legati agli utilizzi idrici, tra cui quelli agricoli. Ciò ha la finalità di individuare il valore aggiunto prodotto grazie all'impiego della risorsa idrica in agricoltura. Tuttavia, la lettura dei singoli risultati economici non consente di esprimere giudizi sul reale contributo economico. Il confronto tra valori riferiti a diversi utilizzi risulta talvolta non esaustivo, date le differenze intrinseche tra i vari settori produttivi. Nel presente lavoro si propone perciò l'analisi della rilevanza economica dell'agricoltura irrigua tramite un'analisi econometrica di comparazione con la parte di produzione agricola che non ricorre all'irrigazione.

2.2. Obiettivo

La presente ricerca si propone di fornire ulteriori evidenze sull'impatto economico dell'irrigazione sulla produttività agricola (cfr par. 1.1), applicando delle analisi econometriche. Uno dei principali benefici dell'irrigazione è infatti l'aumento del reddito degli agricoltori dovuto al miglioramento della produttività delle colture, poiché l'irrigazione consente l'approvvigionamento idrico e consente la diversificazione delle colture coltivate (Turrall et al., 2011). Lo scopo del presente lavoro è quello di verificare questa ipotesi in una specifica area di studio, affrontando gli aspetti economici dell'uso dell'acqua in agricoltura, al fine di verificare quanto l'irrigazione può influenzare la produttività e la redditività delle aziende agricole in una specifica area e periodo di tempo. Viene quindi dimostrata la rilevanza economica dell'irrigazione, pur riconoscendo che la completezza dell'analisi richiede di considerare aspetti aggiuntivi. L'obiettivo della presente analisi non è quello di valutare il valore economico della risorsa idrica per il processo produttivo agricolo in relazione alla quantità di risorsa impiegata. L'analisi proposta, infatti, non fa riferimento agli indici di efficienza economica dell'uso dell'acqua descritti nel par. 1.8; essa piuttosto analizza gli impatti economici della presenza dell'irrigazione, utilizzando come elemento di confronto le superfici agricole coltivate in asciutto. L'obiettivo, così configurato, si differenzia da quello di altri lavori che stimano l'impatto economico

della riduzione di disponibilità idrica causati da fenomeni di siccità sulle colture irrigue (Giannoccaro et al., 2019; Lopez-Nicolas et al., 2017).

L'analisi si differenzia rispetto ai precedenti studi dell'impatto dell'irrigazione anche per il metodo utilizzato, poiché utilizza il modello di regressione lineare anziché il residual value method utilizzato da diversi autori (Doak et al. 2004; Hellegers e Davidson; Klein et al. 2013) e metodi edonimetrici (Rosato e Rotaris 2014; Grimes e Aitken, 2008).

2.3. L'area di studio

L'area di indagine è la regione Lombardia, situata nel Nord Italia. Essa è tra le più importanti regioni agricole in Italia. Dal *Rapporto 2019 sul sistema agro-alimentare della Lombardia* è possibile ricavare alcune informazioni per l'inquadramento dell'area sotto il profilo agro-economico (Pretolani & Rama, 2019). Nel 2018 in Lombardia risultano prodotti il 13,5% del valore della produzione e l'11,5% del valore aggiunto agricolo nazionale. A livello regionale, gli allevamenti rappresentano il 57% del valore della produzione e i prodotti vegetali il 28%, ad evidenza della consistenza del peso della zootecnia lombarda. Quest'ultima produce quasi il 27% del valore dell'intero comparto zootecnico nazionale, mentre i prodotti vegetali rappresentano solo il 7,4%. Tuttavia, in Lombardia si concentrano alcune importanti produzioni vegetali, come il riso, le foraggere, il mais e i meloni. Il 61% del valore della produzione lombarda è costituito da riso, mais, foraggere, carni suine e bovine e latte, a conferma della vocazione cerealicolo-zootecnica della Lombardia, in cui l'integrazione tra colture e allevamenti è piuttosto evidente. Le colture legnose agrarie costituiscono il 23% del valore della produzione, generata dal 3% della superficie, a conferma dell'elevata redditività per unità di superficie in tali colture.

Per quanto riguarda le caratteristiche strutturali delle aziende agricole lombarde, queste hanno, in media, una dimensione di circa 30 ettari, 71 unità di bestiame adulto e una dotazione di 1,71 unità lavorative (per l'85% appartenenti alla famiglia dell'imprenditore). Le aziende che presentano i maggiori valori di superficie sono quelle risicole (65 ettari) e quelle specializzate in bovini da latte (61 ettari); le aziende frutticole e viticole hanno invece superfici di minori dimensioni (rispettivamente 3 e 7 ettari). Per quanto riguarda gli indici di produttività e redditività della terra, il primo posto è occupato dalle aziende frutticole, seguite dalle aziende specializzate in bovini da latte, in bovini da carne e in viticoltura.

Per quanto riguarda l'irrigazione, il *Rapporto sullo stato dell'irrigazione in Lombardia* ricostruisce un quadro dettagliato sull'agricoltura irrigua regionale. Da tale Rapporto emerge che il territorio lombardo risulta caratterizzato da una elevata complessità dovuta alla coesistenza di irrigazione consortile e privata sullo stesso territorio, dalla estrema differenziazione della contribuzione irrigua e

delle tipologie di concessioni al prelievo (Zucaro et al., 2009). La Lombardia è la regione, insieme all'Emilia-Romagna e al Veneto, in cui si concentrano le superfici attrezzate e irrigate del Paese. La Regione ha un reticolo idrografico superficiale molto denso, è attraversata da decine di fiumi ed è bagnata da centinaia di laghi di origine naturale ed artificiale. La produzione si svolge per l'80% circa nella pianura irrigua, zona in cui le relazioni territoriali tra risorse idriche, agricoltura e paesaggio sono strettissime. L'irrigazione caratterizza fortemente il paesaggio lombardo, modellato dalla fitta rete di canali irrigui. Questi ultimi sono strettamente interconnessi le falde sotterranee contribuendo alla loro alimentazione. L'approvvigionamento e la distribuzione dell'acqua sembrano fortemente caratterizzati da consuetudini storiche, oltre che da fattori morfologici (suolo, pendenza, disponibilità idrica).

Dal punto di vista produttivo, si possono distinguere due macro-aree; le aree occidentali "di antica irrigazione", caratterizzate da una fitta rete di canali che sfruttano l'inclinazione naturale dei suoli, in cui l'irrigazione prevalente è quella per scorrimento o sommersione e in cui la gestione della distribuzione è, generalmente, per turni; le aree sudorientali, caratterizzate da irrigazione cosiddetta "di soccorso" in cui gli agricoltori accedono direttamente e liberamente al prelievo dell'acqua dai canali consortili.

I sistemi di irrigazione adottati a livello aziendale sono prevalentemente quelli ad alto consumo; l'irrigazione per scorrimento è infatti il sistema maggiormente diffuso. L'irrigazione per aspersione è utilizzata sul 39% della superficie ed è diffusa abbastanza omogeneamente sul territorio. Nelle zone dedicate alla produzione del riso si ricorre alla sommersione. All'interno della regione, il rapporto tra superficie attrezzata per l'irrigazione e amministrativa regionale, è mediamente del 41% e supera largamente il valore nazionale (17%). Questo rapporto indica il grado di copertura del territorio con irrigazione collettiva (ossia gestita dai consorzi di bonifica e irrigazione) e la relativa percentuale registrata per il territorio lombardo conferma la stretta connessione sul territorio regionale tra l'attività irrigua e quella di bonifica. Un altro dato interessante riguarda il rapporto tra superficie irrigata e attrezzata regionale, tra i più elevati d'Italia (95%). Esso indica il grado di utilizzazione effettiva delle infrastrutture irrigue. Tra le colture irrigate il mais rappresenta di gran lunga quella più diffusa. Tra le altre coltivazioni, il riso rappresenta la coltura con il più stretto legame con l'irrigazione e con il paesaggio irriguo lombardo.

La Lombardia è una regione ricca di acqua; tuttavia, negli ultimi decenni si sono verificati importanti eventi siccitosi. In particolare, durante il 2003, oltre alla cronica mancanza di precipitazioni, le temperature hanno raggiunto temperature da record consecutivamente per diversi mesi e le disponibilità irrigue hanno subito variazioni tra il 20% e il 30%, con punte anche del 50% (ERSAF, 2010). Altri eventi di crisi idrica si sono verificati nel 2005, nel 2007, fino ad arrivare al recente

evento siccitoso verificatosi nel 2017. Tali eventi critici sono stati gestiti attraverso l'istituzione di una "cabina di regia" da parte dell'Autorità di distretto idrografico del fiume Po, concertando un meccanismo di riduzione dei prelievi. Zucaro et al., (2017) hanno condotto un'analisi per la caratterizzazione dei fenomeni siccitosi sul territorio nazionale attraverso l'attuazione dell'indice di siccità RDI (Reconnaissance Drought Index) a scala regionale. I risultati mostrano, per il periodo 2006-2015, eventi di siccità più frequenti nelle regioni settentrionali, inclusa la Lombardia, rispetto alle regioni del Sud Italia dove la siccità è una condizione strutturale.

Nella Regione sono storicamente presenti reti irrigue e tecniche di distribuzione a bassa efficienza. Il trasporto dell'acqua dal punto di prelievo all'utenza finale avviene infatti prevalentemente attraverso canali non rivestiti a cielo aperto, che provocano numerose perdite idriche. Le tecniche irrigue a bassa efficienza, come la sommersione e lo scorrimento, sono ampiamente diffuse sul territorio e in diversi enti viene adottato il sistema di contribuzione per ettaro (dunque svincolato dai volumi utilizzati). Negli ultimi anni, tuttavia, gli enti irrigui hanno percepito finanziamenti per l'aumento dell'efficienza della rete irrigua stanziati attraverso la sottomisura 4.3 del PSRN per un importo pari a 31,7 M €; inoltre, attraverso il Fondo Europeo di Sviluppo e Coesione (FSC) sono stati finanziati interventi per 4 milioni di euro, nell'ambito del sottopiano 2 del Programma Operativo Agricoltura (POA). Anche nell'ambito del PSR regionale 2014-2023 sono stati aperti bandi per il finanziamento di interventi di riconversione del metodo irriguo dello scorrimento a metodi maggiormente efficienti e per l'installazione di dispositivi per la programmazione, la gestione, la misurazione, il controllo e l'automatizzazione degli interventi irrigui.

2.4. Dati e metodi

Il campione per l'analisi dei dati relativi alla Regione Lombardia è stato estratto dalla banca dati Rete di Informazione Contabile Aziendale (RICA), un'indagine campionaria annuale costruita su base regionale, istituita dalla Commissione Economica Europea, con un'impostazione analoga in tutti i Paesi Membri dell'Unione Europea; essa rappresenta l'unica fonte armonizzata di dati microeconomici sull'evoluzione dei redditi e sulle dinamiche economico-strutturali delle aziende agricole. L'anno di riferimento dell'analisi è il 2018, scelto in ragione dell'assenza di particolari anomalie climatiche che potrebbero influenzare i risultati. Infatti, il 2018 non è stato caratterizzato da problemi di siccità; i valori registrati dallo Standard Precipitation Index (SPI) a 12 mesi e stagionale per il 2018 in questa regione sono nella norma (ISPRA, 2019). Per stimare l'effetto dell'irrigazione sulla performance economica delle aziende agricole è stato effettuato dapprima un test statistico per verificare la presenza di una differenza significativa tra colture irrigate e non irrigate in termini di produzione lorda vendibile e margine lordo per ettaro di SAU. Dal momento che le variabili

dependenti non si distribuiscono come una normale, è stato utilizzato il test non parametrico di Mann-Whitney (detto anche U-test), che consente di verificare le seguenti ipotesi:

H_0 = i 2 campioni appartengono alla stessa popolazione

H_1 = i 2 campioni appartengono a diverse popolazioni

Esso è basato sulla statistica test della distribuzione della somma dei possibili ranghi del gruppo di controllo (in questo caso colture senza irrigazione), che si approssima a una normale con media μ e varianza σ :

$$\mu_T = \frac{n_1(n_1+n_2+1)}{2} \quad \sigma_T = \sqrt{\frac{n_1n_2(n_1+n_2+1)}{12}}$$

La statistica test è pari a:

$$W = Z_T = \frac{T - \mu_T}{\sigma_T}$$

Se il valore di W è minore del livello critico α fissato a 0.05 (per un intervallo di confidenza pari al 95%) è possibile rifiutare l'ipotesi nulla, quindi concludere che esiste una differenza significativa tra i due campioni. Nel presente lavoro verrà utilizzato il metodo basato sul confronto del p-value e il valore di α : se il primo risulta minore del secondo è possibile rifiutare l'ipotesi nulla.

I dati sono stati estrapolati dalla tabella “colture” del database RICA e il relativo dataset è stato denominato “dataset_colture”. Successivamente si è proceduto all'analisi su scala aziendale, utilizzando i dati delle tabelle “Bilancio Conto Economico”, “Uso suolo” e “Aziende”, al fine di stimare l'effetto della quantità di SAU irrigata per azienda sulla PLV per ettaro di SAU, attraverso un modello di regressione multipla. È stato quindi costruito un dataset con le variabili di interesse ed è stato denominato “dataset_aziende”. Inoltre, al fine di analizzare il campione di aziende per alcune variabili di interesse sono stati utilizzati i dati della tabella “Ambiente”.

Per stimare l'effetto dell'irrigazione sulle performance produttive aziendali è stato utilizzato un modello di regressione multipla di tipo log-lineare:

$$\log(y) = \beta_0 + \beta_1x_1 + \beta_2x_2 + \dots \beta_nx_n + \varepsilon$$

I coefficienti β sono stimati attraverso il metodo dei minimi quadrati (OLS Ordinary Least Squares) e consentono di stimare la variazione della variabile dipendente y dovuta alla variazione delle variabili indipendenti $x_1..x_n$. La variabile indipendente considerata è l'indice PLV/SAU, un indicatore economico che misura la produttività della terra in termini monetari. La PLV comprende le entrate strettamente connesse all'attività agricola e fornisce un'indicazione preliminare della redditività delle aziende agricole. Esso non è indicato per valutare la redditività aziendale in quando non comprende

le componenti legate ai costi. Tuttavia, i costi sono stati inclusi nell'analisi come variabile di controllo nel modello di regressione. Per la costruzione del modello sono state selezionate diverse variabili indipendenti (Tabella 3).

Tabella 3 Variabili utilizzate nell'analisi sul dataset aziende

U-TEST	
VARIABILE	DESCRIZIONE
plv/sau	Rapporto tra la Produzione Lorda Vendibile colturale e la Superficie Agricola Utilizzata
ml/sau	Rapporto tra il Margine Lordo colturale e la Superficie Agricola Utilizzata
irrigazione	Dummy per la presenza/assenza dell'irrigazione
MODELLO LOG-LIN	
VARIABILE	DESCRIZIONE
SAU	Superficie Agricola Utilizzata
PLV/SAU	Rapporto tra la Produzione Lorda Vendibile aziendale e la Superficie Agricola Utilizzata
CV/SAU	Rapporto tra i costi variabili e la Superficie Agricola Utilizzata
CF/SAU	Rapporto tra i costi fissi e la Superficie Agricola Utilizzata
ARB	Rapporto tra la superficie occupata da colture arboree e Superficie Agricola Utilizzata
SEM	Rapporto tra la superficie occupata da seminativi e Superficie Agricola Utilizzata
PRATI	Rapporto tra la superficie occupata da prati e Superficie Agricola Utilizzata
IRR/SAU	Rapporto tra la % di Superficie Agricola Utilizzata e Superficie Agricola Utilizzata irrigata

Tra queste, la % di SAU irrigata rispetto alla SAU totale dell'azienda (IRR/SAU) è la variabile di interesse per la stima del suo impatto sulla PLV; le altre variabili indipendenti sono state inserite come variabili di controllo, al fine di stimare l'impatto dell'irrigazione a parità di altre condizioni. Sono state quindi considerate le variabili che possono influenzare la PLV, prediligendo quelle che consentono il controllo della coerenza dei dati estrapolati dal campione RICA. In particolare, sono stati considerati i costi variabili (CV), i quali comprendono le spese specifiche (acqua, assicurazione delle colture, input chimici, contratti esterni, sementi, pali, ecc.) e altri costi (energia, marketing e comunicazione). I costi variabili possono essere utilizzati per misurare il livello di intensità di input delle aziende agricole (Reidsma et al., 2007), che può influenzare la redditività aziendale (Reidsma et al., 2007). Pertanto, nell'analisi sono stati inclusi i costi variabili e i costi fissi per ettaro di SAU (CV/SAU e CF/SAU). La SAU è stata inclusa per prendere in considerazione i potenziali effetti delle dimensioni dell'azienda agricola sull'efficienza e la redditività (Hansson 2008, Reidsma et al., 2007). Le tipologie colturali possono influenzare i risultati economici delle aziende (Coppola et al., 2018), quindi nel modello sono state incluse le percentuali di classe di uso del suolo rispetto alla SAU

ovvero: i) quota di SAU utilizzata per le colture arboree (ARB); ii) quota di SAU a seminativo (SEM), ii) quota di SAU per prati (PRATI). Inoltre, è stata inclusa la variabile relativa all'altimetria media (ALTIMETRIA), che, come noto, può influenzare la produttività delle aziende (Reidsma et al., 2007). Il dataset relativo alle colture per l'implementazione del test di Mann-Whitney è costituito da 2.106 osservazioni, mentre quello utilizzato per l'analisi attraverso il modello di regressione (dataset "aziende") è composto da 628 osservazioni. Per quest'ultimo è stato effettuato un processo di data cleaning, rimuovendo 15 osservazioni per le quali la somma delle superfici destinate alle diverse tipologie di colture risulta maggiore della superficie totale. Per le analisi è stato utilizzato il software R versione 4.0.3.

Dai dataset sono stati rimossi gli outlier relativi alle variabili dipendenti (plvcol/sau e mlcol/sau) per il dataset "colture" e plv/sau per il dataset "aziende".

Questi sono stati individuati attraverso i boxplot, che segnalano i valori maggiori del *limite superiore* e minori del *limite inferiore* (appunto, gli outlier) risultanti dalla seguente formula:

Limite superiore: $Q_3 + 1,5(Q_3 - Q_1)$

Limite inferiore: $Q_1 - 1,5(Q_3 - Q_1)$

Dove Q_1 , Q_2 e Q_3 sono rispettivamente il primo, secondo e terzo quantile della distribuzione.

Altri fattori possono incidere sulle variabili di interesse, quali il sistema irriguo prevalente (Wichelns et al., 2002; López-Mata et al., 2019) e la tipologia di utilizzo idrico (uso in autoapprovvigionamento o ricorso al servizio di irrigazione collettiva) (Mirra et al., 2021); dal momento che l'obiettivo dell'analisi è quello di stimare l'impatto della presenza dell'irrigazione (e dunque anche dell'assenza), non è stato possibile includere variabili riguardanti le sole superfici irrigue in un unico modello di regressione. ; ad ogni modo, sono state effettuate analisi sul campione costituito dalle aziende che ricorrono all'irrigazione (dataset parziale di 456 aziende), ottenendo stime che consentono di valutare l'impatto della tipologia di sistema irriguo adottato sui risultati economici aziendali.

I dati sono stati estrapolati dalla Tabella "Ambiente" della banca dati RICA, al fine di valutare l'impatto di alcune variabili connesse alla pratica irrigua che possono avere un impatto sulla produttività aziendale. In particolare, è stata considerata la percentuale di SAU irrigata attraverso i principali sistemi irrigui (scorrimento, sommersione, micro-irrigazione, irrigazione a pioggia) per verificare l'ipotesi che l'adozione di sistemi irrigui più efficienti consentono di raggiungere migliori risultati economici. Inoltre, è stata considerata la dummy relativa al ricorso o meno al servizio di irrigazione collettiva. La Tabella 4 illustra le variabili utilizzate.

Tabella 4 Variabili utilizzate nell'analisi sul dataset aziende (solo aziende che ricorrono all'irrigazione)

VARIABILE	DESCRIZIONE
SAU	Superficie Agricola Utilizzata
PLV/SAU	Rapporto tra la Produzione Lorda Vendibile aziendale e la Superficie Agricola Utilizzata
CV/SAU	Rapporto tra i costi variabili e la Superficie Agricola Utilizzata
CF/SAU	Rapporto tra i costi fissi e la Superficie Agricola Utilizzata
arb	Rapporto tra la superficie occupata da colture arboree e Superficie Agricola Utilizzata
sem	Rapporto tra la superficie occupata da seminativi e Superficie Agricola Utilizzata
pioggia	Rapporto tra la superficie irrigata con sistema irriguo a pioggia e SAU irrigata
microir	Rapporto tra la superficie irrigata con sistema di micro-irrigazione e SAU irrigata
sommer	Rapporto tra la superficie irrigata metodo irriguo per sommersione e SAU irrigata
scorr	Rapporto tra la superficie irrigata metodo irriguo per scorrimento e SAU irrigata
collett	Ricorso al servizio di irrigazione collettiva
altimetria	Altimetria media

Il sistema irriguo più efficiente tra quelli considerati è la micro-irrigazione, seguito dal sistema a pioggia. I sistemi meno efficienti sono il metodo per scorrimento e per sommersione.

Anche in questo caso è stato utilizzato un modello log-lineare.

2.5. Risultati

Prima di procedere all'analisi inferenziale, è stata condotta un'analisi descrittiva delle variabili di interesse. La Tabella 5 riporta i risultati ottenuti per il “dataset_culture” relativi alla PLV per ettaro di SAU; nella Tabella 6 sono stati calcolati gli indici descrittivi della stessa variabile distinguendo le colture irrigate e non irrigate.

Tabella 5 Analisi descrittiva della variabile plv/sau (dataset_culture)

INDICE	VALORE
Valore minimo	-2.452,6
Primo quartile	289,6
Mediana	1.016,8
Media	1.091,1
Terzo quartile	1.619,4
Valore massimo	4.428,5
Deviazione standard	919,8

Fonte 1 Elaborazione propria su dati RICA

Tabella 6 Analisi descrittiva della variabile plv/sau (€/ha) (dataset_colture) distinta per colture irrigue e non irrigue

	COLTURE IRRIGUE	COLTURE NON IRRIGUE
Valore minimo	-2.452,6	-199,5
Primo quartile	719,6	0,1
Mediana	1.220,5	625,4
Media	1.313,2	684,1
Terzo quartile	1.949,9	46,18
Valore massimo	4.428,5	4.421,1
Deviazione standard	941,7	718,5

Fonte 2 Elaborazione propria su dati RICA

La Tabella 7 riporta gli indici della statistica descrittiva relativi al margine lordo per ettaro di SAU. Il fatto che il valore minimo del margine lordo sia inferiore al valore minimo della PLV è dovuto all'eliminazione degli outlier per la variabile di interesse, i quali comprendono valori molto bassi di margine lordo per ettaro⁸. Anche in questo caso sono stati calcolati anche gli indici per due distinti gruppi (colture irrigate e non irrigate) (Tabella 8).

Tabella 7 Analisi descrittiva della variabile ml/sau (dataset_colture)

INDICE	VALORE
Valore minimo	-897,3
Primo quartile	303,8
Mediana	594
Media	714,1
Terzo quartile	1044,5
Valore massimo	2.876
Deviazione standard	587,3

Fonte: Elaborazione propria su dati RICA

Tabella 8 Analisi descrittiva della variabile ml/sau (dataset_colture) distinta per colture irrigue e non irrigue

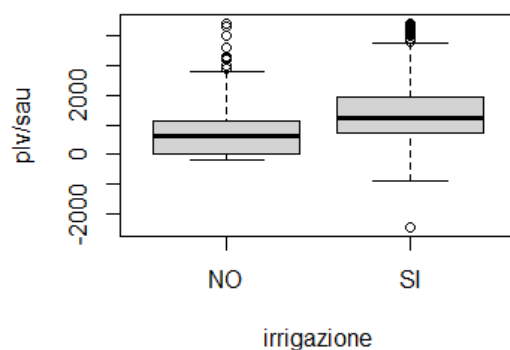
	COLTURE IRRIGUE	COLTURE NONE IRRIGUE
Valore minimo	-897.3214	-675
Primo quartile	385,3	18,9
Mediana	700.8772	416.6483
Media	840.3572	482.6899
Terzo quartile	1.228,4	735,19
Valore massimo	2763,8	2.500
Deviazione standard	609,3	503,2

Fonte: Elaborazione propria su dati RICA

⁸ Il margine lordo, in quanto inclusivo dei costi, è minore della plv per una stessa osservazione

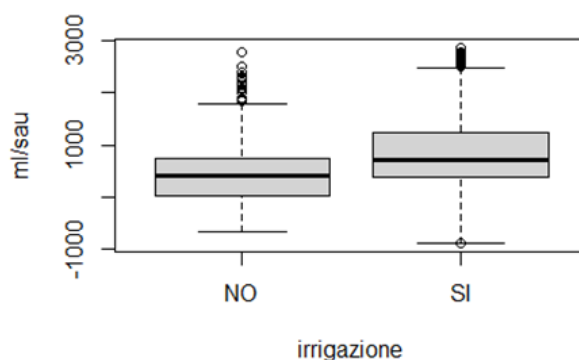
Al fine di analizzare graficamente la differenza dei valori della PLV e del Margine lordo tra le colture irrigate e non irrigate, sono stati costruiti due boxplot raggruppati che mettono a confronto le distribuzioni delle variabili *plv/sau* (Figura 10) e *ml/sau* (Figura 11) tra il gruppo delle colture irrigate e il gruppo delle colture non irrigate.

Figura 10 Boxplot raggruppato per il confronto della distribuzione di *plv/sau* tra colture irrigate e non irrigate



Fonte: Elaborazione propria su dati RICA

Figura 11 Boxplot raggruppato per il confronto della distribuzione di *ml/sau* tra colture irrigate e non irrigate

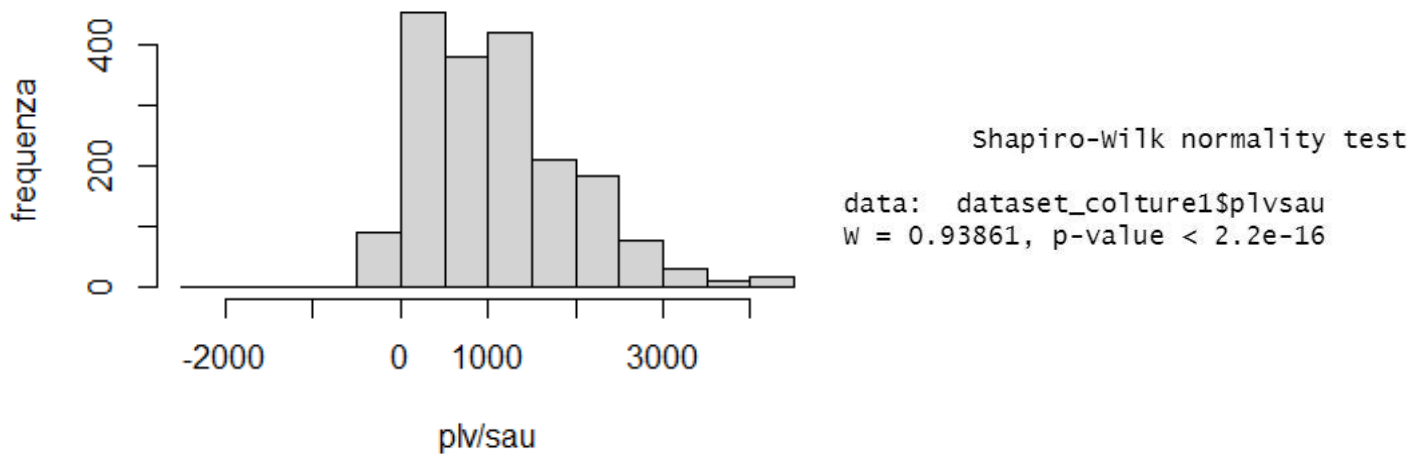


Fonte: Elaborazione propria su dati RICA

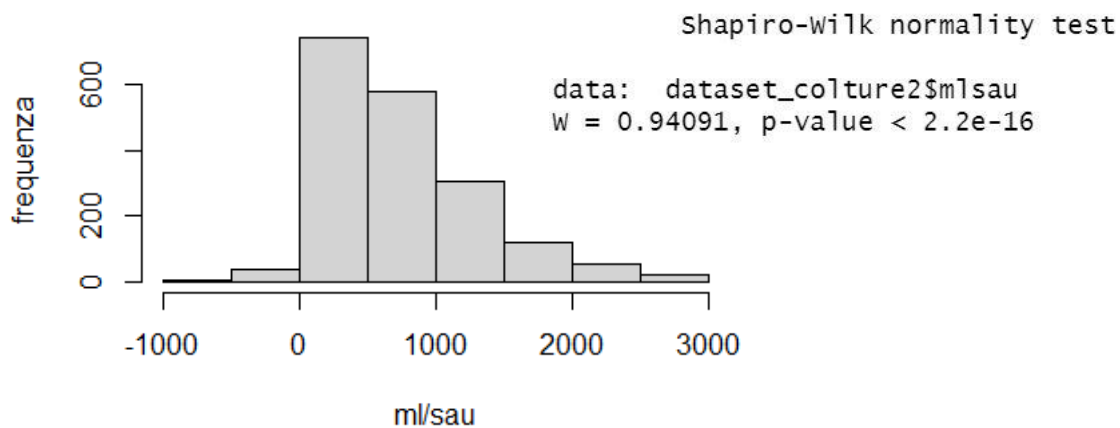
Dai boxplot (Figura 10 e 11) si evince che le colture irrigate presentano valori di *plv* e margine lordo per ettaro maggiori rispetto alle colture non irrigate.

Per verificare l'esistenza di una differenza significativa tra i due gruppi, è stato effettuato un test di non parametrico di Mann-Whitney. Dalle Figure 12 e 13 è possibile, infatti, notare come l'ipotesi di normalità delle variabili indipendenti risulti violata; ciò rende impossibile l'uso del test di tipo parametrico (t-test). Le figure riportano anche l'output del test di Shapiro-Wilk, utilizzato per verificare la normalità delle distribuzioni delle variabili di interesse (ipotesi nulla). L'output restituisce un *p-value* < di alfa (alfa=0,05), quindi si rifiuta l'ipotesi nulla (dunque, le variabili in esame non si distribuiscono come una normale).

Figura 12 Istogramma della distribuzione della variabile *plv/sau* (*dataset_colture*)



Fonte: Elaborazione propria su dati RICA



Fonte: Elaborazione propria su dati RICA

Le ipotesi sottoposte a verifica dal test di Mann-Whitney sono le seguenti:

H_0 : il campione costituito dalle colture irrigue e quello costituito dalle colture non irrigue appartengono alla stessa popolazione (dunque non è possibile ipotizzare la presenza di una differenza significativa tra i due gruppi)

H_1 : il campione costituito dalle colture irrigue e quello costituito dalle colture non irrigue appartengono a popolazioni differenti

Il test restituisce i risultati riportati nella Tabella 9.

Tabella 9 Output del test di Mann-Whitney: confronto tra gruppi (gruppo con irrigazione e senza irrigazione)

VARIABILE	W	p- value
plv/sau	248.991	$< 2.2e^{-16}$
ml/sau	246.106	$< 2.2e^{-16}$

Fonte: Elaborazione propria su dati RICA

In entrambi i casi, il valore del p-value è minore di alfa (0.05), quindi il rifiuto dell'ipotesi nulla porta a concludere che esiste una differenza significativa tra colture irrigate e non irrigate in termini di PLV e margine lordo per ettaro di SAU. Le colture irrigue, come si evince dal boxplot (Figura 5) presentano valori di PLV e Margine Lordo per ettaro maggiori rispetto alle colture non irrigue.

Al fine di approfondire l'analisi è stato costruito un modello di regressione multipla di tipo log-lineare utilizzando il dataset "aziende". Per una sola unità del campione la PLV risulta pari a zero; si è scelto perciò di non considerare tale unità per effettuare la trasformazione logaritmica anziché procedere all'integrazione di una costante per tutte le unità.

La Tabella 10 riporta la sintesi dei dati del campione di aziende per le variabili considerate.

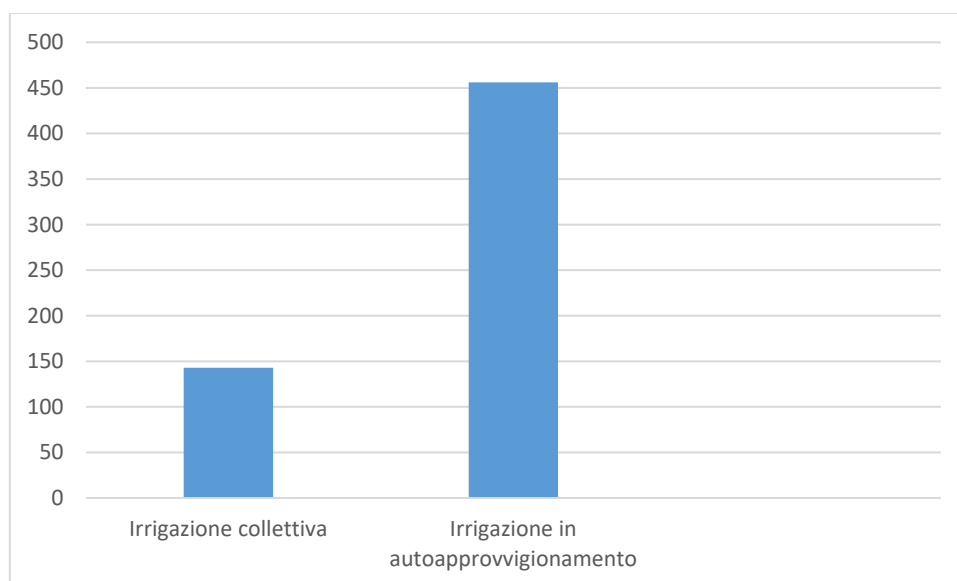
Tabella 10 Analisi descrittiva delle variabili considerate nel modello di regressione lineare (dataset aziende)

	PLV/SAU (mil €)	CV/SAU (mil €)	SAU (ha)	IRR/SAU	CF/SAU (mil €)	ALTIMETRIA (m)
Media	10,15	5,48	1.353	945	134,31	117
Errore st	1,81	0,85	75	57	98,90	6,5
Mediana	3,16	1,54	858	545	0,54	60
Deviazione st	44,24	20,82	184	1.395	2.420,63	158
Minimo	0,48	0,12	3,2	0	0	1
Massimo	963,14	340,98	16.822	19.718	56.891	1.171

Fonte: Elaborazione propria su dati RICA

Le Figure 14, 15 e 16 mostrano le caratteristiche del campione rispetto alle variabili che riguardano le superfici irrigue. Delle 456 aziende che ricorrono all'irrigazione, 299 ricorrono al servizio di irrigazione collettiva (Figura 14).

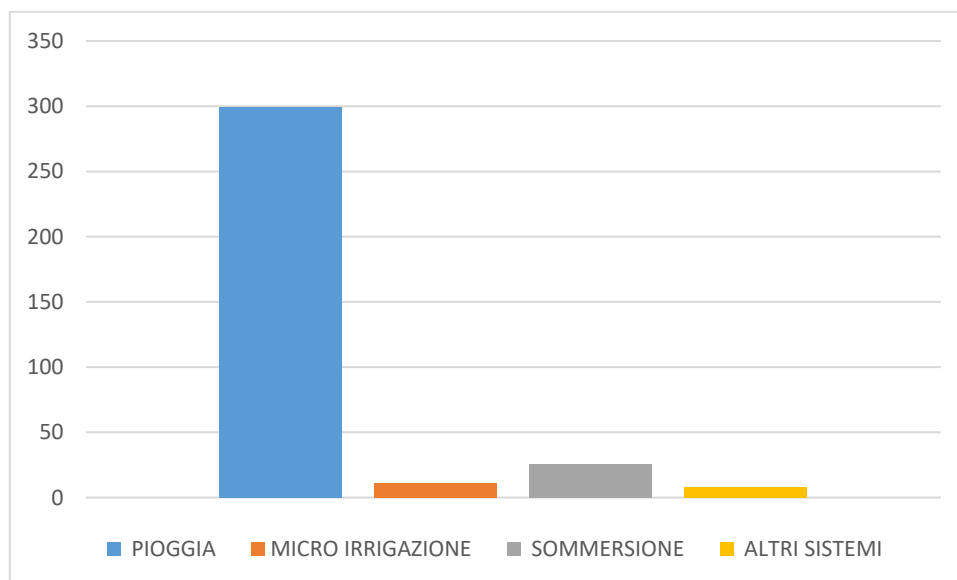
Figura 14 Tipologia di utilizzo idrico delle aziende del campione



Fonte: Elaborazione propria su dati RICA

La maggior parte delle aziende del campione adotta come sistema irriguo prevalente l'irrigazione a pioggia (Figura 15).

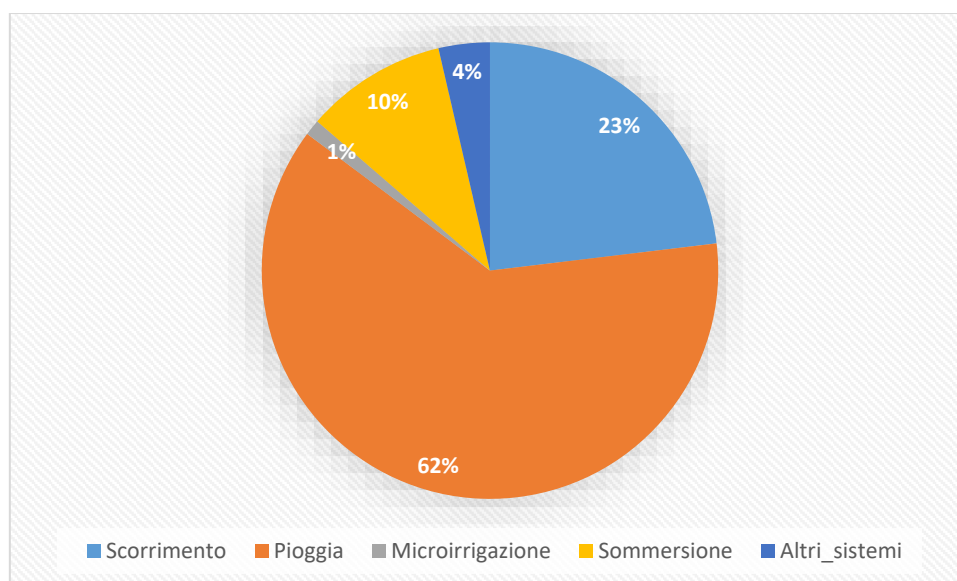
Figura 15 Sistema irriguo prevalente adottato dalle aziende del campione



Fonte: Elaborazione propria su dati RICA

Per quanto riguarda le superfici ripartite per metodo di irrigazione (Figura 16), risulta che circa il 60% della SAU è irrigata con sistemi a pioggia; il 23% per scorrimento, il 10% per sommersione e una piccola parte (1%) è irrigata con sistemi di micro-irrigazione.

Figura 16 Ripartizione della SAU irrigata secondo il sistema irriguo adottato



Fonte: Elaborazione propria su dati RICA

Il modello utilizzato per l'analisi dell'impatto dell'irrigazione sulla produttività aziendale è espresso dalla seguente equazione (Mod 1).

Mod 1

$$\log (PLV/SAU) = \beta_0 + \beta_1 sem + \beta_2 arb + \beta_3 prati + \beta_4 CV/SAU + \beta_5 CF/SAU + \beta_6 SAU + \beta_7 IRR/SAU + ALTIMETRIA + \varepsilon$$

La scelta del modello è dovuta alla forte asimmetria della distribuzione della variabile dipendente PLV/SAU.

Come previsto, l'output del modello segnala un problema di multicollinearità. Le variabili che riguardano le percentuali dell'uso del suolo per i differenti sistemi colturali sono infatti complementari, quindi correlate tra loro. Sono state quindi mantenute, tra le variabili che indicano la percentuale di uso del suolo destinate a una determinata classe colturale, solo le variabili SEM e ARB, che indicano rispettivamente la percentuale di SAU a seminativo e la percentuale di SAU destinata all'arboricoltura

La stima dei coefficienti $\beta_1 \dots \beta_5$ è riportata nella Tabella 11. Per la verifica dell'assenza di multicollinearità sono stati calcolati i VIF; questi, come si evince dalla Tabella, presentano valori

abbastanza contenuti, quindi il modello non è affetto da problemi di multicollinearità (VIF <10) (Kutner et al., 2004).

Tabella 11 Output del modello Mod 1 (dataset aziende completo)

Residui											
Min	1Q	Median	3Q	Max							
-3.15451	-0.33143	-0.07264	0.36795	2.17815							
Coefficienti											
	Stima	Errore st.	t	Pr (> t)							
(Intercetta)	9.990e-01	1.967e-01	5.078	5.16e-11	***						
irrsau	3.697-03	8.655e-04	4.271	2.27e-05	***						
sem	-3.895-03	1.876e-03	-2.076	0.0384	*						
arb	7.429e-03	1.793e-03	4.144	3.92e-05	***						
cvsau	1.77e-01	5.344e-03	22.020	<2e-16	***						
cfsau	-9.067e-05	4.124e-05	-2.199	0.0283	*						
SAU	-2.671e-05	1.632e-05	-1.637	0.1022							
ALTIMETRIA	-7.399e-05	2.593e-04	-0.283	0.7773							
Significatività:	0	' *** '	0.001	' ** '	0.01	' * '	0.05	' . '	0.1	' ' '	1
R ² :	0.5341	R ² aggiustato:		0.5285							
VIF											
irrsau	sem	arb	cvsau	cfsau	SAU	ALTIMETRIA					
1.810.784	6.895.473	4.658.868	1.026.161	1.075.254	1.274.990	2.353.610					

Fonte: Elaborazione propria su dati RICA

Dall'output del modello emerge una relazione statisticamente significativa tra le variabili di interesse. La variabile *IRR/SAU* (*irrsau*), che esprime la percentuale di SAU irrigata rispetto alla SAU totale aziendale, presenta un livello di significatività elevato (alfa < 0,001). L'effetto di tale variabile sulla PLV per ettaro di SAU è positivo, come dimostrato dal segno del coefficiente beta. Rispetto alle variabili di controllo, si nota una relazione significativa positiva tra la percentuale destinata all'arboricoltura (*arb*) e la PLV; la relazione tra percentuale di SAU a seminativo (*sem*) e PLV, per la quale il livello di significatività è minore ma comunque accettabile, risulta invece negativa. Dall'output del modello emerge che anche i costi variabili, CV/SAU (*cvsau*) incidono positivamente sulla produttività della terra, mentre i costi fissi CF/SAU (*cfsau*) incidono negativamente. Le variabili relative all'altimetria e all'ampiezza della SAU non risultano invece significative.

Il modello utilizzato per l'analisi dell'impatto del sistema irriguo adottato e del ricorso all'irrigazione collettiva sulla produttività aziendale è espresso dalla seguente equazione (Mod 2).

Mod 2

$$\log (PLV/SAU) = \beta_0 + \beta_1 arb + \beta_2 sem + \beta_3 CV/SAU + \beta_4 CF/SAU + \beta_5 collet + \beta_6 ALTIMETRIA + \beta_7 microir + \beta_8 sommer + \beta_8 scorr + \beta_9 pioggia + \varepsilon$$

Dal modello è stata esclusa la variabile relativa alla superficie irrigata per sommersione, al fine di evitare la multicollinearità tra le variabili, dati gli alti valori del VIF del modello di partenza.

La Tabella 12 riporta i risultati delle stime ottenute per la stima dei sistemi irrigui adottati e del ricorso al servizio di irrigazione collettiva sulla PLV.

Tabella 12 Output del modello Mod 2 (dataset aziende parziale sole aziende che ricorrono all'irrigazione)

Residui								
Min	1Q	Median	3Q	Max				
-15.318	-0.2993	-0.0700	0.2652	22.648				
Coefficienti								
	Stima	Errore st.	t	Pr (> t)				
(Intercetta)	8.428e-01	1.317e-01	6.400	4.02e-10	***			
arb	5.180e-03	1.628e-03	3.181	0.00157	**			
sem	5.475e-05	7.278e-06	7.523	3.07e-13	***			
cvsau	8.152e-02	8.432e-03	9.668	< 2e-16	***			
cfsau	4.773e-03	1.957e-03	2.439	0.01511	*			
colletSI	-9.133e-02	1.402e-01	-0.652	0.51507				
ALTIMETRIA	-3.368e-04	5.154e-04	-0.654	0.51372				
microir	3.888e-03	2.233e-03	1.741	0.08235	.			
pioggia	1.259e-03	1.375e-03	0.916	0.36011				
scorr	1.912e-03	1.420e-03	1.347	0.17882				
SAU	-6.375e-05	2.890e-05	-2.206	0.02790	*			
Significatività:	0	' *** '	0.001	' ** '	0.01	' * ' 0.05	' . ' 0.1	' ' 1
R ² :	0.6328	R ² aggiustato:	0.6244					
VIF								
arb	sem	cvsau	cfsau	collet	ALTIMETRIA	microir		
1.2	3.7	2.7	1.4	1.8	1.3	1.4		
pioggia	scorr	SAU						
5.9	4.5	2.182.698						

Fonte: Elaborazione propria su dati RICA

Dall'output del modello emerge che la percentuale di SAU irrigata con il sistema più efficiente, ossia il sistema di micro-irrigazione (*microir*) ha un impatto positivo sulla PLV; il coefficiente associato a tale variabile è infatti positivo e significativo. Per quanto riguarda il ricorso all'irrigazione collettiva (*colletSI*), l'output non ha restituito stime significative. In questo caso l'ampiezza della SAU risulta una variabile significativa, con un impatto negativo sulla PLV. Il modello non è affetto da multicollinearità.

2.6. Discussione

I risultati ottenuti dalle prove effettuate portano a confermare che la presenza dell'irrigazione incide positivamente sulla PLV e sul Margine Lordo per ettaro di SAU delle aziende agricole lombarde.

L'irrigazione, quindi, contribuisce alla redditività del settore agricolo di questa Regione. Il test per la verifica dell'impatto dell'irrigazione a livello colturale ha restituito risultati positivi per entrambi gli indici. L'analisi econometrica a livello aziendale ha previsto la stima dell'impatto dell'irrigazione sulla sola produttività della terra. Sebbene questo non sia un indice che misura la redditività, in quanto non include le componenti legate ai costi, il modello può fornire una stima accettabile per la misura del livello di redditività delle aziende, in quanto i costi sono stati inclusi nelle variabili di controllo. L'effetto dell'irrigazione è quindi stimato a parità di livello di costi. Nel modello econometrico, inoltre, è stata considerata una misura quantitativa della quota di irrigazione anziché la variabile dummy (presenza/assenza di irrigazione) come nel test di Mann-Whitney per la verifica tra gruppi. I risultati ottenuti sono in linea con le analisi effettuate in altri studi (cfr. par. 1.1), sebbene il presente lavoro si differenzia dal punto di vista del metodo utilizzato. La ricognizione della letteratura effettuata nel paragrafo 1.1. non evidenzia infatti studi che applicano modelli di regressione lineare per la stima dell'impatto economico dell'irrigazione. Il vantaggio dell'uso di questo metodo, rispetto al residual method, il cui uso è più diffuso in questo campo, consiste nella possibilità di non ricorrere a scenari ipotetici e di isolare l'effetto dell'irrigazione sugli indici economici. I coefficienti associati a sono alle variabili di controllo che possono incidere sulla produttività della terra variabili consentono sia di isolare l'effetto dell'irrigazione, sia di verificare la coerenza dei risultati rispetto a quanto presente in letteratura e nelle reportistiche regionali. In particolare, il segno del coefficiente relativo ai costi variabili, utilizzato come proxy per l'intensità di input, è coerente con quanto riportato da Reidsma et al. (2007). Inoltre, i risultati relativi ai coefficienti per la superficie a seminativo e ad arboricoltura (rispettivamente negativo e positivo) sono in linea con quanto riportato in Coppola et al. (2018) e con la reportistica regionale che descrive le legnose come colture a elevata redditività per unità di superficie e le colture erbacee come colture che incidono sul valore della produzione in maniera significativa, ma occupando larga parte della SAU regionale. Un risultato inaspettato è invece quello relativo ai costi fissi, che esprimono (insieme ai costi variabili) il livello di investimento, per i quali il segno è negativo. Anche il segno del coefficiente relativo alla dimensione della SAU non conferma quanto presente in letteratura, tuttavia tale variabile risulta poco significativa; ciò potrebbe essere dovuto alla struttura dell'indagine campionaria RICA, che non considera le aziende che presentano una ridotta dimensione economica in termini di produzione standard. Le analisi per la verifica della bontà dei residui del modello utilizzato suggeriscono che l'analisi potrebbe essere affinata nel contesto di sviluppi futuri, considerando variabili di controllo aggiuntive che potrebbero consentire di isolare con maggiore precisione l'effetto dell'irrigazione sulla produttività delle aziende agricole. Sviluppi futuri potranno ad esempio prevedere l'analisi delle colture nei processi produttivi di prodotti trasformati, inclusi i prodotti di qualità (DOP, IGP, STG, IG). Un ulteriore elemento aggiuntivo, che

sottolinea i limiti del modello presentato, potrebbe essere il grado di efficienza tecnica degli input, che certamente ha un impatto sugli indici economici e che è stata inclusa solo parzialmente considerando l'efficienza dei sistemi irrigui adottati.

I risultati ottenuti sono rilevanti nell'ambito delle politiche di gestione delle risorse idriche, confermando la rilevanza economica dell'acqua per il settore agricolo. I risultati offrono infatti indicazioni su possibili impatti negativi dovuti ad eventuali conversioni a sistemi colturali che non prevedono il ricorso all'irrigazione. Questa potrebbe essere una scelta adottata dai soggetti economici in scenari di ridotta disponibilità idrica.

Questi elementi evidenziano l'importanza di garantire una gestione sostenibile dell'acqua, preservandola per usi futuri. Da ciò emerge l'importanza delle politiche di risparmio che consentano, al contempo, di tutelare la redditività del settore agricolo. Rilevante in tale contesto è il fattore tecnologico, che, nel caso della risorsa idrica, coincide con il miglioramento dell'efficienza dell'uso dell'acqua che, oltre a favorire la riduzione dei prelievi dai corpi idrici, incide positivamente sulla redditività delle aziende agricole, come già dimostrato da diversi autori (Wichelns et al., 2002; López-Mata et al., 2019) e come confermato dai risultati ottenuti.

Ad oggi, le politiche settoriali come la PAC sostengono gli investimenti e gli impegni per migliorare l'efficienza dei sistemi irrigui delle aziende agricole. In particolare, il Programma di Sviluppo Rurale 2014-2020 della Regione oggetto di studio finanzia alcuni interventi di ammodernamento delle infrastrutture irrigue e l'introduzione di tecnologie sostenibili dal punto di vista ambientale.

Al fine di garantire la disponibilità di acqua in futuro per il mantenimento delle colture irrigue che, come si è visto, giocano un ruolo rilevante per la redditività del settore, le politiche agricole dovrebbero rafforzare l'impegno di migliorare l'efficienza dell'uso dell'acqua in agricoltura, sostenendo gli investimenti l'ammodernamento delle infrastrutture irrigue, per la diversificazione delle fonti di approvvigionamento e per diffondere l'adozione di buone pratiche e nuove tecnologie a livello di azienda agricola (come i sistemi di supporto alle decisioni per l'ottimizzazione dell'irrigazione). Questi potrebbero essere integrati da interventi orizzontali per promuovere l'accesso e l'uso di servizi di consulenza, azioni di formazione e trasferimento di conoscenze, ovvero quelle misure che potrebbero facilitare l'adozione di soluzioni innovative nelle aziende agricole. Già nell'attuale programmazione, diverse Regioni hanno utilizzato le misure per promuovere il trasferimento di conoscenze, consigliare misure legate all'innovazione per il raggiungimento dell'efficienza idrica (focus area 5a).

La futura PAC 2023-2027 potrebbe offrire opportunità in questo contesto, poiché la il Regolamento sui Piani Strategici Nazionali per la PAC prevede la possibilità per gli Stati membri di concedere sostegno per investimenti nell'irrigazione in sistemi di irrigazione nuovi ed esistenti, riprendendo

molti aspetti dell'attuale art. 46 del Reg. (UE) 1305/2013. Il rafforzamento del sistema della conoscenza e dell'innovazione in agricoltura, come previsto dalla PAC post-2020, potrebbe offrire ulteriori opportunità per migliorare i servizi agli agricoltori, in termini di accesso a consulenze specializzate e formazione, nonché possibilità di cooperazione (gruppi operativi o altri interventi di cooperazione) con ricercatori e altri agricoltori per trasferire soluzioni innovative nelle aziende agricole.

CAPITOLO 3

3. Caso Studio 2.: Il valore monetario dei Servizi Ecosistemici dell'agro-ecosistema irriguo lombardo

3.1. Introduzione

Come visto nei precedenti paragrafi, l'uso dell'acqua in agricoltura può produrre diversi servizi ecosistemici attraverso alcune strutture ecologiche e pratiche irrigue, prevalentemente tipiche dei sistemi irrigui tradizionali e poco performanti dal punto di vista dell'efficienza idraulica e irrigua. Ad esempio, i canali irrigui non rivestiti causano numerose perdite per infiltrazione e per evaporazione; inoltre, le pratiche irrigue tradizionali, quali la sommersione e lo scorrimento, richiedono ingenti volumi d'acqua, di cui solo una piccola parte serve a soddisfare i fabbisogni delle colture. Negli ultimi anni in Italia sono stati attivati numerosi interventi per l'ammodernamento delle reti irrigue, passando da sistemi di canali a cielo aperto a condotte in pressione, nonché misure di riconversione delle tecniche irrigue a sistemi più efficienti, come l'irrigazione a goccia e ad aspersione. Sebbene tali interventi consentano di risparmiare risorsa nelle fasi di prelievo da parte degli enti irrigui e di utilizzo da parte degli agricoltori, con benefici ambientali in termini di tutela dello stato quantitativo dei corpi idrici soggetti al prelievo, questi possono tuttavia comportare alterazioni di alcune funzioni ambientali del paesaggio agrario, specialmente se fortemente legato alla presenza di acqua irrigua. Le opere legate all'irrigazione e gli stessi campi irrigati hanno, infatti, nel tempo, creato degli equilibri in termini di interscambi tra flussi idrici dei sistemi di acqua dolce naturali e artificiali e tra circolazione idrica sotterranea e superficiale. Esse, inoltre, hanno modellato il territorio, caratterizzandolo sotto il profilo estetico-paesaggistico, anche fornendo le condizioni per la creazione e il mantenimento di habitat a supporto della biodiversità animale e vegetale. Le funzioni ambientali e paesaggistiche dell'acqua irrigua, come visto nel par. 1.9, aumentano il benessere della collettività, configurandosi come veri e propri servizi ecosistemici. Pur essendo, infatti, i sistemi acquatici dell'agro-ecosistema irriguo, sistemi artificiali, se dotati di caratteri di elevata naturalità, possono svolgere funzioni ecologiche in sostituzione delle aree umide, ormai poco diffuse sul territorio nazionale. Negli ultimi anni sono infatti stati prodotti diversi manuali per la gestione naturalistica di elementi legati all'irrigazione (in particolare i canali irrigui) finalizzati a massimizzarne le potenzialità ecologiche.

Il riconoscimento delle funzioni ambientali delle strutture ecologiche dell'agro-ecosistema irriguo va oltre il riconoscimento dei servizi ecosistemici connessi strettamente alla risorsa idrica. I resoconti sull'uso dei servizi delle singole risorse naturali, infatti, rappresentano solo una parte della contabilità

ambientale, in quanto un ecosistema è una combinazione interconnessa di componenti abiotiche (terra, acqua) e biotiche (biodiversità) (La Notte et al., 2017).

I servizi ecosistemici dell'agro-ecosistema irriguo possono essere valutati in termini monetari; ciò è utile sia per l'individuazione delle esternalità positive degli utilizzi agricoli nell'ambito dell'analisi economica ai sensi della DQA, sia per tenere conto delle variazioni del loro valore a seguito di politiche che incentivano il risparmio idrico, inclusi gli interventi per l'incremento dell'efficienza irrigua. L'effetto di tali politiche porterebbe infatti:

- al passaggio da reti irrigue tradizionali a reti più efficienti prive di funzioni ecologiche;
- alla riduzione dei prelievi, che comporta una minore disponibilità di acqua nei canali irrigui, variandone il regime idrico e i servizi ecosistemici connessi;
- alla razionalizzazione dell'acqua distribuita al campo, che comporta una variazione negativa dei servizi ecosistemici che sarebbero forniti dall'acqua in eccesso al campo.

La dimostrazione dell'esistenza di un valore economico positivo che la collettività attribuisce ai servizi ecosistemici dell'agro-ecosistema irriguo tradizionale, in condizioni di scarsa efficienza, comporta la necessità di tenerne conto nella fase di progettazione di investimenti che favoriscono il miglioramento dell'efficienza dell'uso dell'acqua in agricoltura. Inoltre, i valori dei servizi ecosistemici forniti dall'uso dell'acqua in agricoltura sono rilevanti ai fini dell'analisi economica ai sensi della DQA. L'obiettivo del presente lavoro è quello di stimare il valore dei servizi ecosistemici di alcuni sistemi acquatici dell'agro-ecosistema irriguo in Lombardia, con particolare riferimento ai servizi che possono subire alterazioni dovute a specifiche politiche di gestione dell'acqua, come ad esempio le politiche per l'incremento dell'efficienza.

3.2. L'area di studio

Il territorio lombardo è storicamente ricco di acqua, sebbene negli ultimi anni abbia dovuto fare fronte a frequenti eventi siccitosi. La Lombardia è la regione italiana con il maggior numero di laghi; tra questi vi sono anche i 5 laghi più grandi della Penisola (Garda, Maggiore, Como, Iseo e Lugano). L'acqua viene tradizionalmente derivata per gravità dai corsi d'acqua superficiali; solo nell'ultimo secolo l'irrigazione ha fatto ricorso anche alle derivazioni per sollevamento, sempre da corsi d'acqua superficiali e agli emungimenti dalla falda freatica.

Il territorio lombardo è stato modellato dall'estesa e fitta rete di canali originata dalle opere di derivazione delle acque dai principali fiumi. L'irrigazione caratterizza fortemente il territorio sia di valle, dove il paesaggio viene disegnato da canali, rogge e manufatti d'ingegneria idraulica, sia dell'area a monte dove, sono state realizzate opere per la regolazione dei grandi laghi che hanno

consentito di incrementare la capacità di invaso d'acqua. Tutte queste opere rendono il territorio lombardo simbolo del connubio tra artificialità e naturalità, legato alla presenza e gestione dell'acqua. La rilevanza degli elementi legati all'irrigazione dell'agro-ecosistema lombardo è testimoniata da progetti attivi per la loro salvaguardia.

Una peculiarità del territorio lombardo legata all'acqua irrigua è rappresentata dai fontanili, risorgive di origine antropica storicamente utilizzati come fonte di approvvigionamento per l'irrigazione. Il fontanile è una presa d'acqua nella falda acquifera non affiorante creata dall'uomo per far risalire in superficie, raccogliere, indirizzare e utilizzare a scopo irriguo le acque sotterranee. Esso, dunque, si differenzia dalla risorgiva naturale, la quale fa riferimento ad un affioramento spontaneo. Spesso i due termini sono erroneamente utilizzati come sinonimi; la sovrapposizione fra i due termini è dovuta al fatto che spesso i fontanili sono stati scavati in aree interessate da fenomeni sorgentizi. I fontanili sono stati utilizzati per l'irrigazione delle marcite, che rendevano possibile disporre di foraggio fresco anche durante la stagione invernale, e quindi di incrementare la produzione zootecnica. Il fontanile è formato da due parti principali: la testa e l'asta. La testa è costituita da uno scavo nel terreno per intercettare la falda freatica. L'asta consiste in un fosso scavato, a partire dalla testa, per drenare le acque affioranti verso i terreni da irrigare o verso canali irrigui. I fontanili sono oggetto di forte interesse dal punto di vista naturalistico e paesaggistico, tanto che questi sono censiti a livello regionale. Essi, oltre all'originaria funzione irrigua, che è il motivo stesso per cui sono stati realizzati, svolgono anche una funzione ricreativa, paesaggistica ed ecologica. I fontanili sono dei veri e propri hotspot di biodiversità e ciò dipende principalmente da alcune caratteristiche delle acque di questi ambienti; la temperatura rimane relativamente costante durante il corso dell'anno e ciò garantisce il mantenimento di un microclima estivo fresco e, allo stesso tempo, impedisce il congelamento delle acque durante l'inverno, favorendo pertanto lo sviluppo della vegetazione anche nei periodi più freddi. Queste acque, inoltre, creano specchi cristallini grazie al loro carattere oligotrofo, favorito dai processi depurativi che avvengono nel sottosuolo. Diverse specie utilizzano le aree attorno ai fontanili come corridoio ecologico per i loro spostamenti. Le fasce riparie attorno al fontanile offrono infatti nicchie ideali per la nidificazione degli uccelli e rappresentano habitat importanti per numerosi rettili e mammiferi. L'alimentazione dei fontanili è strettamente dipendente dalle interrelazioni tra circolazione idrica superficiale e sotterranea, in cui l'irrigazione gioca un ruolo fondamentale. Ciò è dovuto alla conformazione della pianura lombarda, in cui si distinguono due zone separate dal punto di vista geologico e pedologico: i) la zona dell'Alta pianura, il cui terreno, essendo costituito da ciottoli e ghiaie presenta un'elevata permeabilità ii) la Bassa Pianura, in cui i suoli sono formati da materiali più impermeabili. I volumi idrici apportati nella zona dell'Alta Pianura, sia con le precipitazioni, sia con pratica irrigua, percolano facilmente nel sottosuolo, riducendo notevolmente la quantità d'acqua

utile per le colture. In corrispondenza del passaggio da litologie grossolane (Alta Pianura) a substrati impermeabili e a granulometria fine (Bassa Pianura), questi volumi ritornano in superficie, dando vita a fenomeni sorgentizi. Sorgenti e fontanili creano una “fascia”, la cosiddetta fascia delle risorgive” che attraversa longitudinalmente l’intero territorio lombardo, come anche le regioni limitrofe.

In questo contesto, quindi, l’esistenza di canali non rivestiti, fonte di perdite idriche nel sottosuolo, e dei campi irrigati con tecniche prevedono l’applicazione di abbondanti volumi d’acqua (in particolare sommersione e scorrimento) garantisce l’alimentazione dei fontanili (Gandolfi et al., 2006; Balderacchi et al., 2016).

3.2.1. Le strutture agro-ecologiche e i Servizi ecosistemici selezionati

Per l’analisi del caso studio sono state selezionate fonti di servizi ecosistemici il cui flusso può subire variazioni a seguito di interventi per l’aumento dell’efficienza irrigua. Per questo motivo, l’attenzione è stata focalizzata sul servizio ecosistemico di ricarica degli acquiferi, data anche la sua importanza nell’area di studio in relazione all’alimentazione di risorgive e fontanili. Come visto, anche considerando la descrizione dell’area di studio, le strutture agro-ecologiche in grado di fornire questo servizio sono i canali irrigui in terra e i campi irrigati; tuttavia, questi ultimi presentano diverse problematiche relative alle pressioni sulle falde sotterranee dovute alla percolazione di input inquinanti proprio a causa del processo di ricarica degli acquiferi. Per quanto riguarda i canali in terra, tale problematica risulta limitata; infatti, l’inquinamento delle acque dei canali provocato dai fenomeni di ruscellamento delle acque dai campi irrigati è mitigato dalla vegetazione in alveo e ripariale (cfr par. 1.9). Per l’analisi del caso studio sono quindi stati scelti i canali in terra vegetati; questi, grazie al servizio di ricarica degli acquiferi, sono fondamentali per l’alimentazione dei fontanili, generando quindi, indirettamente ulteriori servizi ecosistemici (Fig. 17). I fontanili, al pari delle sorgenti, sono infatti GDE (Groundwater Dependent Ecosystem), per cui la presenza di acqua in falda, a sua volta dipendente dai processi di ricarica che avvengono nell’Alta Pianura lombarda, è fondamentale per il loro mantenimento (Balderacchi et al., 2016). Nella figura 14 sono rappresentate le strutture ecologiche oggetto di studio e i relativi servizi ecosistemici che si è scelto di quantificare, evidenziandone il collegamento. Per la scelta è stato fatto riferimento ai benefici che possono subire variazioni in funzione del regime idrico (e quindi soggetti a variazioni causate da interventi di efficientamento); per tale motivo, ad esempio, non è stato scelto di valutare la capacità depurativa di questi sistemi.

Figura 17 Strutture ecologiche dell'agro-ecosistema irriguo oggetto di analisi, servizi ecosistemici generati e collegamento (ipotesi di schematizzazione)



Fonte: Elaborazione propria

3.3. Metodo

Per la stima del valore monetario dei SE oggetto di analisi è stato utilizzato il metodo del Choice Experiment. Come visto nel par. 1.6, si tratta di un metodo basato sulle preferenze dichiarate raccolte attraverso questionari in grado di stimare il valore totale di un bene o servizio ambientale (Mazzanti e Montini, 2001). Come il metodo della valutazione contingente, esso è basato sulla raccolta e analisi di questionari; rispetto alla valutazione contingente, tuttavia presenta il vantaggio di poter stimare i singoli benefici di un bene ambientale, basandosi sull'assunto che qualsiasi bene economico possa essere rappresentato attraverso le sue caratteristiche ("gli attributi") e i diversi livelli in cui queste si presentano. L'esperimento di scelta ha quindi lo scopo di stimare il valore delle variazioni della domanda degli individui per i diversi beni generati da diverse caratteristiche. Questo assunto trova fondamento nella teoria economica di Lancaster (1966), che afferma la possibilità di decomporre l'utilità del consumatore nelle utilità derivanti dai singoli attributi di un bene. Da ciò deriva il problema legato all'impossibilità di catturare l'intero valore di un bene ambientale, in quanto vi sono elementi di natura soggettiva difficilmente individuabili e quantificabili. L'esperimento di scelta risolve in parte tale problematica, in quanto il metodo è basato sull'approccio dell'utilità stocastica (Mc Fadden, 1973), che consente di disaggregare l'utilità complessiva in due componenti, una deterministica (V_i) e una componente di errore (ε_i).

$$U_i = V_i + \varepsilon_{j,n} = \beta_{0i} + \beta_{1i}f(x_{1i}) + \beta_{2i}f(x_{2i}) + \beta_{3i}f(x_{3i}) + \dots + \beta_{ki}f(x_{ki}) + \varepsilon_i$$

Con $k=1, \dots, K$ attributi considerati

$i=1 \dots I$ alternative proposte

Dove x_{ki} rappresenta l'attributo nell'alternativa i esima β_{ki} il relativo peso.

La raccolta dei dati per la stima dei coefficienti β avviene tramite indagini campionarie, le quali richiedono risposte a domande su decisioni ipotetiche di spesa. I rispondenti scelgono l'alternativa preferita tra un insieme di alternative predisposto secondo un disegno sperimentale. Una volta raccolti i dati attraverso i questionari, si calcola la probabilità (logit) di scelta dell'alternativa i . Il calcolo della probabilità varia a seconda delle scelte di analisi. Nel caso in cui il ricercatore non sia interessato a indagare l'eterogeneità delle preferenze tra i rispondenti è possibile utilizzare il modello MLN (Multinomial Logit), in cui l'utilità viene espressa dalla seguente espressione:

$$U_{j,n} = V_{j,n} + \varepsilon_{j,n} = \sum_h^H \beta_h x_{j,h,n} + \varepsilon_{j,n}$$

Dove x_{jhn} è il livello in cui si presenta l'attributo h nell'alternativa j per l'individuo n e β_h è il peso (l'intensità) della preferenza per l'attributo da parte dell'individuo. Nell'ipotesi di componente di errore indipendente e identicamente distribuita, si definisce la probabilità di scelta dell'alternativa i attraverso la seguente espressione:

$$\Pr(i) = \frac{\exp(x_{i,n}\beta)}{\sum \exp(x_{j,n}\beta)}$$

Da questa è possibile ricavare i coefficienti β , i quali, esprimendo il peso della preferenza di un attributo, possono essere utilizzati per stimare il saggio marginale di sostituzione tra i vari attributi (ossia stimare il tasso a cui il consumatore è disposto a cedere un attributo per ottenerne un altro).

Nel modello MLN, i coefficienti β sono costanti per ogni individuo, perciò esso non consente di catturare l'eterogeneità delle preferenze degli individui. Per approfondire l'analisi e catturare le variazioni delle preferenze si può ricorrere al modello RPL (Random Parameter Logit Model), nel quale i coefficienti β sono indicizzati per ogni individuo. In questo caso la probabilità della scelta dell'alternativa i è espressa come segue:

$$Pi = \int \frac{e^{\beta_n x_{i,n}}}{\sum e^{\beta_n x_{j,n}}} f(\beta) d(\beta)$$

Per la stima del valore monetario dei servizi ecosistemici oggetto di analisi sono stati utilizzati entrambi i modelli descritti (MLN e RPL). Esiste tuttavia un ulteriore modello ad utilità stocastica, utilizzabile in futuri sviluppi dell'analisi, in grado di catturare l'eterogeneità in modo maggiormente accurato, ossia il modello delle classi latenti. Questo consente l'individuazione di gruppi di individui in funzione delle scelte osservate. Questi segmenti sono delineati da variabili socio-demografiche individuali ed esterne osservabili e dalle cosiddette variabili latenti, che includono percezioni e attitudini. Quindi, attitudini e percezioni latenti, insieme alle variabili osservabili, determinano la probabilità di appartenenza degli individui a un segmento latente. Il modello a classi latenti consente appunto di stimare simultaneamente, attraverso le scelte effettuate, l'importanza per gli individui degli attributi e la probabilità di appartenere a un determinato segmento. Come risultato si ottengono, per classi diverse, diversi coefficienti beta associati ai vari attributi.

Dai coefficienti β è possibile ricavare la disponibilità a pagare (DAP) per un attributo, attraverso il rapporto tra il β associato all'attributo oggetto di analisi (β_y) e il β associato al prezzo (β_c) ; quest'ultimo è incluso infatti tra gli attributi, visto che ad ogni alternativa è associato un prezzo.

La DAP è quindi espressa dalla seguente espressione:

$$DAP = - \frac{\beta_y}{\beta_c}$$

Una volta ricavata la DAP di ogni attributo, è possibile ricavare la DAP totale per il bene considerato, che rappresenta il surplus del consumatore illustrato nella Figura 8.

Il metodo dell'esperimento di scelta presenta il vantaggio di stimare il valore monetario di ciascun attributo del bene in esame e di investigare scenari ipotetici. Esso presenta tuttavia alcuni svantaggi dovuti alla sensibilità delle stime del benessere rispetto al disegno sperimentale e al rischio di non includere tutti gli attributi che aumentano l'utilità dei consumatori.

3.3.1. Raccolta dei dati, struttura del questionario e disegno dell'esperimento di scelta

Per stimare il valore monetario dei SE selezionati, nel periodo marzo-dicembre 2021 è stata condotta un'indagine basata su questionari distribuiti a un campione di cittadini lombardi. Il campione di tipo non probabilistico, costituito da 222 unità, è stato ottenuto attraverso il metodo "snowball", ossia selezionando unità appartenenti a diversi contesti (scuole, università, consorzi di bonifica, social network) aventi la caratteristica di interesse per circoscrivere la popolazione (essere residenti e/o domiciliati in Lombardia) e chiedendo loro di indicare altre unità che appartengono alla stessa popolazione. Il questionario è stato trasmesso agli intervistati in via telematica.

I principali svantaggi di questo metodo derivano dal fatto che si tratta di un metodo di campionamento non probabilistico. In particolare, Berg (1988) sostiene che il campione di tipo snowball è fortemente sbilanciato verso gli individui che hanno molte relazioni sociali. Tuttavia, in letteratura esistono diversi esempi di ricorso alla tecnica snowball per il campionamento nell'ambito dell'implementazione del choice experiment (Inieta-Arandia et al., 2014; Jeanloz et al., 2016; Martin et al., 2020). Inoltre, come si vedrà nel par. 3.4.1, dal confronto con i dati della popolazione il campione, per alcune principali caratteristiche, risulta abbastanza bilanciato.

Il questionario somministrato è composto da quattro sezioni:

- la prima sezione include domande volte a indagare la percezione degli intervistati nei confronti dell'attività agricola irrigua e degli ecosistemi acquatici ad essa legati;
- la seconda sezione presenta il disegno sperimentale relativo ai fontanili;
- la terza sezione presenta il disegno sperimentale per i canali irrigui;
- l'ultima sezione include domande su dati anagrafici degli intervistati.

Gli attributi (in questo caso i servizi ecosistemici) dei canali irrigui e dei fontanili sono stati selezionati sulla base della review della letteratura descritta nel par. 1.9. Attributi e livelli utilizzati per il disegno dell'esperimento sono elencati nella Tabella 13. Per l'attribuzione dei livelli, sono state condotte ricerche su scenari caratterizzati da alterazioni del regime idrico dei sistemi acquatici indagati. In particolare, per quanto riguarda i livelli di biodiversità, è stato possibile ricavare informazioni sulle specie presenti in diverse condizioni di regime idrico dei fontanili (condizioni di base, fontanili in fase di interrimento e fontanili asciutti), sia per le specie animali sia vegetali (Bischetti et al., 2012). Per quanto riguarda i canali, invece, non sono state rintracciate informazioni in relazione alla biodiversità vegetale; perciò, per i canali è stata considerata esclusivamente la presenza di specie acquatiche animali.

Tabella 13 Attributi e livelli inclusi nell'esperimento di scelta

Sistema acquatico	Attributi	Livelli
Canali irrigui	Paesaggio	Canale semi asciutto; canale a pieno regime idrico
	Biodiversità animale	Alta (presenza di specie acquatiche), media (diminuzione delle specie acquatiche); bassa
	Ricarica degli acquiferi	Alta; media; assente
	Attività ricreative	Possibili; non possibili
	Aumento bolletta	0, 4,12,20 €/mese
Fontanili	Paesaggio	Presenza di uno specchio d'acqua visibile; presenza salutare di uno specchio d'acqua
	Biodiversità	Media biodiversità animale (diminuzione delle specie acquatiche), presenza di alghe filamentose; elevata biodiversità animale (presenza di specie acquatiche), vegetazione acquatica; bassa biodiversità animale e vegetale
	Uso per l'irrigazione	Sì; no
	Attività ricreative	Possibili; possibili nelle vicinanze; non possibili
	Aumento bolletta	0, 4, 12,20 €/mese

Fonte: Elaborazione propria

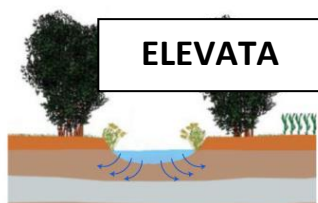
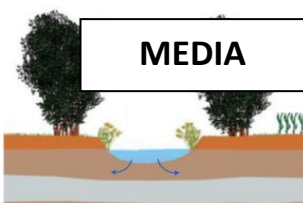
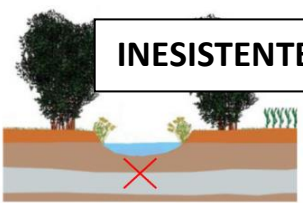
Le alternative del disegno sperimentale prevedono combinazioni di attributi presentati secondo vari livelli. Agli intervistati è stato chiesto di scegliere tra set di quattro alternative per dodici gruppi di scelta (sei gruppi relativi ai canali e sei gruppi relativi ai fontanili). La spesa ipotetica richiesta per ogni alternativa è stata presentata nella forma di aggravio in bolletta dell'acqua, pari a 4, 12 e 20 € al mese, a seconda dell'alternativa scelta (Tarfasa & Brouwer, 2013). Agli intervistati è stata anche offerta la possibilità di non scegliere nessuna delle alternative proposte a fronte di un incremento nullo della bolletta (scelta dello status quo). Per quanto riguarda l'aspetto paesaggistico, sono state presentate immagini di un canale semi-asciutto e di un canale a pieno regime, attingendo dai siti web dei consorzi di bonifica lombardi (Consorzio di Bonifica Chiese per il canale semi-asciutto). Per quanto riguarda la biodiversità animale, le informazioni sono state dedotte con riferimento al mantenimento di un deflusso minimo vitale per il mantenimento delle specie acquatiche, che generalmente si applica ai corpi idrici naturali. Infatti, è noto che in occasione delle asciutte totali programmate dai Consorzi di Bonifica, la fauna ittica stabilitesi nei canali, a causa dei repentini abbassamenti dei livelli idrici, abbandona la rete di canali messi in asciutta (Puzzi et al., 2005). Per quanto riguarda gli aspetti ricreativi, è stata presentata l'immagine di un canale accessibile e dotato di pista ciclabile e un canale non accessibile per il tratto che attraversa i campi coltivati (Fonte Consorzio di Bonifica Chiese).

Infine, per quanto riguarda la capacità di infiltrazione, sono stati presentati tre scenari che presentano un alto grado di infiltrazione, uno medio e uno basso tramite immagini stilizzate. La capacità di infiltrazione dipende sia dalla presenza o assenza del rivestimento impermeabilizzante sia dalla quantità d'acqua presente nei canali.

Per la costruzione del disegno sperimentale, è stato utilizzato il software SPSS®, che ha consentito di ridurre il fattoriale completo del disegno attraverso un disegno ortogonale fattoriale frazionario. Sono stati così individuati sei set di scelta con quattro opzioni ciascuno (tre profili di scelta più la scelta dello status quo). Il disegno sperimentale così costruito, considerando la dimensione del campione, risulta non efficiente. Tuttavia, in letteratura sono presenti studi recenti, in diverse discipline, che utilizzano simili strutture e simili numerosità campionarie (Möllers, J. Et al., 2022; Sargazi et al., 2021).

La Figura 18 rappresenta uno dei sei gruppi di scelta inseriti nel questionario per la sezione relativa ai canali irrigui.

Figura 18 Esempio di gruppo di scelta per i canali irrigui

	Canale irriguo A	Canale irriguo B	Canale irriguo C	Nessuno
Aumento della bolletta dell'acqua	€ 4 (al MESE per nucleo familiare)	€ 12 (al MESE per nucleo familiare)	€ 20 (al MESE per nucleo familiare)	Nessuno dei canali irrigui proposti
Aspetto paesaggistico				
Biodiversità animale	Elevata biodiversità animale (presenza di specie acquatiche)	Bassa biodiversità animale	Media biodiversità animale (diminuzione delle specie acquatiche)	
Ricarica falde acquifere				
Attività ricreative	NON POSSIBILI 	POSSIBILI 	NON POSSIBILI 	
Barrare l'alternativa preferita	☐	☐	☐	

Per i fontanili, le informazioni a disposizione sui livelli di biodiversità animale e vegetale risultano maggiormente dettagliate rispetto ai canali irrigui. Bischetti et al. (2012) riportano i dati sulla diminuzione della biodiversità animale a seguito dell'eutrofizzazione e dell'interramento. Inoltre, gli autori forniscono indicazioni sulla vegetazione presente nei fontanili parzialmente interrati, la quale risulta caratterizzata da uno sviluppo massivo di alghe filamentose. Alla luce di ciò, i livelli presi in considerazione per la biodiversità sono: biodiversità media (diminuzione delle specie acquatiche e

della crescita di alghe filamentose); elevata biodiversità (presenza di specie acquatiche animali e vegetali); bassa biodiversità.

Per quanto riguarda gli aspetti ricreazionali, i tre livelli proposti agli intervistati riguardano l'impossibilità di accedervi, la possibilità di fruire delle aree circostanti e la possibilità di uso per la balneazione. Le immagini sono state ricavate dal geoportale della Regione Lombardia, che fornisce informazioni sui fontanili censiti, inclusa la possibilità di accesso, e dai siti dedicati al turismo della Provincia di Crema (area in cui si concentrano i fontanili maggiormente attrattivi dal punto di vista estetico-ricreativo). L'attributo relativo all'aspetto paesaggistico è stato definito su due livelli che indicano la presenza di uno specchio d'acqua costante e visibile contrapposto alla presenza saltuaria di uno specchio d'acqua. Infine, l'attributo che riguarda la funzione irrigua è definito sui livelli sì/no.

La Figura 19 rappresenta uno dei sei gruppi di scelta inseriti nel questionario per la sezione relativa ai fontanili.

Figura 19 Esempio di gruppo di scelta per i fontanili

	Fontanile A	Fontanile B	Fontanile C	Nessuno
Aumento della bolletta dell'acqua	€ 4 (al MESE per nucleo familiare)	€ 12 (al MESE per nucleo familiare)	€ 20 (al MESE per nucleo familiare)	
Aspetto paesaggio	 PRESENZA SALTUARIA DI UNO SPECCHIO D'ACQUA	 PRESENZA DI UNO SPECCHIO D'ACQUA VISIBILE	 PRESENZA SALTUARIA DI UNO SPECCHIO D'ACQUA	Nessuno dei fontanili proposti
Biodiversità	Elevata biodiversità animale (presenza di specie acquatiche) Vegetazione acquatica	Bassa biodiversità animale Vegetazione secca	Media biodiversità animale (diminuzione delle specie acquatiche) Alghe filamentose	
Uso per l'irrigazione	no	no	sì	
Attività ricreative	NON POSSIBILI 	POSSIBILI NELLE VICINANZE 	POSSIBILI 	
Barrare l'alternativa preferita	☐	☐	☐	☐

3.4. Risultati

3.4.1. Caratteristiche socio-economiche dei rispondenti

La Tabella 14 sintetizza alcune delle principali caratteristiche dei 222 rispondenti, anche attraverso il confronto con i dati censuari della popolazione lombarda (Censimento Istat 2021). Il 59% del campione è costituito da individui di genere maschile, l'età media dei rispondenti è di 37 anni e la maggior parte hanno un titolo di studio medio-alto (diploma di scuola superiore e/o laurea). La percentuale di occupati è pari al 57%, costituita da lavoratori dipendenti, imprenditori e liberi professionisti; il restante 43% comprende, in parte, studenti e pensionati. Infine, una piccola parte del campione, il 9%, appartiene ad associazioni ambientaliste.

Tabella 14 Caratteristiche del campione e confronto con la popolazione

Caratteristica	Campione	Popolazione lombarda
Genere	femminile 36%	femminile 51%
Età	37 anni	45 anni
Livello di educazione	medio-alto 89%	Medio-alto 52%
Occupati	57%	68%
Appartenenti ad associazioni ambientaliste	9%	/

Fonte: elaborazione propria questionari e censimento ISTAT 2021

Per quanto riguarda il costo sostenuto annualmente per la bolletta idrica, risulta la media del costo sostenuto per la bolletta idrica è di 450 €/anno (Tabella 15).

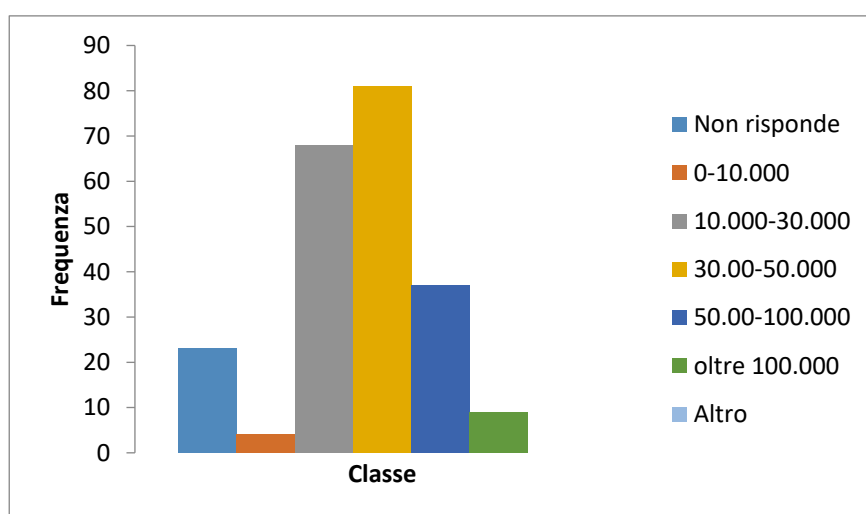
Tabella 15 Statistica descrittiva del campione di intervistati rispetto al costo annuo sostenuto per la bolletta idrica (€)

Media	448,38
Errore standard	31,6
Mediana	350
Moda	500
Deviazione standard	344,5
Minimo	45
Massimo	2000

Fonte: Elaborazione propria su dati raccolti tramite questionari

Dalla Figura 20 è possibile osservare che la maggior parte degli intervistati percepisce un reddito che rientra nell'intervallo 30.000-50.000 euro/anno (per nucleo familiare); inoltre, un numero rilevante di unità familiari del campione, rientra nella classe di reddito 10.000-30.000 euro anno.

Figura 20 Frequenza delle classi di reddito del campione analizzato



Fonte: Elaborazione propria su dati raccolti tramite questionari

3.4.2. *Percezione dei rispondenti nei confronti dell'irrigazione e dei sistemi acquatici ad essa associati*

Al fine di ottenere un primo quadro della percezione dei rispondenti nei confronti dell'attività agricola irrigua, sono state chieste alcune informazioni sul generale apprezzamento (e avversione) nei confronti delle opere legate all'irrigazione. Per supportare la scelta è stato presentato un set di opzioni utilizzando una scala Likert a 4 punti, in cui si chiedeva di indicare il grado di accordo con l'affermazione presentata. Le opzioni sono state numerate, assegnando il punteggio più basso alle opzioni che indicano disaccordo e più alto a quelle che esprimono parere favorevole. Grazie a tale operazione è stato possibile calcolare gli indici statistici che aiutano a capire se l'irrigazione, in media, gode o meno di una buona reputazione presso il gruppo dei rispondenti. Dai risultati riportati nella Tabella 16 emerge che i rispondenti hanno in media una percezione positiva dell'attività agricola irrigua e alle opere ad esse legate; inoltre, i rispondenti, in media, riconoscono l'importanza dell'irrigazione per la produzione agricola e per l'economia del territorio.

Tabella 16 Sintesi dei dati relativi alla percezione dell'irrigazione da parte degli intervistati

	Media	Mediana	Moda	Deviazione standard	Minimo	Massimo
L'attività agricola consente di arricchire il territorio grazie ai corsi d'acqua necessari all'irrigazione	3,37	3,5	4,00	0,73	1	4
L'irrigazione e gli elementi ad essa legati deturpano il paesaggio	1,78	2,00	2,00	0,8	1	4
Le opere irrigue sono importanti per la produzione agricola e contribuiscono all'economia del territorio	3,7	4,00	4,00	0,5	2	4

Valori riferiti alla scala Likert da 1 (per nulla d'accordo) a 4 (completamente d'accordo)

Fonte: Elaborazione propria su dati raccolti tramite questionari

3.4.3. Risultati dell'esperimento di scelta

I dati sono stati elaborati con il software NLogit®, utilizzando due distinti database. Il database relativo ai fontanili risulta costituito da 217 unità, in quanto 5 rispondenti non hanno risposto alla sezione II relativa all'esperimento di scelta; per lo stesso motivo, il database relativo ai canali risulta composto da 218 unità (4 rispondenti non hanno risposto alla sezione III relativa all'esperimento di scelta dei canali). Per l'elaborazione è stato dapprima utilizzato il modello logit multinomiale (MLN) per verificare i valori medi dei parametri del campione; successivamente, per verificare la presenza di eterogeneità nelle preferenze, è stato utilizzato il modello logit a parametri casuali (RPL). Gli output dei modelli restituiscono coefficienti che, in caso di significatività e di segno positivo, indicano che il livello dell'attributo ad essi associato è preferito rispetto al livello dello stesso attributo non incluso nel modello.

Le funzioni di utilità per la stima dei coefficienti per mezzo dei modelli MLN e RPL sono le seguenti.

Funzione di utilità per i canali irrigui:

$$U_c = OPTOUT + \beta_{BIOELEV}BIOELEV + \beta_{BIOMEDI}BIOEMEDI + \beta_{PAESSI}PAESSI + \beta_{ATTRISI}ATTRISI \\ + \beta_{FALDELE}FALDELE + \beta_{FALDMEDI}FALDMEDI + \beta_{AUMENTO}AUMENTO$$

Dove:

OPT-OUT = dummy per l'opzione "Nessuno dei canali irrigui proposti"

BIOELEV: dummy per l'elevata biodiversità

BIOMEDI: dummy per la biodiversità a un livello medio

PAESSI: dummy per il canale a pieno regime

ATTRISI: dummy per la possibilità di svolgere attività nelle aree circostanti

FALDEVE: dummy per l'elevata ricarica degli acquiferi

FALDMEDI: dummy per la media capacità di ricarica degli acquiferi

AUMENTO: aumento della bolletta dell'acqua, al mese, per nucleo familiare

Funzione di utilità per i fontanili

$$U_F = OPTOUT + \beta_{BIOELEV}BIOELEV + \beta_{BIOMEDI}BIOEMEDI + \beta_{IRRIGSI}IRRIGSI + \beta_{ATTPOSS}ATTPOSS \\ + \beta_{ATTVIC}ATTVIC + \beta_{SPECCHI}SPECCHI + \beta_{AUMENTO}AUMENTO$$

OPT-OUT = dummy per l'opzione "Nessuno dei fontanili proposti"

BIOELEV: dummy per l'elevata biodiversità

BIOMEDI: dummy per la biodiversità a un livello medio

IRRIGSI: dummy per la possibilità di uso per l'irrigazione

ATTPOSS: dummy per la possibilità di svolgere attività all'interno dei fontanili

ATTVIC: dummy per la possibilità di svolgere attività nelle aree circostanti

SPECCHI: dummy per la presenza costante di uno specchio d'acqua visibile

AUMENTO: aumento della bolletta dell'acqua, al mese, per nucleo familiare

Risultati per i servizi ecosistemici dei canali irrigui

Le stime dei coefficienti associati agli attributi dei canali irrigui sono rappresentate nella Tabelle 17 e 18, nel caso di stima rispettivamente tramite modello MLN e RPL. Come evidente, in entrambi i casi il coefficiente dell'attributo legato al prezzo è negativo, il che significa che, come previsto, l'aumento del prezzo diminuisce le utilità degli intervistati. Inoltre, in entrambi i casi la variabile "ASC", che cattura l'effetto di tutto ciò che non è stato considerato nel modello, è significativa.

Il modello MLN (Tabella 17) restituisce coefficienti significativi per tutte le variabili considerate, ad eccezione per la variabile associata al paesaggio. La presenza di una biodiversità ad un livello medio è preferita rispetto a una bassa biodiversità; ciò vale anche per la biodiversità elevata, che presenta un coefficiente ancora più elevato. Anche il servizio di ricarica degli acquiferi incontra le preferenze dei rispondenti, come evidenziato dal segno positivo del coefficiente associato alla variabile "ricarica elevata". Infine, anche la possibilità di svolgere attività ricreative nelle aree adiacenti ai canali irrigui determina un aumento dell'utilità degli utenti rispetto alla situazione di impossibilità di non poterne usufruire.

Tabella 17 Output del modello MLN per la stima del valore dei coefficienti relativi agli attributi dei canali irrigui

SCelta	Coefficiente	Errore Standard	z	Prob. z >Z*	95% Intervallo Confidenza	
BIOLEV	1.22547***	.13292	9.22	.0000	.96496	1.48598
PAESSI	.17317	.12684	1.37	.1722	-.07544	.42177
ATTRISI	1.12624***	.12947	8.70	.0000	.87248	1.38001
ASC	.32466**	.16032	2.03	.0429	.01045	.63887
AUMENTO	-.07573***	.00658	-11.50	.0000	-.08863	-.06282
BIOMEDI	.73938***	.10525	7.02	.0000	.53309	.94567
FALDEL	.20278***	.07638	2.65	.0079	.05307	.35249

***, **, * ==> Significativo al 1%, 5%, 10%.

Fonte: Elaborazione propria su dati raccolti tramite questionari

Il modello RPL (Tabella 18) restituisce risultati simili, con coefficienti significativi e positivi per le variabili associate ai livelli più elevati degli attributi considerati. Dall'output emerge la presenza di

eterogeneità delle preferenze per le variabili relative alla biodiversità alta, alla possibilità di svolgere attività ricreative nei pressi dei canali e all'aspetto estetico, il cui coefficiente è, in questo caso, positivo e significativo. La variabile relativa alla media capacità di ricarica risulta non significativa, dunque non rilevante in termini di preferenze degli intervistati. Lo pseudo- R^2 di McFadden è pari a 0.23, considerato un valore ammissibile per stabilire la bontà del modello (Hensher et al., 2005).

Tabella 18 Output del modello RPL per la stima del valore dei coefficienti relativi agli attributi dei canali irrigui

SCELTA	Coefficiente	Errore Standard	z	Prob. $ z >Z^*$	95% Intervallo Confidenza	
	Parametri random					
BIOELEV	1.99384***	.21462	9.29	.0000	1.57320	2.41448
PAESSI	.49580***	.18322	2.71	.0068	.13670	.85490
ATTRISI	1.57454***	.21946	7.17	.0000	1.14441	2.00467
	Parametri non casuali					
ASC	.74394***	.20252	3.67	.0002	.34701	1.14088
AUMENTO	-.11087***	.00846	-13.10	.0000	-.12746	-.9428
BIOMEDI	1.31918***	.13468	9.80	.0000	1.05522	1.58314
FALDELE	.27802***	.09077	3.06	.0022	.10012	.45593
	Probabilità random					
NsBIOELE	1.52536***	.15739	9.69	.0000	1.21688	1.83385
NsPAESSI	1.27718***	.15431	8.28	.0000	.97474	1.57963
NsATTRISI	2.12986***	.17824	11.95	.0000	1.78053	2.47920
***, **, * ==> Significativo al 1%, 5%, 10%.						

***, **, * ==> Significativo al 1%, 5%, 10%.

Likelihood = -1422.75303 Chi-Square = 781.03999 Signif. level = 0.00000

Fonte: Elaborazione propria su dati raccolti tramite questionari

Attraverso i coefficienti stimati, è possibile stimare la DAP per gli attributi dei canali irrigui (Tabella 19)

Tabella 19 Disponibilità a pagare per gli attributi dei canali irrigui

ATTRIBUTO	DISPONIBILITÀ A PAGARE (€/MESE)	INTERVALLO DI CONFIDENZA DELLA DAP
Biodiversità elevata	18	[15,7 24,1]
Biodiversità media	12	[5,25 16]
Possibilità di svolgere attività ricreative	14,27	[11,4 20]
Aspetto estetico: canale a piena capacità	4,54	[1,4 8,5]
Capacità di ricarica degli acquiferi	2,54	[1 4]

Fonte: Elaborazione propria su dati raccolti tramite questionari

Dunque, considerando uno scenario in cui i canali irrigui presentano alti livelli di ciascun attributo considerato, la DPA per i canali irrigui lombardi da parte del campione considerato è pari a circa 40 €/mese per rispondente (ossia per nucleo familiare).

Risultati per i servizi ecosistemici dei fontanili

Anche per la stima dei coefficienti relativi agli attributi dei fontanili sono stati utilizzati entrambi i modelli, MLN (Tabella 20) ed RPL (Tabella 21). In entrambi i casi il coefficiente legato all'aumento del prezzo è negativo, confermando l'ipotesi di razionalità del consumatore; inoltre in entrambi i modelli la variabile ASC presenta un coefficiente significativo.

L'output del modello MLN, rappresentato nella Tabella 20, restituisce coefficienti tutti significativi e positivi; dunque, tutti gli attributi che presentano un livello alto sono preferiti agli stessi attributi che presentano un livello basso. Anche in questo caso, come in quello dei canali, il coefficiente relativo alla biodiversità con un livello alto presenta un coefficiente particolarmente elevato. Anche la possibilità di utilizzo dei fontanili per l'irrigazione incontra le preferenze dei rispondenti, risultato interessante se si considera che nel tempo i fontanili stanno perdendo l'originaria funzione irrigua. I coefficienti associati alla possibilità di svolgere attività ricreative nei fontanili (considerando che alcuni di essi sono utilizzati per la balneazione) e nelle vicinanze hanno anch'essi coefficienti elevati e positivi. Al contrario, la variabile relativa all'aspetto estetico, espressa con la presenza di uno specchio d'acqua visibile, non incontra le preferenze dei consumatori, dal momento che il coefficiente ad essa associato non è significativo.

Tabella 20 Output del modello MLN per la stima del valore dei coefficienti relativi agli attributi dei fontanili

SCELTA	Coefficiente	Errore Standard	z	Prob. z >Z*	95% Intervallo Confidenza	
BIOELEV	1.02002***	.17330	5.89	.0000	.68037	1.35968
IRRIGSI	.63037***	.13621	4.63	.0000	.36340	.89734
ATTPOSS	.63037***	.10051	9.23	.0000	.73099	1.12498
ATTVIC	.73505***	.14976	4.91	.0000	.44152	1.02858
ASC	.51131**	.22755	2.25	.0246	.06533	.95730
AUMENTO	-.06891***	.00625	-11.03	.0000	-.08115	-.05667
BIOMEDI	.49549***	.10706	4.63	.0000	.28565	.70533
SPECCHI	.17842	.16321	1.09	.2743	-.14147	.49831

***, **, * ==> Significativo al 1%, 5%, 10%.

Fonte: Elaborazione propria su dati raccolti tramite questionari

L'output del modello RPL (Tabella 21) segnala la presenza di eterogeneità per le variabili relative alla biodiversità elevata, alla funzione irrigua e alla possibilità di svolgere attività ricreative nei fontanili e nelle vicinanze. Il coefficiente associato alla presenza visibile di uno specchio d'acqua, invece, non presenta eterogeneità e resta non significativo. Lo pseudo- R^2 di McFadden è pari a 0,17, che è un valore leggermente fuori dal range che assicura la bontà della stima, ma si ritiene comunque accettabile (Doherty et al., 2014).

Tabella 21 Output del modello MLN per la stima del valore dei coefficienti relativi agli attributi dei fontanili

SCELTA	Coefficiente	Errore Standard	z	Prob. z >Z*	95% Intervallo Confidenza	
	Parametri casuali nelle funzioni di utilità					
BIOELEV	1.14352***	.22552	5.07	.0000	.70150	1.58554
IRRIGSI	.68097***	.18629	3.66	.0003	.31584	1.04609
ATTPOSS	1.11199***	.13861	8.02	.0000	.84032	1.38365
ATTVIC	.79619***	.19120	4.16	.0000	.42144	1.17094
	Parametri non casuali nelle funzioni di utilità					
ASC	.43004*	.26004	1.65	.0982	-.07962	.93971
AUMENTO	-.10089***	.00804	-12.55	.0000	-.11664	-.08513
BIOMEDI	.70763***	.12811	5.52	.0000	.45654	.95872
SPECCHI	.19018	.19228	.99	.3226	-.18668	.56705
	Probabilità random					
NsBIOELE	1.40839***	.14894	9.46	.0000	1.11647	1.70031
NsIRRIGS	1.39222***	.15155	9.19	.0000	1.09519	1.68925
NsATTPOS	.92894***	.13909	6.68	.0000	.65632	1.20156
NsATTVIC	.74374***	.17114	4.35	.0000	.40832	1.07917

***, **, * ==> Significativo al 1%, 5%, 10%.

Likelihood = -1500.78111 Chi-Square = 608.34829 Signif. level = 0.00000

Fonte: Elaborazione propria su dati raccolti tramite questionari

La disponibilità a pagare per gli attributi considerati, calcolati attraverso il rapporto tra i coefficienti degli attributi stessi e il coefficiente legato all'aumento del prezzo (applicando il segno opposto), è illustrata nella Tabella 22.

Tabella 22 Disponibilità a pagare per gli attributi dei fontanili

Attributi	DAP (€/mese)	Intervallo di confidenza DAP
Biodiversità elevata	11,4	[7 15,8]
Biodiversità media	7,1	[4,6 9,6]
Possibilità di uso per irrigazione	6,8	[3,2 10,5]
Attività ricreative possibili (balneazione)	11,1	[8,4 13,8]
Attività ricreative possibili nelle vicinanze	8	[4,2 11,7]

Fonte: Elaborazione propria su dati raccolti tramite questionari

Considerando lo scenario in cui gli attributi considerati sono forniti al livello più alto, la DAP per i fontanili lombardi è pari a circa 30 €/mese per nucleo familiare.

3.5. Discussione dei risultati

I risultati evidenziano valori positivi associati ai servizi ecosistemici degli elementi dell'agro-ecosistema irriguo considerati nell'analisi.

Per quanto riguarda i canali irrigui, gli intervistati mostrano una disponibilità a pagare per gli attributi relativi alla biodiversità, alla ricarica degli acquiferi, al paesaggio e alla funzione ricreativa. Ciò giustifica le scelte di intervento degli enti preposti alla tutela e difesa del territorio, in particolare gli enti irrigui e di bonifica sempre più orientati alla manutenzione e riqualificazione dei canali irrigui, per preservarne non solo la capacità di trasporto dell'acqua irrigua, ma anche la funzionalità ecologica e ricreativa, arricchendo le aree circostanti di aree di ristoro, piste ciclabili e percorsi escursionistici. I risultati supportano anche le azioni intraprese a livello regionale per la valorizzazione delle opere legate all'irrigazione, che hanno dato vita a una vera e propria "Civiltà dell'Acqua" (Regione Lombardia)⁹. Le evidenze riportate inducono inoltre a porre attenzione agli interventi di conversione delle reti irrigue tradizionali a condotte in pressione o canali impermeabilizzati, dal momento che questi ultimi, pur presentando vantaggi in termini di efficienza idraulica, con conseguenti vantaggi in termini di efficienza produttiva e riduzione del prelievo dai corpi idrici naturali, sono privi degli elementi di naturalità che favoriscono il flusso di servizi ecosistemici, dotati, come visto di un valore monetario.

Per quanto riguarda i fontanili, sono stati considerati sia la funzione produttiva, sia quella ecologica e paesaggistico-ricreativa. Nell'ambito di futuri sviluppi, ciò dovrebbe essere valutato contestualmente ai benefici che derivano dal risparmio idrico, poiché se l'acqua risparmiata è utile a ripristinare il buono stato dei corpi, essa avrà un valore ambientale, anch'esso quantificabile dal punto di vista economico.

Per quanto riguarda la funzione ecologica dei fontanili, la biodiversità di questi ambienti risulta particolarmente apprezzata, mostrando una DAP elevata; simili risultati sono stati ottenuti per la possibilità di usare i fontanili per la balneazione, per la quale gli intervistati sono disposti a pagare una quota significativa.

Un risultato inaspettato è invece quello relativo all'aspetto paesaggistico, rappresentato con la presenza continua di uno specchio d'acqua nel fontanile. In questo caso il coefficiente associato alla variabile non è significativo; quindi, tale aspetto non viene preso in considerazione dagli intervistati nella scelta tra le alternative proposte. Questo risultato, se confrontato con l'elevata disponibilità a

⁹ <https://www.civiltadellacquainelombardia.it/>

pagare per svolgervi attività, anche nelle vicinanze, risulta alquanto controverso, date le profonde connessioni tra fattore estetico e scelta dei luoghi ricreativi. Ciò potrebbe essere dovuto alla scelta delle immagini presentate nel questionario, che non rappresentano una netta differenza tra i paesaggi; infatti, il livello più basso di questo attributo è rappresentato da un fontanile caratterizzato dalla saltuaria presenza di uno specchio d'acqua, la cui immagine ritrae un ambiente rigoglioso, seppur privo di acqua visibile. Una seconda interpretazione si ricollega alla distinzione tra valore d'uso e valore di non uso dei beni ambientali; i risultati inducono ad affermare che l'aspetto estetico privo della possibilità di fruizione non incontra le preferenze degli intervistati.

È interessante notare come gli intervistati mostrino una DAP per la possibilità di uso produttivo dei fontanili, che è la funzione originaria di questi ambienti acquatici, ma che con il tempo sta scomparendo. I fontanili venivano usati principalmente per l'irrigazione delle marcite, che, nel tempo, sono state abbandonate. Conseguentemente, l'importanza dei fontanili sotto il profilo produttivo ha subito una riduzione anche a causa dell'urbanizzazione. L'apprezzamento da parte della collettività per la funzione produttiva suggerisce l'importanza di recuperare e/o mantenere la funzione originaria dei fontanili, che, consentendo il mantenimento di un deflusso idrico superficiale, supportano i processi ecologici dipendenti dalla presenza di acqua (depurazione dei nutrienti, habitat per le specie acquatiche ecc.). Il recupero dei fontanili come fonte di approvvigionamento consentirebbe inoltre di far fronte a periodi di ridotta disponibilità di risorsa per l'irrigazione.

Sommando la DAP per gli attributi è possibile ricavare il surplus del consumatore che deriva dall'offerta dei beni in questione (canali e fontanili). È tuttavia bene evidenziare che il valore è stato stimato solo per alcuni attributi osservabili e attraverso le preferenze dei consumatori. Per la stima del valore totale dei fontanili, ad esempio, è necessario includere anche il valore produttivo, calcolabile con strumenti di mercato attraverso la funzione di produzione delle colture (considerando l'acqua tra gli input). Ciò vale anche per i fontanili, la cui valore sotto il profilo della funzione produttiva è stato stimato per mezzo delle preferenze dei rispondenti che non necessariamente hanno contezza dei processi produttivi.

Come descritto nel par. 3.2.1, l'alimentazione dei fontanili dipende dalla presenza di acqua nel sottosuolo, che a sua volta dipende dai processi di ricarica che avvengono nel territorio lombardo sopra la fascia delle risorgive anche grazie alle perdite dai canali irrigui non rivestiti. Ciò comporta che i canali irrigui (in determinate condizioni) forniscono servizi ecosistemici aggiuntivi a valle

attraverso i fontanili; dunque, le DAP calcolate per i due sistemi acquatici in esame possono essere sommate e attribuite ai soli canali irrigui¹⁰.

Inoltre, variazioni della capacità di ricarica degli acquiferi dei canali, dovute, ad esempio, a interventi di impermeabilizzazione o abbassamento del regime idrico a seguito di riduzioni dei prelievi dai corpi idrici naturali, possono tradursi in variazioni negative dei livelli dei servizi ecosistemici dei fontanili, e, dunque, in un abbassamento del loro valore monetario.

¹⁰ Ciò vale per i soli canali irrigui che contribuiscono all'alimentazione dei fontanili attraverso il servizio ecosistemico di ricarica degli acquiferi. In questo caso infatti, i canali, oltre ai servizi ecosistemici forniti in modo diretto, forniscono altri benefici a valle attraverso i fontanili.

4. Implicazioni politiche

Come descritto nel Capitolo 1, l'irrigazione gioca un ruolo importante per le produzioni agricole e, quindi, per la realizzazione di risultati economici da parte del settore primario.

L'analisi economica dell'uso dell'acqua per i diversi settori di impiego, svolta nell'ambito dei Piani di Gestione di Distretti idrografico, assolve a tale finalità. L'analisi condotta nel presente lavoro rappresenta uno strumento di supporto nel più ampio processo decisionale per affrontare in maniera integrata e coordinata le problematiche legate al perseguimento di i) obiettivi ambientali, che si concretizzano nella tutela e gestione del capitale naturale per le generazioni future (sostenibilità ambientale); ii) obiettivi sociali, intesi come necessità di garantire l'equa condivisione e l'accessibilità per tutti ad una risorsa fondamentale per la vita e per lo sviluppo economico (sostenibilità sociale); iii) obiettivi economici di allocazione efficiente di una risorsa non infinita e iiii) di reperimento delle risorse finanziarie per la realizzazione delle misure infrastrutturali, gestionali e non strutturali per il conseguimento degli obiettivi ambientali (sostenibilità economica).

L'analisi socio-economica dei Distretti Idrografici, ossia una delle fasi dell'analisi economica previste dalla DQA, analizza le caratteristiche socio-economiche degli utilizzi che impattano sui corpi idrici al fine di comprendere il valore aggiunto prodotto dagli stessi all'economia del Distretto e richiede l'indicazione di specifici indicatori economici degli utilizzi idrici, compresi quelli legati all'irrigazione. La lettura isolata di questi indici, tuttavia, non restituisce una chiara valutazione della capacità del settore idrico di trasformare in valore l'acqua utilizzata. È, quindi, necessario avere a disposizione altri riferimenti per effettuare un'analisi comparativa.

Tantomeno, la comparazione con i risultati relativi agli altri utilizzi in termini di acqua utilizzata e valore dell'output prodotto, sulla scia del modello di contabilità ambientale SEEA-Water, può rappresentare un valido strumento per la valutazione dell'efficienza allocativa della risorsa idrica, data le profonde differenze tra i vari settori di produzione.

Nel lavoro viene proposta un'analisi basata sul confronto tra agricoltura irrigua e in asciutto attraverso l'analisi di un caso studio sul territorio nazionale. Il modello di regressione utilizzato restituisce risultati coerenti con quanto prodotto in letteratura, presentando il vantaggio di isolare l'effetto dell'irrigazione su specifici indici economici. La capacità delle aziende di produrre valore può dipendere, infatti, non solo dalla scelta di colture irrigue e non, ma anche da una serie di altri fattori, che possono falsare un risultato ottenuto da una semplice comparazione.

I risultati ottenuti confermano l'ipotesi del contributo dell'irrigazione sulla redditività al pari di altri fattori. L'analisi economica, nell'ambito delle future programmazioni, potrebbe, quindi, incorporare

i risultati delle metodologie proposte per fornire strumenti utili alla formulazione di un giudizio sull'importanza dell'acqua quale input della produzione agricola attraverso l'irrigazione.

La rilevanza economica dell'irrigazione implica che, nell'ipotesi di conversione verso sistemi agricoli in asciutto, si verificherebbero perdite di utilità dovute a inferiori livelli di redditività delle aziende agricole. Tale scenario, seppur poco realistico nell'area oggetto di studio, in cui l'agricoltura è storicamente legata all'uso dell'acqua e in cui il territorio è modellato dalle opere legate all'irrigazione, risulta un fattore preoccupante dati gli scenari di cambiamento climatico. Negli ultimi anni, infatti, anche l'Italia settentrionale risulta interessata da frequenti eventi siccitosi (Zucaro et al., 2017) che, date le tendenze di cambiamento climatico, potrebbero, in futuro, aggravarsi. L'agricoltura potrebbe dover far fronte a situazioni di ridotta disponibilità idrica e adeguare le produzioni ai quantitativi di risorsa idrica assegnati sulla base delle cabine di regia distrettuali o attraverso meccanismi di prezzo per l'allocazione della risorsa.

Da ciò emerge l'importanza delle politiche per la tutela della risorsa idrica, sotto il profilo quantitativo e qualitativo. Si evidenzia che, seppur non inclusa nell'analisi, la tutela dello stato qualitativo della risorsa gioca un ruolo importante nel garantire adeguate disponibilità idriche; ciò in quanto le restituzioni al reticolo idrografico e i rilasci in falda di acqua in buono stato aumentano la quantità di acqua riutilizzabile.

Gli interventi volti a preservare la disponibilità idrica per impieghi futuri rappresentano, quindi, un'esigenza ambientale e, allo stesso tempo, economica. Sotto il profilo della quantità, come evidenziato nei precedenti paragrafi, assumono rilevanza le politiche di risparmio volte alla riduzione dei prelievi dai corpi idrici superficiali e sotterranei e che, allo stesso tempo, garantiscono la sostenibilità economica delle produzioni agricole. In questo contesto, gli interventi per il miglioramento dell'efficienza irrigua giocano un ruolo fondamentale, in quanto consentono di utilizzare minori quantità di acqua (il che si traduce in minori prelievi e meno costi per l'acqua da sostenere a livello aziendale) garantendo lo stesso livello di output sotto il profilo della quantità e del valore di mercato, con un impatto positivo sulla produttività aziendale. Ciò giustifica (e rende necessario proseguire) l'impegno per le politiche volte al miglioramento dell'efficienza irrigua attraverso i finanziamenti per l'ammodernamento delle infrastrutture irrigue, dei piani nazionali di sviluppo e del Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza, oltre che della PAC che, attraverso i PSR, finanzia gli interventi di riconversione dei sistemi irrigui aziendali a sistemi ad alta efficienza.

Questi finanziamenti riguardano il miglioramento dell'efficienza irrigua che, come visto nel par. 1.8, differisce dall'efficienza irrigua effettiva, che tiene conto dei flussi di ritorno in falda, che si rendono disponibili per utilizzi "a valle". Secondo questa impostazione, gli indici di produttività economica dell'acqua dovrebbero considerare anche gli output prodotti grazie all'impiego dell'acqua che ritorna

disponibile a valle. Tuttavia, l'acqua in eccesso impiegata nell'agricoltura irrigua non ha solo una finalità produttiva, ma svolge anche una funzione ambientale. Il contesto in cui si inserisce il caso studio analizzato nel Capitolo 3 (Caso studio 2) ne è un esempio, in quanto nell'area oggetto di analisi una frazione dell'acqua, così come descritta da Brown et al. (2012), include una quota di uso ambientale, definita come la porzione di acqua destinata a scopi ambientali, compresa l'acqua per produrre e/o mantenere zone umide, habitat ripariali o terrestri.

L'ipotesi basata sulla capacità dell'agro-ecosistema irriguo di produrre servizi ecosistemici, fondata sulla review della letteratura, ha trovato riscontro nei risultati ottenuti relativi alla disponibilità a pagare per due tipologie di sistemi acquatici dell'agro-ecosistema irriguo. Nello specifico, è stato scelto di considerare (sempre sulla base di quanto presente in letteratura) una tipologia di sistema considerato inefficiente dal punto di vista idraulico, ossia i canali irrigui non rivestiti. Questi risultano spesso ricchi di vegetazione, grazie alla presenza di acqua al loro interno, fattore che favorisce il miglioramento dell'aspetto estetico del paesaggio che, a sua volta, aumenta l'attrattiva del territorio per gli usi turistici e ricreativi. Come accade per i corpi idrici superficiali, per i quali il mantenimento del deflusso ecologico è fondamentale per tutelare la capacità degli ecosistemi fluviali di fornire servizi, tra cui il mantenimento degli habitat, anche per i canali irrigui è fondamentale che vi sia un adeguato regime idrico per lo sviluppo della vegetazione e per i servizi che ne derivano. Si può dire che i volumi d'acqua presenti all'interno svolgono sia una funzione produttiva sia ambientale, quest'ultima nella forma di esternalità positive, quantificate in termini monetari nell'ambito del Caso 2.

Il tema dell'efficienza effettiva (cfr par. 1.8) è rilevante nell'ambito del caso studio presentato, in quanto la caratteristica di inefficienza dei canali irrigui è stata trattata come fonte del servizio ecosistemico di ricarica degli acquiferi, quantificato in termini monetari sia come beneficio in sé, sia in relazione ai servizi ecosistemici collegati, in virtù del contributo all'alimentazione di particolari ecosistemi dipendenti dalle acque sotterranee, i fontanili lombardi.

L'impostazione adottata segue il modello a cascata dell'approccio ecosistemico (cfr par. 1.4) e potrebbe, in futuro, essere integrata con analisi che prevedono la quantificazione fisica dei servizi ecosistemici considerati. Il caso studio proposto è infatti basato su scenari estrapolati da studi ecologici e idrologici su fenomeni che si verificano nell'area di studio che, tuttavia, non consentono di mappare dal punto di vista fisico i servizi ecosistemici oggetto di studio secondo gli standard proposti dalla contabilità ambientale. Ciò apre la strada a considerazioni sulla necessità di avviare azioni per lo studio ecologico di ambienti acquatici artificiali come quelli considerati nel caso studio presentato.

L'analisi condotta ha restituito risultati rilevanti, in quanto dimostra che la collettività attribuisce un valore alle caratteristiche dei beni proposti. La disponibilità a pagare stimata assume valori distinti a seconda del livello delle caratteristiche presentate (livello alto, medio basso); questi valori sono tanto più alti quanto più alti sono i livelli dei servizi ecosistemici forniti. Tuttavia, nei questionari somministrati non è stato fatto riferimento a specifici canali e fontanili, geo localizzabili nel territorio regionale. Per quanto riguarda i fontanili, è disponibile una mappatura effettuata su iniziativa regionale, corredata da informazioni sul valore ricreativo ed ecologico (Bischetti et al., 2012). Riguardo ai canali non rivestiti, invece, seppur presente una mappatura in SIGRIAN, essa contiene informazioni di carattere tecnico (lunghezza, tipologia), ma mancano informazioni che consentano di valutarne il valore ecologico e ricreativo.

Ad oggi non si conosce, dunque, l'estensione dei canali che presentano livelli elevati di biodiversità, capacità di infiltrazione, attrattività dal punto di vista ricreativo, per le quali, come visto, la DAP assume i valori più elevati. Creare una mappatura degli ambienti d'acqua legati alla risorsa idrica, corredata da informazioni che consentano di valutarne la rilevanza ambientale in termini ecologici, paesaggistici e di uso ricreazionale, sarebbe utile per capire le dimensioni fisiche delle strutture ecologiche considerate.

Dai risultati ottenuti emerge l'esigenza di considerare il valore dei servizi ecosistemici generati dall'uso dell'acqua in agricoltura nei sistemi di contabilità ambientale. Ad oggi, i sistemi di contabilità ambientale SEEA-EEA, sono impostati sull'ipotesi che solo gli ecosistemi possono generare servizi ecosistemici; tale sistema, dunque non prevede campi per l'inclusione dei benefici ambientali generati dai settori produttivi. Il SEEA- Water consente di includere i volumi d'acqua restituiti all'ambiente (in linea con il concetto di efficienza irrigua effettiva). Tuttavia, questo sistema ha esclusivamente la finalità di considerare il volume che ritorna disponibile per altri usi, sia relativi al settore agricolo sia agli altri settori. Come visto, invece, i volumi rilasciati in falda ritornano disponibili non solo per gli usi produttivi, ma, contribuendo all'alimentazione di sorgenti naturali e semi-naturali, svolgono anche una funzione ambientale.

Sarebbe dunque auspicabile che il SEEA-EEA, sistema contabile predisposto per la contabilità monetaria dei servizi ecosistemici, prevedesse la possibilità di contabilizzare anche valore dei servizi ecosistemici dei settori produttivi, come quelli prodotti grazie all'irrigazione che, come visto, assumono valori monetari positivi, stimati come disponibilità a pagare da parte della collettività.

Le implicazioni della valorizzazione monetaria degli impatti ambientali dell'uso dell'acqua in agricoltura riguardano l'analisi economica da implementare a scala di Distretto Idrografico. Come visto, l'obiettivo principale di quest'ultima è l'individuazione del costo ambientale e la relativa quota a carico dei vari settori di utilizzo, da internalizzare attraverso vari strumenti. Il settore agricolo

dovrebbe, quindi, contribuire alla copertura dei costi ambientali generati sui corpi idrici, attraverso diversi strumenti quali rispetto di obblighi, tasse, canoni irrigui e contributi irrigui. Da questa quota andrebbe però sottratto il valore monetario dei benefici ambientali generati. Ciò richiede, al fine di garantire omogeneità nella valutazione, che anche il costo ambientale venga individuato attraverso un approccio benefit-based, opzione prevista dalle linee guida della Commissione Europea.

Volendo utilizzare l'approccio cost-based, è possibile calcolare il costo ambientale sulla base del costo delle misure necessarie per il ripristino ambientale dei corpi idrici, sottraendo a questo il costo degli interventi attuati dagli enti irrigui e di bonifica per la gestione ambientale della rete irrigua e, quindi, già sostenuto. Il riconoscimento della capacità delle opere irrigue di fornire servizi ecosistemici, infatti, rende le misure volte alla tutela e valorizzazione di questi ambienti acquatici rilevanti ai fini della quantificazione del costo ambientale. Inoltre, dal momento che questi interventi sono finanziati attraverso il bilancio consortile e/o altri fondi stanziati per il settore agricolo, il costo sostenuto può essere considerato internalizzato, nel rispetto del principio chi usa paga. Numerosi sono gli interventi attuati in questo ambito che ottimizzano il flusso dei servizi ecosistemici, dalla gestione delle asciutte dei canali attraverso il mantenimento di una portata minima nell'alveo stimata, ad esempio, con i criteri del deflusso minimo vitale deflusso ecologico, alla creazione di passaggi per i pesci, alla gestione della vegetazione ripariale (Dollinger et al., 2015; Soana et al., 2021). Non meno importanti sono gli interventi volti a migliorare la sostenibilità delle tecniche agronomiche orientate alla riduzione dell'uso degli input inquinanti.

Infine, i valori monetari dei servizi ecosistemici stimati nel presente lavoro possono fornire indicazioni utili per includere elementi aggiuntivi nelle analisi costi benefici dei progetti per gli investimenti per il miglioramento dell'efficienza irrigua. Questi ultimi tengono generalmente conto, accanto ai costi di investimento e ai costi di manutenzione e gestione, dei benefici derivanti dall'incremento dell'efficienza irrigua nella sua accezione classica e del risparmio idrico a beneficio dei corpi idrici soggetti al prelievo. Una soluzione potrebbe essere quella di tenere conto dell'efficienza irrigua effettiva a scala di bacino, da cui derivare ipotetiche variazioni di indici di efficienza economica dell'uso dell'acqua. Tuttavia, ciò consentirebbe di catturare i soli vantaggi che derivano dal mantenimento dell'acqua per altri usi. La risorsa idrica svolge invece una serie di altre funzioni ambientali che, senza un'adeguata stima monetaria, non possono essere incluse nell'analisi dell'efficienza economica. Alla luce di quanto descritto, la variazione degli indici di efficienza a seguito di investimenti irrigui dovrebbe considerare il rapporto tra acqua utilizzata e valore degli output prodotti, includendo in quest'ultima grandezza il valore monetario dei servizi ecosistemici, incrementato e/o diminuito dagli interventi in questione. I risultati ottenuti sono dunque uno strumento utile per garantire la corretta attuazione della DQA, che richiede di tenere conto delle

diverse condizioni all'interno dello stesso territorio, che necessitano di soluzioni specifiche (Sardaro et al., 2018).

Conclusioni

La risorsa idrica è un bene sempre più scarso e, di conseguenza, sempre più prezioso. Ad oggi non sono ancora stati messi a punto sistemi per la predisposizione di un quadro completo che consenta di rifletterne il vero valore. Ciò è dovuto alla natura di questa risorsa naturale, la quale, oltre a rappresentare un input dei processi produttivi (nel momento in cui viene resa disponibile dalle precipitazioni o dall'irrigazione) svolge diverse funzioni, alcune configurabili come servizi ecosistemici. I sistemi di contabilità ambientale contribuiscono, almeno in parte, a colmare le lacune dovute alla mancanza di dati e strumenti per rendicontare queste funzioni. Questi ultimi, tuttavia, non prevedono l'inclusione di servizi ecosistemici prodotti dai settori produttivi.

Nel lavoro viene evidenziato l'impatto della presenza dell'irrigazione sulla capacità produttiva aziendale; ciò evidenzia l'importanza di garantire la disponibilità della risorsa a fronte di una domanda crescente. Ciò è realizzabile attraverso l'aumento dell'efficienza dell'uso dell'acqua, sia attraverso l'ammodernamento della rete irrigua, sia attraverso l'adozione di sistemi irrigui ad alta efficienza, che, come visto, ha un impatto positivo diretto sulla produttività aziendale.

Dall'altro lato, nel lavoro è descritto in che modo l'uso dell'acqua in agricoltura può generare servizi ecosistemici che, seppur non forniti da ecosistemi naturali, risultano in grado di aumentare l'utilità degli individui. Questi servizi sono, per la maggior parte, forniti grazie a infrastrutture irrigue ritenute inefficienti da un punto di vista prettamente idraulico (canali in terra), ma che sono apprezzati sotto il profilo paesaggistico e ricreativo.

Le perdite per infiltrazione dai campi e dalle reti irrigue, inoltre, rendono disponibili i relativi volumi idrici per usi a valle, contribuendo all'alimentazione di sorgenti naturali e semi-naturali. Il presente lavoro ha dimostrato che la collettività attribuisce un valore a queste funzioni, valutato in termini monetari. Seguendo l'impostazione promossa dalla Direttiva Quadro Acque si è fatto ricorso all'unità di misura monetaria con l'obiettivo di uniformare la misurazione dei costi e dei benefici individuati, facilitandone l'integrazione nelle politiche dei prezzi dell'acqua. La programmazione di misure a livello di Distretto Idrografico dovrebbe tener conto dei valori dei servizi ecosistemici, considerando, in prima battuta, l'efficienza irrigua effettiva a scala di bacino per tenere conto dei rilasci idrici in falda; tale operazione non è tuttavia sufficiente, in quanto dovrebbero essere considerati gli altri i

servizi ecosistemici associati a questi volumi idrici, considerati perdite dal punto di vista idraulico. Non meno importanti, seppur trattati marginalmente nel lavoro, sono i servizi ecosistemici dei corpi idrici naturali, che possono essere migliorati dalle politiche per l'aumento dell'efficienza irrigua. In particolare, l'importanza di preservare le funzioni ecosistemiche dei corpi idrici naturali è stata affrontata nel lavoro considerando i servizi in termini di fornitura di acqua per il mantenimento delle colture irrigue. I risultati ottenuti hanno, infatti, confermato la rilevanza economica dell'irrigazione e, dunque, offrono indicazioni su eventuali perdite dovute al passaggio a sistemi agricoli in asciutto. Questo elemento è rilevante anche nell'ambito dell'analisi economica, che dovrebbe consentire un confronto tra valore della produzione dell'attività agricola irrigua e non irrigua, isolando l'effetto dell'irrigazione da altre variabili che possono influenzare i risultati dei principali indicatori economici.

In conclusione, la programmazione della gestione della risorsa idrica per l'agricoltura (su cui l'analisi è focalizzata) necessita di considerare diversi aspetti, talvolta in contrasto tra loro. Sebbene l'uso di un'unità di misura monetaria consenta di comparare effetti positivi e negativi in termini di benefici e costi, giungere a un risultato numerico per il processo decisionale non è una sfida facile. Il valore monetario dei servizi ecosistemici, ottenuto attraverso un processo di stima, infatti, più che essere considerato un valore effettivo dei benefici ambientali, deve essere concepito piuttosto come strumento utile per orientare le decisioni. Le analisi proposte, quindi, forniscono informazioni aggiuntive da considerare nel processo di pianificazione, pur offrendo un quadro parziale e sito specifico degli aspetti legati alla gestione dell'acqua in agricoltura. In particolare, i risultati ottenuti, contestualizzati nell'ambito delle politiche ambientali e dei metodi stabiliti a livello europeo, offrono indicazioni utili in tal senso.

Riferimenti Bibliografici

- Aizaki, I., Sato, K. & Osari, H. (2006). Contingent valuation approach in measuring the multifunctionality of agriculture and rural areas in Japan. *Paddy Water Environments*, 4, 217-222, doi: 10.1007/s10333-006-0052-8.
- Costantini G. (2010). Utilizzazione naturalistica degli invasi a prevalente uso irriguo: metodologia, analisi, linee guida. INEA.
- Aspe C., Gilles A., Jacque M. (2016). Irrigation canals as tools for climate change adaptation and fish biodiversity management in Southern France. *Regional environmental change*, 16(7): 1975-1984.
- Balderacchi, M., Perego, A., Lazzari, G., Muñoz-Carpena, R., Acutis, M., Laini, A., ... & Trevisan, M. (2016). Avoiding social traps in the ecosystem stewardship: The Italian Fontanile lowland spring. *Science of The Total Environment*, 539, 526-535.
- Balestrini R., Arese C., Delconte C. (2004). Funzionalità degli ecosistemi acquatici: il ruolo delle fasce riparie nella dinamica dei nutrienti. Quad. Ist. Ric- Acque- CNR 121.
- Barbier, E. B. (2019). The concept of natural capital. *Oxford Review of Economic Policy*, 35(1), 14-36.
- Barker, R., Dawe, D., & Inocencio, A. (2003). Economics of water productivity in managing water for agriculture. *Water productivity in agriculture: Limits and opportunities for improvement*, 1.
- Berbel, J., & Gómez-Limón, J. A. (2000). The impact of water-pricing policy in Spain: an analysis of three irrigated areas. *Agricultural Water Management*, 43(2), 219-238.
- Berbel, J., Gutiérrez-Martín, C., Rodríguez-Díaz, J. A., Camacho, E., & Montesinos, P. (2015). Literature review on rebound effect of water saving measures and analysis of a Spanish case study. *Water Resources Management*, 29(3), 663-678.
- Berg, Sven (2006) "Snowball Sampling-I". In *Encyclopedia of Statistical Sciences*, 12, edited by Kotz, Samuel; Campbell B. Read; N. Balakrishnan; Brani Vidakovic and Norman L. Johnson. Wiley-Blackwell, New York: 528-532. doi: 10.1002/0471667196.ess2478.pub2.
- Bierkens, M. F., Reinhard, S., de Bruijn, J. A., Veninga, W., & Wada, Y. (2019). The shadow price of irrigation water in major groundwater-depleting countries. *Water Resources Research*, 55(5), 4266-4287.
- Birol, E., Karousakis, K., & Koundouri, P. (2006). Using a choice experiment to account for preference heterogeneity in wetland attributes: The case of Cheimaditida wetland in Greece. *Ecological economics*, 60(1), 145-156.
- Bischetti, G.; Fumagalli, N.; Gomasasca, S.; Pillitter, T.; Piantanida, E.; Senes, G.; Negri, G.; Marziali, L.; Toccolini, A. Tutela e valorizzazione dei fontanili del territorio lombardo. In *Progetto FonTe*; Quaderni della Ricerca n. 144; Regione Lombardia, D.G. Agricoltura: Milano, Italy, 2012;
- Boerema, A., Schoelynck, J., Bal, K., Vreboos, D., Jacobs, S., Staes, J., & Meire, P. (2014). Economic valuation of ecosystem services, a case study for aquatic vegetation removal in the Nete catchment (Belgium). *Ecosystem Services*, 7, 46-56.

- Bouwer, H. (1987). Effect of irrigated agriculture on groundwater. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 113(1), 4-15.
- Boz, B., & Gumiero, B. (2016). Nitrogen removal in an afforested riparian zone: the contribution of denitrification processes. *Hydrobiologia*, 774(1), 167-182.
- Brown Jr, E. G., Laird, J., & Cowin, M. W. (2012). A Proposed Methodology for Quantifying the Efficiency of Agricultural Water Use.
- Burt, C. M., Clemmens, A. J., & Solomon, K. H. (1995). Identification and quantification of efficiency and uniformity components. In *Water Resources Engineering-Proceedings of the First International Conference on Water Resources Engineering*: San Antonio, TX (p. 1526).
- Castaldelli, G., Soana, E., Racchetti, E., Vincenzi, F., Fano, E. A., & Bartoli, M. (2015). Vegetated canals mitigate nitrogen surplus in agricultural watersheds. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 212, 253-262.
- Causapé, J., Quílez, D., & Aragüés, R. (2004). Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level: II. Salt and nitrate loads in irrigation return flows. *Agricultural Water Management*, 70(3), 211-228.
- Cavazza, F., Galioto, F., Guerra, E., Raggi, M., Viaggi, D., Cavazza, F., ... & Viaggi, D. (2017). Environmental services from irrigation water: a combined economic evaluation in the Renana Bureau of Reclamation and Irrigation basin.
- Cesari de Maria, S., Rienzner, M., Facchi, A., Chiaradia, E. A., Romani, M., & Gandolfi, C. (2016). Water balance implications of switching from continuous submergence to flush irrigation in a rice-growing district. *Agricultural Water Management*, 171, 108-119.
- Chen, S., Wu, W., Hu, K., & Li, W. (2010). The effects of land use change and irrigation water resource on nitrate contamination in shallow groundwater at county scale. *Ecological Complexity*, 7(2), 131-138.
- CIS-Drafting Group ECO 2 (2004), Information Sheet on the “Assessment of Environmental and Resource Costs in the Water Framework Directive”
- Clemmens, A. J., Srelkoff, T. S., & Burt, C. M. (1995). Defining efficiency and uniformity: problems and perspectives. In *Proceedings of the First International Conference on Water Resources Engineering*.
- Columba, P., & Altamore, L. (2006). Watering and agricultural development: evolution of water usage and effects on the product value. *Italian Journal of Agronomy*, 451-466. DOI: <https://doi.org/10.4081/ija.2006.s3.451>
- COM (2012) 673 final. A Blueprint to Safeguard Europe's Water Resources
- Coppola, A., Ianuario, S., Chinnici, G., Di Vita, G., Pappalardo, G., D'Amico, M. (2018), “Endogenous and exogenous determinants of agricultural productivity: What is the most relevant for the competitiveness of the Italian agricultural systems?”, *Agris On-line Papers in Economics and Informatics*, Vol. 10, No. 2, pp. 33-47 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.06.013>
- Costanza, R., & Daly, H. E. (1992). Natural capital and sustainable development. *Conservation biology*, 6(1), Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... & Van

Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *nature*, 387(6630), 253-260.37-46.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neil, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260, doi: 10.1038/387253a0.

Dagès, C., Voltz, M., Bsaibes, A., Prevot, L., Huttel, O., Louchart, X., ... & Negro, S. (2009). Estimating the role of a ditch network in groundwater recharge in a Mediterranean catchment using a water balance approach. *Journal of Hydrology*, 375(3-4), 498-512.

Defra (2002). Enhancing the biodiversity value of arable drainage ditches – a feasibility study. Project report.

Doak, M., Parminter, I., Horgan, G., Monk, R., Elliot, G., 2004. The economic value of irrigation in New Zealand. MAF Technical Paper 04/01, Wellington.

Doherty, E., Murphy, G., Hynes, S., & Buckley, C. (2014). Valuing ecosystem services across water bodies: Results from a discrete choice experiment. *Ecosystem Services*, 7, 89-97.

Dumont, A., Mayor, B., & López-Gunn, E. (2013). Is the rebound effect or Jevons paradox a useful concept for better management of water resources? Insights from the irrigation modernisation process in Spain. *Aquatic procedia*, 1, 64-76.

Ebrahimi, H., Ghazavi, R., & Karimi, H. (2016). Estimation of groundwater recharge from the rainfall and irrigation in an arid environment using inverse modeling approach and RS. *Water resources management*, 30(6), 1939-1951.

ERSAF (2010). L'acqua, una risorsa per il sistema agricolo lombardo

Espinosa-Tasón, J., Berbel, J., & Gutiérrez-Martín, C. (2020). Energized water: Evolution of water-energy nexus in the Spanish irrigated agriculture, 1950–2017. *Agricultural Water Management*, 233, 106073.

European Environment Agency (2019). Uso dell'acqua in Europa — Quantità e qualità esposte a grandi sfide URL: <https://www.eea.europa.eu/it/segnali/segnali-2018/articoli/uso-dell2019acqua-in-europa-2014#:~:text=L'agricoltura%20%C3%A8%20responsabile%20del,consumo%20complessivo%20annuo%20in%20Europa.&text=Il%20settore%20minerario%20e%20manifatturiero,che%20rappresenta%20circa%20il%2012%20%25.>)

Fabbri, P., Piccinini, L., Marcolongo, E., Pola, M., Conchetto, E., & Zangheri, P. (2016). Does a change of irrigation technique impact on groundwater resources? A case study in Northeastern Italy. *Environmental Science & Policy*, 63, 63-75.

FAO (2003). Agriculture, Food and Water, A contribution to the World Water Development Report. The use of water in agriculture, pp. 17-27. ISBN 92-5-104943-2

FAO. 2018. The future of food and agriculture – Alternative pathways to 2050. Rome.

Fasola M., Ruiz X. (1996). The value of rice fields as substitutes for natural wetlands for waterbirds in the Mediterranean region. *Colonial Waterbirds*, 19, Special Publication 1: Ecology, Conservation, and Management of Colonial Waterbirds in the Mediterranean Region (1996), 122 128.

- Fasola M., Ruiz X. (1996). The value of rice fields as substitutes for natural wetlands for waterbirds in the Mediterranean region. *Colonial Waterbirds*, 19, Special Publication 1: Ecology, Conservation, and Management of Colonial Waterbirds in the Mediterranean Region (1996), 122–128.
- Gandolfi, C., Rienzner, M., Ortuani, B. (2006) Documento d5: rapporto sul modello falda-fontanili, Progetto TwoLe – Sottoprogetto TwoLe-B – Modello Falda-Fontanili, Istituto di Idraulica Agraria, Università degli Studi di Milano, Milano, 111 pp.
- Giannoccaro, G., Casieri, A., de Vito, R., Zingaro, D., & Portoghese, I. (2019). Impatti economici dell'interruzione del servizio irriguo consortile nell'area della Capitanata (Puglia). Stima empirica per il pomodoro da industria nel periodo 2001-2016. *Aestimum*, 101-114.
- Grafton, R. Q., Williams, J., Perry, C. J., Molle, F., Ringler, C., Steduto, P., ... & Allen, R. G. (2018). The paradox of irrigation efficiency. *Science*, 361(6404), 748-750.
- Grammatikopoulou, I., Sylla, M., & Zoumides, C. (2020). Economic evaluation of green water in cereal crop production: A production function approach. *Water Resources and Economics*, 29, 100148.
- Grimes, A., & Aitken, A. (2008). Water, water somewhere: The value of water in a drought-prone farming region (No. 1124-2019-3149).
- Grizzetti, B., Lanza, D., Lique, C., Reynaud, A., & Cardoso, A. C. (2016). Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy*, 61, 194-203.
- Groenfeldt, D. (2006). Multifunctionality of agricultural water: looking beyond food production and ecosystem services. *Irrigation and Drainage: The journal of the International Commission on Irrigation and Drainage*, 55(1), 73-83.
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystem Ecology: a new synthesis*, 1, 110-139.
- Hansson, H. (2008). Are larger farms more efficient? A farm level study of the relationships between efficiency and size on specialized dairy farms in Sweden. *Agricultural and Food Science*, 17(4), 325–337.
- Hasund, K. P., Kataria, M., & Lagerkvist, C. J. (2011). Valuing public goods of the agricultural landscape: a choice experiment using reference points to capture observable heterogeneity. *Journal of Environmental Planning and Management*, 54(1), 31-53.
- He, J., Cai, H., & Bai, J. (2013). Irrigation scheduling based on CERES-Wheat model for spring wheat production in the Minqin Oasis in Northwest China. *Agricultural Water Management*, 128, 19–31.
- He, J., Dupras, J., & G. Poder, T. (2017). The value of wetlands in Quebec: a comparison between contingent valuation and choice experiment. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 6(1), 51-78.
- Hellegers, P., & Davidson, B. (2010). Determining the disaggregated economic value of irrigation water in the Musi sub-basin in India. *Agricultural Water Management*, 97(6), 933-938.
- Hensher, D.A.; Rose, J.M.; Greene, W.H. (2005). *Applied Choice Analysis: A Primer*; Cambridge University Press:

- Herzon I., Helenius J. (2008). Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological conservation*, 141(5): 1171-1183.
- Hill M.J., Chadd R.P., Morris N., Swaine J.D., Wood P.J. (2016). Aquatic macroinvertebrate biodiversity associated with artificial agricultural drainage ditches. *Hydrobiologia*, 776(1): 249-260.
- IEEP (2000). "The environmental impacts of irrigation in the European Union", report commissioned by the Environment Directorate of the European Commission, Institute for European Environmental Policy, London in Association with the Polytechnical University of Madrid and the University of Athens.
- Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Aguilera, P. A., Montes, C., & Martín-López, B. (2014). Socio-cultural valuation of ecosystem services: uncovering the links between values, drivers of change, and human well-being. *Ecological economics*, 108, 36-48.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2014). Climate change 2014: Synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland.
- ISPRA (2019). Gli indicatori del clima in Italia nel 2018. ISBN: 978-88-448-0955-3
- ISTAT (2021). Censimento permanente popolazione e abitazioni
- Jeanloz, S., Lizin, S., Beenaerts, N., Brouwer, R., Van Passel, S., & Witters, N. (2016). Towards a more structured selection process for attributes and levels in choice experiments: A study in a Belgian protected area. *Ecosystem services*, 18, 45-57.
- Jensen, M. E. (1968). Water consumption by agricultural plants (Chapter 1).
- Johnson, T. P. (2014). Snowball sampling: introduction. Wiley StatsRef: Statistics Reference Online.
- Keller, A. A. (1996). Integrated water resource systems: Theory and policy implications (Vol. 3). IWMI.
- Keller, A. A., & Keller, J. (1995). Effective efficiency: A water use efficiency concept for allocating freshwater resources (pp. 1-19). Arlington, VA, USA: Center for Economic Policy Studies, Winrock International.
- Kendy, E., & Bredehoeft, J. D. (2006). Transient effects of groundwater pumping and surface-water-irrigation returns on streamflow. *Water resources research*, 42(8).
- Kim, H. K., Jang, T. I., Im, S. J., & Park, S. W. (2009). Estimation of irrigation return flow from paddy fields considering the soil moisture. *Agricultural water management*, 96(5), 875-882.
- Kirsten, J. F., & Van Zyl, J. (1990). The economic impact of irrigation agriculture: methodological aspects and an empirical application. *Development Southern Africa*, 7(2), 209-224.
- Klein, K. K., Yan, W., & Le Roy, D. G. (2012). Estimating the incremental gross margins due to irrigation water in southern Alberta. *Canadian Water Resources Journal/Revue canadienne des ressources hydriques*, 37(2), 89-103.

- La Notte, A., Maes, J., Dalmazzone, S., Crossman, N. D., Grizzetti, B., & Bidoglio, G. (2017). Physical and monetary ecosystem service accounts for Europe: A case study for in-stream nitrogen retention. *Ecosystem services*, 23, 18-29.
- Lancaster, K. (1966), 'A New Approach to Consumer Theory', *Journal of Political Economy* 84, 132–157
- Liekens, I., Broekx, S., Smeets, N., Staes, J., Van der Biest, K., Schaafsma, M., ... & Cerulus, T. (2013). The ecosystem services valuation tool and its future developments. In *Ecosystem Services* (pp. 249-262). Elsevier.
- López-Mata, E., Tarjuelo, J. M., Orengo-Valverde, J. J., Pardo, J. J., & Domínguez, A. (2019). Irrigation scheduling to maximize crop gross margin under limited water availability. *Agricultural Water Management*, 223, 105678.
- Lopez-Nicolas, A., Pulido-Velazquez, M., & Macian-Sorribes, H. (2017). Economic risk assessment of drought impacts on irrigated agriculture. *Journal of Hydrology*, 550, 580-589.
- López-Pomares A., López-Iborra G.M., Martín-Cantarino C. (2015). Irrigation canals in a semi-arid agricultural landscape surrounded by wetlands: Their role as a habitat for birds during the breeding season. *Journal of Arid Environments*, 118: 28-36.
- M. Kutner, C. Nachtsheim, J. Neter, W. Li *Applied Linear Statistical Models*, McGraw-Hill/Irwin (2004)
- Mahvi, A. H., Nouri, J., Babaei, A. A., & Nabizadeh, R. (2005). Agricultural activities impact on groundwater nitrate pollution. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 2(1), 41-47. New York: Routledge.
- Martin, C. L., Momtaz, S., Gaston, T., & Moltschaniwskyj, N. A. (2020). Estuarine cultural ecosystem services valued by local people in New South Wales, Australia, and attributes important for continued supply. *Ocean & Coastal Management*, 190, 105160.
- Martin-Ortega, J., Giannoccaro, G., & Berbel, J. (2011). Environmental and resource costs under water scarcity conditions: an estimation in the context of the European Water Framework Directive. *Water Resources Management*, 25(6), 1615-1633.
- Mazzanti, M., & Montini, A. (2001). Multi-attribute valuation techniques and choice experiments: a critical analysis of methodological aspects. *Rivista di Economia Agraria*, 56(2), 221-259.
- McFadden, Daniel, 'Conditional Logit Analysis of Qualitative Choice Behavior,' in P. Zarembka (ed.), *Frontiers in Econometrics* (New York: Academic Press, 1973)
- Meyerhoff, J., & Liebe, U. (2006). Protest beliefs in contingent valuation: explaining their motivation. *Ecological economics*, 57(4), 583-594.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005a. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington, D.C., USA
- Mirra, L., de Gennaro, B. C., & Giannoccaro, G. (2021). Farmer Evaluation of Irrigation Services. Collective or Self-Supplied?. *Land*, 10(4), 415.

- Möllers, J., Bäuml, T., & Dufhues, T. (2022). Understanding the market potential of products from alternative food networks in a transition economy—a discrete choice experiment. *British Food Journal*.
- Naeem, S., Bunker, D. E., Hector, A., Loreau, M., & Perrings, C. (Eds.). (2009). *Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing: an ecological and economic perspective*. Oxford University Press.
- Natali, F., & Branca, G. (2020). On positive externalities from irrigated agriculture and their policy implications: An overview. *Economia agro-alimentare/Food Economy-Open Access*, 22(2).
- Peck, D. E., & Lovvorn, J. R. (2001). The importance of flood irrigation in water supply to wetlands in the Laramie Basin, Wyoming, USA. *Wetlands*, 21(3), 370-378.
- Pfister, S., Bayer, P., Koehler, A., & Hellweg, S. (2011). Projected water consumption in future global agriculture: Scenarios and related impacts. *Science of the total environment*, 409(20), 4206-4216.
- Piha H., Luoto M., Piha M., Merila J. (2007). Anuran abundance and persistence in agricultural landscapes during a climatic extreme. *Global Change Biology*, 13(1): 300-311.
- Pretolani, R., & Rama, D. (2019). Il sistema agro-alimentare della Lombardia: rapporto 2018. Il sistema agro-alimentare della Lombardia, 1-408.
- Puzzi C.M., Barenghi B., Sartorelli M., Trasforini S., Rossi S. (2005). “Il sistema dei canali gestiti dal consorzio di bonifica Est Ticino e Villoresi: studio per la mitigazione degli impatti sull’ittiofauna.” GRAIA srl
- Racchetti, E., Salmaso, F., Pinardi, M., Quadroni, S., Soana, E., Sacchi, E., ... & Bartoli, M. (2019). Is flood irrigation a potential driver of river-groundwater interactions and diffuse nitrate pollution in agricultural watersheds?. *Water*, 11(11), 2304.
- Raheem, N. (2014). Estimating Willingness to Pay to Protect Acequia Irrigation and Culture Lessons from San Miguel County, New Mexico. *Journal of Rural and Community Development*, 9(2).
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., ... & Zurek, M. B. (2005). *Ecosystems and human well-being-Synthesis: A report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press.
- Reidsma, P., Ewert, F. & Oude Lansink, A. Analysis of farm performance in Europe under different climatic and management conditions to improve understanding of adaptive capacity. *Climatic Change* 84, 403–422 (2007). <https://doi.org/10.1007/s10584-007-9242-7>
- Rijsberman, F. R. (2006). Water scarcity: fact or fiction?. *Agricultural water management*, 80(1-3), 5-22.
- Rogers P., Bhatia R., Huber A. (1998). *Water as a social and economic good: How to put the principle into practice*. Stockholm: Global Water Partnership
- Rolke D., Jaenicke B., Pfaender J., Rothe U. (2018). Drainage ditches as important habitat for species diversity and rare species of aquatic beetles in agricultural landscapes (Insecta: Coleoptera). *Journal of Limnology*, 77(3).

- Romano A., Salvidio S., Mongillo D., Olivari S. (2014). Importance of a traditional irrigation system in amphibian conservation in the Cinque Terre National Park (NW Italy). *Journal for nature conservation*, 22(5): 445-452.
- Rosa, L., Chiarelli, D. D., Rulli, M. C., Dell'Angelo, J., & D'Odorico, P. (2020). Global agricultural economic water scarcity. *Science Advances*, 6(18), eaaz6031.
- Rosato, P. Rotaris. (2014). Il valore dell'irrigazione in Italia: una valutazione edonimetrica. In Zucaro R. (edited by) (2014) *Condizionalità ex-ante per le risorse idriche: opportunità e vincoli per il mondo agricolo*. Rapporto INEA (pp 68-60). ISBN 978-88-8145-402-0
- Rossi, R. (2019). Irrigation in EU agriculture. Briefing of European Parliament Think Tank
- Santolini R., Morri E. (2017). Criteri Ecologici per l'Introduzione di Sistemi di Valutazione e Remunerazione dei Servizi Ecosistemici (SE) nella Progettazione e Pianificazione. In: *La Dimensione Europea del Consumo di Suolo e le Politiche Nazionali*. CRCS Rapporto 2017, pp149-154. INU ed., Rome (Italy).
- Sardaro, R., Bozzo, F., & Fucilli, V. (2018). The choice experiment and the stochastic profit frontier: a methodological approach for groundwater preservation policies. *Aestimum*, 81-107
- Sargazi, N., Takian, A., Yaseri, M., Daroudi, R., Motlagh, A. G., Nahvijou, A., & Zendehdel, K. (2021). Mothers' preferences and willingness-to-pay for human papillomavirus vaccines in Iran: A discrete choice experiment study. *Preventive Medicine Reports*, 23, 101438.
- Sattler C., Matzdorf B. (2013). PES in a nutshell: From definitions and origins to PES in practice. Approaches, design process and innovative aspects. *Ecosystem services*, 6: 2-11. DOI: 10.1016/j.ecoser.2013.09.009
- Sattler C., Matzdorf B. (2013). PES in a nutshell: From definitions and origins to PES in practice. Approaches, design process and innovative aspects. *Ecosystem services*, 6: 2-11. DOI: 10.1016/j.ecoser.2013.09.009
- Sayadi, S., González-Roa, M. C., & Calatrava-Requena, J. (2009). Public preferences for landscape features: The case of agricultural landscape in mountainous Mediterranean areas. *Land Use Policy*, 26(2), 334-344
- Séraphin, P., Vallet-Coulomb, C., & Gonçalves, J. (2016). Partitioning groundwater recharge between rainfall infiltration and irrigation return flow using stable isotopes: The Crau aquifer. *Journal of Hydrology*, 542, 241-253.
- Shumway, C. R. (1973). Derived demand for irrigation water: The California aqueduct. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 5(2), 195-200.
- Solomon, K. H., & Burt, C. M. (1999). Irrigation sagacity: a measure of prudent water use. *Irrigation Science*, 18(3), 135-140.
- Steduto, P., Hsiao, T. C., Fereres, E., & Raes, D. (2012). *Crop yield response to water* (Vol. 1028). Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Stewart, J. I., Hagan, R. M., Pruitt, W. O., Danielson, R. E., Franklin, W. T., Hanks, R. J., ... & Jackson, E. B. (1977). Optimizing crop production through control of water and salinity levels in the soil.

- Stiglitz, J. (2004). *Economia del settore pubblico*. 1st ed. Milano: Hoepli.
- Stiglitz, J. E. (2009). GDP fetishism. *The Economists' Voice*, 6(8).
- Tarfasa, S., & Brouwer, R. (2013). Estimation of the public benefits of urban water supply improvements in Ethiopia: a choice experiment. *Applied Economics*, 45(9), 1099-1108.
- Thiene, M., & Tsur, Y. (2013). Agricultural landscape value and irrigation water policy. *Journal of Agricultural Economics*, 64(3), 641-653.
- Thoms, M., & Cullen, P. (1998). The impact of irrigation withdrawals on inland river systems. *The Rangeland Journal*, 20(2), 226-236.
- Tietenberg, T. & Lewis, L. (2012). *Environmental & Natural Resource Economics*.
- Turner, K., Pearce, D.W. & Bateman, I., (1994). *Environmental Economics. An Elementary Introduction*. Baltimore: John Hopkins University Press.
- Turner, K., Pearce, D.W. & Bateman, I., (1994). *Environmental Economics. An Elementary Introduction*. Baltimore: John Hopkins University Press
- Turrall, H., Burke, J., & Faurès, J. M. (2011). Climate change, water and food security (No. 36). Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- United Nation (2015). *Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development*
- Verdonschot R.C., Keizer-vlek H.E., Verdonschot P.F. (2011). Biodiversity value of agricultural drainage ditches: a comparative analysis of the aquatic invertebrate fauna of ditches and small lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(7): 715-727.
- Wallace, K. J.(2007) Classification of ecosystem services: problems and solutions . *Biological Conservation*, 139, 235 –46.
- Ward, F. A., & Pulido-Velazquez, M. (2008). Water conservation in irrigation can increase water use. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(47), 18215-18220.
- Webber, D. F. (2007). Vegetative filter strip buffer effects on runoff, sediment, and nutrient losses from a grazing and windrow composting site. Iowa State University.
- Wichelns, D. (1999). Economic efficiency and irrigation water policy with an example from Egypt. *International Journal of Water Resources Development*, 15(4), 543-560.
- Wichelns, D. (2002). An economic perspective on the potential gains from improvements in irrigation water management. *Agricultural Water Management*, 52(3), 233-248.
- Wisser, D., Frolking, S., Douglas, E. M., Fekete, B. M., Vörösmarty, C. J., & Schumann, A. H. (2008). Global irrigation water demand: Variability and uncertainties arising from agricultural and climate data sets. *Geophysical Research Letters*, 35(24).
- Working Group 2.6 - WATECO (2003). *Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC). Guidance document n. 1 Economics and the environment The implementation challenge of the Water Framework Directive*.

Wunder S. (2005). Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts. Occasional Paper No. 42. CIFOR, Bogor (2005).

Yesilnacar, M. I., & Gulluoglu, M. S. (2008). Hydrochemical characteristics and the effects of irrigation on groundwater quality in Harran Plain, GAP Project, Turkey. *Environmental Geology*, 54(1), 183-196.

Z.H.He, A.K.Joshi, W.J.Zhang Climate Vulnerability and Wheat Production. *Climate Vulnerability: Understanding and Addressing Threats to Essential Resources* Elsevier Inc., Academic Press, Waltham, USA (2013), pp. 57-67

Zetland, D. (2021). The role of prices in managing water scarcity. *Water Security*, 12, 100081.

Zucaro, R., & Ruberto, M. (2019). Evaluation of ecosystem services of irrigated agriculture: a policy option for a sustainable water management. *Italian Review of Agricultural Economics*, 74(3), 11-22.

Zucaro, R., Antinoro, C., & Giannerini, G. (2017). Characterization of drought in Italy applying the Reconnaissance Drought Index. *European Water*, 60, 313-318.

Zucaro, R., Conti, S. L., Marangon, F., Massarutto, A., & Troiano, S. (2020). Le esternalità ambientali dell'irrigazione in Italia. *Aestimum*, 59-77.

Zucaro, R., Corapi, A., Serino, G., Bonapace, C., Campo, C., Pillitteri, S., ... & Dell'Acqua, S. (2009). Rapporto sullo stato dell'irrigazione in Lombardia. Rapporto irrigazione. INEA.

Ringraziamenti

Un sentito ringraziamento al mio tutor, il Professor Giacomo Branca, per il supporto e l'aiuto offertomi durante questi anni di Dottorato.

Grazie a Raffaella, perché senza di lei non sarei ciò che sono; grazie per offrirmi sempre la possibilità di migliorare.

Rivolgo i miei ringraziamenti anche a Stefania, per il supporto, l'incoraggiamento e la sua capacità di rassicurarmi.

Grazie a tutte le persone che mi hanno aiutato nella diffusione dei questionari, senza le quali non avrei potuto portare a termine il lavoro di tesi.

Ringrazio i miei genitori, per la pazienza e la comprensione nei momenti difficili; grazie per esserci sempre.

Un ringraziamento speciale a Ilaria, partecipe di ogni gioia e dolore; grazie di essermi stata vicino anche quando era impossibile farlo.

Grazie agli amici che mi sono stati accanto, soprattutto a chi ha avuto la possibilità e la pazienza di offrirmi ascolto e conforto.

Infine, grazie a Mara e Veronica, per aver corso insieme a me, tenendoci per mano.